الجمهـــــــورية الجزائريـــــــــــة الديـــــــــــمقراطية الشعبيـــــــــــة

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار -عنابة

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR – ANNABA

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER

Laboratoire des écosystèmes aquatiques et terrestres

THÈSE

En vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences de la Mer

Option : Biologie et physiologie des organismes marins

Intitulé

Détermination des niveaux de pollution du golfe de Skikda par l'utilisation des organismes marins (*Posidonia oceanica* (L.) 1813 Delile et *Sarpa salpa* (L.) 1758)

Présentée Par

Mme ZEGHDOUDI Fadila

Devant le Jury :

M^me^AMAROUAYACHE M.	**Professeur (U.B.M. Annaba)**	**Présidente**
M^r^TANDJIR L.	**Professeur (U 08 Mai. Skikda)**	**Directeur de Thèse**
M^r^BENSOUILAH M.	**Professeur (U.B.M. Annaba)**	**Examinateur**
M^me^KHATI W.	**Professeur (U.C.B. El-Tarf)**	**Examinatrice**
M^r^OUALI K.	**Professeur (U.B.M. Annaba)**	**Examinateur**
M^me^KAOUACHI N.	**Professeur (U.C.M. Souk-Ahras)**	**Examinatrice**

Année Universitaire : 2019/2020

DEDICACES

A coeur vaillant rien d'impossible
A conscience tranquille tout est accessible
Quand il y a la soif d'apprendre
Tout vient à point à qui sait attendre
Quand il y a le souci de réaliser un dessein
Tout devient facile pour arriver à nos fins
Malgré les obstacles qui s'opposent
En dépit des difficultés qui s'interposent

Les études sont avant tout
Notre unique et seul atout
Elles représentent la lumière de notre existence
L'étoile brillante de notre réjouissance
Comme un vol de gerfauts hors du charnier natal
Nous partons ivres d'un rêve héroïque et brutal
Espérant des lendemains épiques
Un avenir glorieux et magique
Souhaitant que le fruit de nos efforts fournis
Jour et nuit, nous mènera vers le bonheur fleuri
Aujourd'hui, ici rassemblés auprès des jurys,
Nous prions Dieu que cette soutenance
Fera signe de persévérance

Et que nous serions enchantés
Par notre travail honoré MC

Je dédie cette thèse à …

A la mémoire de mon Père ABD ALLAH

Papa
je n'ai jamais osé te l'écrire
car on ne s'est pas parlé énormément depuis ta vie,
mais sache que ton absence me fait autant souffrir.
Je sais que ces paroles, tu ne liras pas,
mais ça me fait du bien d'écrire tout ça.
Aujourd'hui je ne trouve toujours pas le courage,
Tu es parti sans nous prévenir,
en sachant que tu ne vas jamais revenir.
Je garde le sourire en mémoire de nos souvenirs,
j'ai perdu mon papa que j'ai tant aimé,
Méritante, victorieuse et ne cédant jamais,
abreuvant notre force d'amour, justice et vie,
nous avons grâce à toi constitué une belles est grands familles,
qui malgré ton départ survit par unité.
Usés par les batailles que ton absence nous donne,
et las, nous apprenons à pardonner la vie.
jamais je ne vais essayer de t'oublier.
Papa, Je t'aime beaucoup,
je voudrais te serrer dans mes bras,
tu es parti beaucoup trop loin de nous,
à jamais tu resteras dans ma mémoire gravé,
je t'aime papa,tu me manque.

A ma très chère mère

Affable, honorable, aimable : Tu représentes pour moi le symbole de la bonté par excellence, la source de tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi.

Ta prière et ta bénédiction m'ont été d'un grand secours pour mener à bien mes études.

Aucune dédicace ne saurait être assez éloquente pour exprimer ce que tu mérites pour tous les sacrifices que tu n'as cessé de me donner depuis ma naissance, durant mon enfance et même à l'âge adulte.

Tu as fait plus qu'une mère puisse faire pour que ses enfants suivent le bon chemin dans leur vie et leurs études.

Je te dédie ce travail en témoignage de mon profond amour. Puisse Dieu, le tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et bonheur.

A mes très chers (e) s frères sœurs

Wahiba ; Samir ; Radia ; Hacina ; Mouhamed ; Hacen et Hamza

À ma nièce

Imen

A mon marie

Bilel

A mes chers collègues

A tout le staff des Sciences de la mer

Remerciements

Avant tout, mes remerciements s"adressent en premier lieu à « ﷲ», qui m"a donné le courage, la force et la patience pour mener à terme ce travail de recherche.

Je voudrais exprimer mon entière reconnaissance à tous les membres du jury, pour l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant de juger mon travail.

Je remercie le TANDJIR Larbi, professeur à la faculté des sciences de la nature et de la vie, laboratoire d'écotoxicologie animale et végétale, université de Skikda, pour m'avoir encadrée et pour m'avoir fait confiance et pour la liberté qu'il m'a toujours accordée. Je le remercie de m'avoir conseillé, encouragé et soutenu tout au long de la thèse avec patience et disponibilité. Qu'il trouve ici, le témoignage de ma profonde reconnaissance et ma sincère gratitude.

Je tiens à remercier Mme AMAROUAYACHE Mounia, professeur à la faculté des sciences de la nature et de la vie, laboratoire des bioressources marines, université d'Annaba, d'avoir accepté d'assurer la présidence du jury de ma thèse de Doctorat. Je suis très honorée de votre présence dans ce jury.

Un très grand merci à M^{me}KAOUACHI Nouha professeur à la faculté des sciences de la nature et de la vie, laboratoire des écosystèmes aquatiques et terrestres université de Souk-Ahras d'avoir accepté d'examiner ce travail, qu'elle trouve ici l'expression de mon profond respect.

Il m'est agréable d'exprimer mes sincères remerciements, ma gratitude et mon profond respect aussi à M^{me}KHATI Wilia, professeur à la faculté des sciences de la nature et de la vie, Laboratoire biodiversité et pollution des écosystèmes, université d'El-Tarf d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Je suis également très reconnaissant à: monsieur BENSOUILAH Mourad, Professeur à la faculté des sciences de la nature et de la vie, laboratoire d"Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux, université de Badji-Mokhtar-Annaba. Qu"il trouve ici l"expression de mes sincères remerciements pour ses qualités humaines. Il m'a fait part de son expérience et son savoir-faire dans les domaines de la Science durant mon parcour universitaire.

Un très grand merci également à monsieur OUALI Kheireeddine, professeurs à la faculté des sciences de la nature et de la vie, laboratoire de

biosurveillance environnementale, université d'Annaba, qui ont tous accepté de faire partie du jury et qui m"a honorée de sa participation à ce jury.

C'est avec de profonds sentiments de reconnaissance et un très grand respect que je remercie Monsieur Rachid DELIMI, enseignant chercheur et chef d'équipe de recherche: Membranes ioniques. Traitement des effluents industriels du laboratoire traitement des eaux et recyclage des eaux usées industrielles qui m'ont aidé dans l'analyse demes échantillons à l'Université d'Annaba et sans oubier biensure Dr. Zahia Beredjem.

Nos plus vifs remerciements vont aussi au chef de département de Biologie de l'université de Djijel et au personnel pour nous avoir accueillis dans du laboratoir pédagogiques et pour leurs aids pour la réalisation des analyses des ETM.

Un merci également particulier aux gens du club de plongée sous-marine à Stora (Skikda) spécialement « FAIZA », qui m'ont aidé beaucoup pour la réalisation de de ma thèse. Je tiens à leurs exprimer ma profonde gratitude pour avoir consacré du temps et avoir mis à ma disposition tous les moyens nécessaires pour l'échantillonnage.

Un grand merci à mon amie et collègue, Naouel OUALI, quelle a toujours eu à mon égard…pour sa disponibilité, sa collaboration, pour son soutient morale et sa loyauté en vers notre amitié. Elle m'a accompagné durant toute la période de réalisation de ce travail. Je le remercie énormément, à lui exprimer ma sincère reconnaissance!

Je remercie également, mes collègues, Mounira RACHEDI et Marja TAHRI, de l'Université de Chadli Bendjedid-El tarf pour leurs soutiens, leurs encouragements, pour leurs collaborations et leurs aides pour le traitement statistique des résultats de cette thèse. Je leur témoigne mon affection la plus sincère!

Je témoigne ma gratitude et mes remerciements à tous mes enseignants du département des sciences de la mer qui ont contribué à ma formation.

Il est bon et juste d'évoquer l'appui moral ainsi que la sollicitude trouvée auprès de toute ***ma famille****. Je tiens à exprimer mes sentiments les plus respectueux et ma profonde reconnaissance à ma* ***mère, à mes frères et soeurs****, pour les encouragements constants qu'ils ont déployé tout au long de ces années de recherche.*

Enfin, je remercie toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont apporté leur contribution à ce travail. Je leur exprime ici toute ma reconnaissance et ma sympathie.

Sommaire

Remerciements
Sommaire
Liste des figures
Liste des tableaux
Liste des abréviations
Introduction ……1
Chapitre I : Synthèses bibliographiques
2.1. GÉNÉRALITÉS SUR LA POLLUTION PAR LES MÉTAUX TRACES DANS LE MILIEU MARIN.....5
2.1.1. La pollution marine:.....5
2.1.1.1. Définition 5
2.1.1. 2. Sources de pollution.....6
2.1.1. 3. Nature des polluants dans la mer.....6
2.1.2. Les polluants métalliques.....7
2.1.2.1. Rappels généraux sur les métaux lourds 7
2.1.2.2. Les sources de pollution métallique.....7
2.1.3. Les caractéristiques des métaux lourds 8
2.1.3.1. Les métaux essentiels.....8
2.1.3.2. Les métaux non essentiels.....9
2.1.3.3. Argumentaire sur les métaux lourds pris en compte :.....9
2.1.4. L'utilisation des métaux lourds.....12
2.1.5. Mécanismes de fixation des métaux.....122
a) L'assimilation.....133
b) La bioconcentration 133
c) La bioamplification.....133
2.1.6. Mobilité et biodisponibilité des contaminants dans un sédiment.....14
2.2. EFFETS DES METAUX VIS-A-VIS DES ORGANISMES MARINS ET DE L'HOMME 155
1. Toxicité et impact.....155
1.1. Accumulation des métaux par les organismes marins 17
1.2. Accumulation des métaux selon les organes : Organotropisme.....19
1.3. Évaluation de la contamination métallique dans le milieu marin 200
1.3.1. Définition du terme « indicateur biologique » ou « bioindicateur » 21
1.3.2. Les bio-indicateurs en milieu marin.....21
1.4. LES MAGNOLYOPHYTES DE MÉDITERRANÉE.....233
1.4.1. La mer Méditerranée 23
1.4.2. Les magnoliophytes.....24
1.4.3. Taxonomie et répartition de *Posidonia oceanica*.....25
1.4.4. Caractéristiques biologiques 26
1.4.5. Ecologie.....29
1.4.6. Repartions géographique.....30
1.4.7. Rôles écologiques.....31
1.4.8. Menaces.....31

2. 3. La SAUPE *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758) 33
2.3.1. Présentation de la famille des Sparidés 33
2.3.2. Position systématique de la Saupe 33
2.3.2.1. Caractères distinctifs 34
2.3.2.2. Répartition géographique de la saupe 34
2.3.2.3. Régime alimentaire 35
2.3.2.4. Reproduction 35
Chapitre II: Matériels & Méthodes
1. Aperçu général sur le littoral Algérien 36
1.1. Caractéristiques générales du littoral algérien. 36
1.1.2. Le littoral de Skikda. 37
1.1.2.1. Analyse climatique 38
1.1. 2.2.. Diagramme de Gaussen 38
1.1.2.3. La température 39
1.1.2.4. Le régime pluviométrique. 40
1.1.2.5. L'humidité relative. 42
1.1.2.6. La vitesse du vent 43
1.2. Les facteurs anthropiques 44
1.2.1. La population 44
1.2.2. Les industries 44
1.2.3. Les activités portuaires 46
1.1.3. Le golfe de Skikda 47
1.1.3.1. Apports d'eaux douces 48
1.1.3.2. La sédimentologie 49
1.1.3.3.Les courants. 49
1.1.3.4.Sources de pollution 49
1.2. Stratégie d'échantillonnages 52
1.2.1.Techniques de prélèvements 533
1.2.1.1. Mesure des paramètres physico-chimiques 533
1.2.1.2.. Récolte et traitement des échantillons 533
1.2.2. Phase analytique 55
a). Analyse chimique des sédiments 55
b). Analyse chimique des poissons 55
c). Traitement et analyse chimique de *P. oceanica* 55
1.2.3.. Valeurs guides requises pour déterminer les niveaux de contamination 56
1.2.4. Evaluation des niveaux de contamination métallique 57
1.2.4.1. Calcule de l'Indice de Contamination (IC) 57
1.2.4.2. Calcule de l'Indice de Pollution métallique (PLI) 57
1.2.4.3. Calcul du facteur de bioconcentration (BCF) 57
1.3. Analyse statistique des données 59
A). Comparaison de moyennes : ANOVA et test de Student 59
B). Analyse en Composantes Principales (A.C.P.) 59
Chapitre III: Résultats
3. Résultats 60
3.1. Paramètres physicochimiques de l'eau de mer 60

3. 1.1. Température de l'eau (°C) 61
3.1.2. Salinité de l'eau (‰)..... 62
3.1.3. Potentiel hydrogène (pH) 63
3.1.4. Oxygène dissous (%) 63
3.2.Distribution des métaux lourds dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda……65
3.2.1.Cadmium……..65
3.2.2.Plomb……65
3.2.3.Chrome……66
3.2.4.Zinc……..66
3.2.5.Cuivre……...67
3.3. Evaluation de degré de pollution des sédiments des différentes stations étudiées dans le golfe de Skikda 67
3.3.1. Normes et classes de pollution par le calcul de l'indice de contamination (IC)..... 67
3.3.2. Normes et classes de pollution par le calcul de PLI (Pollution Load Index, Indice de Charge de Pollution)..... 68
3.2.3. Analyse en composantes principales ACP pour le sédiment 67
3.3.1.Variations spatio temporelles des ETM rencontrés chez *P. oceanica* du Golfe de Skikda……..... ……71
3.3.1.1.Cadmium……. 72
3.3.1.2. Plomb……72
3.3.1.3.Chrome…… 73
3.3.1.4.Cuivre……73
3.3.1.5. Zinc……..74
3.3.1. Variations spatio temporelles des ETM rencontrés chez *P. oceanica* du Golfe de Skikda……71
3.3.2. Résultats de l'analyse statistique des données sur la posidonie……74
3.3.2.1.Analyse en composantes principales (ACP)…….. 74
3.3.2.2. Corrélation de Pearson (bivariée) entre le sédiment et la posidonie……. 76
3.4. Teneurs en éléments traces métallique dans le Muscle de *Sarpa salpa*..... 78
3.4.1.Cadmium……...78
3.4.2.Plomb…….. 79
3.4.3.Chrome…… .80
3.4.4.Cuivre…….. 80

3.4.5.Zinc……..81
3.5. Analyses en composantes principales……82
3.4.2. Corrélations de Pearson…….83
3.4.3. Evaluation de la concentration des ETM par le calcul du facteur de bioconcentration (BCF) chez la posidonie et chez la saupe……..84
Discussion.....86
Conclusion & perspectives.....86
Références bibliographiques.....110
Résumés.....109
Annexes……...153

Liste des figures

Figure. 1. Photographie sous-marine d'un herbier à *Posidonia oceanica*……..26

Figure. 2. Schéma illustrant l'arrangement caractéristique des rhizomes de Posidonia oceanica (D'après Boudouresque & Meinesz, 1982).....27

Figure. 3. : Les différents types de feuilles dans un faisceau de *Posidonia ocianica* (Giraud et *al*, 1979).....28

Figure 4: Lépidochronologie. En haut : disposition des écailles le long d'un rhizome de Posidonia oceanica. En bas : épaisseur des écailles (en µm). M : maximum d'épaisseur. m : minimum d'épaisseur. f.s. restes d'un pédoncule floral. P : prophylle (préfeuille) accompagnant le pédoncule floral. L1 : feuille vivante la plus âgée (Pergent et al., 1989b).....28

Figure 5. Photographie d'une banquette de Posidonie en bord de plage (aires-marines.fr). 28

Figure. 6. Fruits de Posidonia oceanica « Olives de mer ». 29

Figure. 7. Répartition de *Posidonia oceanica* le long des côtes Méditerranéennes (Gobert et *al*., 2006).....30

Figure. 8. Morphologie externe de la Saupe 34

Figure. 9. Répartition géographique de *Sarpa salpa* (*in* Fish base, 2008). 35

Figure 10: Localisation Africaine de la région de Skikda (Schlumberger & Sonatrach, 2010) *(Source: Contribution from Sonatrach Exploration Division, Research and Development Centre and Petroleum Engineering and Development Division).* 36

Figure 11. Situation géographique du Golfe de Skikda (en haut), et image satellite de la zone d'étude (en bas). 37

Figure 12. Diagramme ombrothermique de Bagnols-Gaussen (P=2T) pour la région de Skikda des années 2008 et 2009 (*Maatallah, 2011*). 38

Figure 13. Carte simplifiée des zones bioclimatiques du litoral nord est Algérien (*Côte, 1998*).39

Figure 14. Régime saisonnier pluviométrique de la région d'étude durant la période 2008-2009 (*Maatallah, 2011*).....41

Figure 15. Localisation de Skikda sur la carte pluviométrique annuelle de l'Algérie carte établie sous l'autorité scientifique du *Pr. Laborde* (basée sur 470 postes période 1922-1960/1969-1989) (Source thèse d'état de *Meddour, 2010*).Zone d'étude Skikda. 42

Figure 16. Evolution de la température et l'humidité relative durant la période d'étude (2008-2009) (*Maatallah, 2011*). 43

Figure 17. Représentation du Golfe de Skikda. (*Source : in Reffas*). 47
Figure 18. Localisation des 3 principaux Oueds du littoral de Skikda (*Cadastre, 2004 modifiée par Maatallah, 2011).* 49
Figure 19. Image satellitaire des principales sources de pollution dans le golfe de Skikda. (Google Earth Modifié) 50
Figure 20. Image satellite du golfe de Skikda et localisation géographique des stations d'échantillonnage avec les sources de pollution probable (Google Earth Modifié) 53
Figure 21. Dissection du faisceau de *P. oceanica* en rhizome et faisceau foliaire. (photo internet) 54
Figure 22. Evolution Spatio-temporelle de la température des eaux de surface du golfe de Skikda. 62
Figure 23. Evolution Spatio-temporelle de la salinité des eaux de surface du golfe de Skikda. 62
Figure 24. Evolution Spatio-temporelle du pH des eaux de surface du golfe de Skikda. 63
Figure 25. Evolution Spatio-temporelle de l'oxygène dissout des eaux de surface du golfe de Skikda. 63
Figure 26. Variations saisonnières des teneurs en cadmium dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda. (Pour chaque métal, les étoiles indiquent des différences significatives ; Test ANOVA: (** : corrélation hautement significative $p \leq 0,01$, entre les sites et stations) 65
Figure 27. Variations saisonnières des teneurs en plomb dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda. (* : corrélation significative $p \leq 0,05$, entre les sites et stations) 66
Figure 28. Variations saisonnières des teneurs en plomb dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda. (* : corrélation significative ($p \leq 0,05$) 66
Figure 29. Variations saisonnières des teneurs en zinc dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda. (** : correlation hautement significativep $\leq 0,01$), entre les sites et stations) 67
Figure 30. Variations saisonnières des teneurs en cuivre dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda. (** : correlation hautement significative $p \leq 0,01$), entre les sites et stations) 67
Figure 31. Variations de l'Indice de Contamination (IC) relevés dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda (2010-2011). 68
Figure 32. Variations de l'indice de charge de pollution (PLI) dans les sédiments prélevés dans les différentes stations du golfe de Skikda (2010-2011). 69
Figure 33. Analyse en composantes principales basée sur la variation interstation des ETM sans le sédiment de surface du golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 90,59 %, axe 2 : 9,41 %. 70

Figure 34. Analyse en composantes principales basée sur la variation saisonnière des ETM dans le sédiment de surface du golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 67,12 %, axe 2 : 19,65 %. 70

Figure 35. Variations saisonnières des teneurs en cadmium en µg. g^{-1} p.s chez la posidonie «*P. oceanica*» prélevée au niveau du golfe de Skikda. (** : corrélation hautement significative $p \leq 0,01$, entre les sites et stations).....72

Figure 36. Variations saisonnières des teneurs en plomb en µg. g^{-1} p.s chez la posidonie «*P. oceanica*» prélevée au niveau du golfe de Skikda. (** : corrélation hautement significative $p \leq 0,01$, entre les sites et stations).....72

Figure 37. Variations saisonnières des teneurs en chrome en µg. g^{-1} p.s chez la posidonie «*P. oceanica*» prélevée au niveau du golfe de Skikda. (** : corrélation hautement significative $p \leq 0,01$, entre les sites et stations).....73

Figure 38. Variations saisonnières des teneurs en cuivre en µg. g^{-1} p.s chez la posidonie «*P. oceanica*» prélevée au niveau du golfe de Skikda. (** : corrélation hautement significative $p \leq 0,01$, entre les sites et stations).....73

Figure 39. Variations saisonnières des teneurs en zinc en µg. g^{-1} p.s chez la posidonie «*P. oceanica*» prélevée au niveau du golfe de Skikda. (* : corrélation significative ($p \leq 0,05$) 74

Figure 40. Analyse en composantes principales basée sur la variation interstation des ETM dans la posidonie du golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 89,61 %, axe 2 : 10,39 %.....75

Figure 41. Analyse en composantes principales basée sur la variation saisonnière des ETM dans la posidonie récoltée dans le golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 66,61 %, axe 2 : 26,59%.....76

Figure 42. Variation spatio-temporelle des teneurs en Cadmium dans le muscle du *S. salpa* 79

Figure 43. Variation spatio-temporelle des teneurs en Plomb dans le muscle du *S. salpa* 79

Figure 44. Variation spatio-temporelle des teneurs en Chrome dans le muscle du *S. salpa* 80

Figure 45. Variation spatio-temporelle des teneurs en Cuivre dans le muscle du *S. salpa* 81

Figure 46. Variation spatio-temporelle des teneurs en Zinc dans le muscle du *S. salpa* 81

Figure 47. Analyse en composantes principales basée sur la variation interstation des ETM dans le muscle du poisson habitant le golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 66,80 %, axe 2 : 33,20 %. 82

Figure 48. Analyse en composantes principales basée sur la variation saisonnière des ETM dans le muscle du poisson *S. salpa* capturé dans le golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 66,39 %, axe 2 : 24,26 %. 83

Figure 49. Variations spatiales du BCF des ETM dans les feuilles adultes de P. oceanica et le muscle de *S. salpa*……85

Liste des tableaux

Tableau. 1. Classification des métaux et des métalloïdes en fonction de leur toxicité et de leur disponibilité (Wood, 1974 in Förstner et Wittmann, 1979). 8

Tableau. 2 : Les sources industrielles des métaux lourds **(**in Rapin et al., 1982**).** 122

Tableau. 3. Effets des métaux lourds sur l'homme. (Montiel, 1982) 15

Tableau. 4. Effets des Métaux lourds sur certains organismes aquatiques dans les zones polluées. (Montiel, 1982). 16

Tableau 5. Les températures de l'air (Minima et Maxima) de la période d'étude 2008 et 2009. 39

Tableau 6. Représentation des températures moyennes annuelles de l'air de 2008 et 2009. 40

Tableau 7. Le régime pluviométrique de la zone d'étude de 2008et 2009. 41

Tableau 8. Evolution de la population agglomérée et totale de la wilaya de Skikda à travers les 3 derniers RGPH. 44

Tableau 9. Surface des Unités industrielles implantées sur le pôle des hydrocarbures 45

Tableau 10. Les principales unités industrielles implantées dans la wilaya de Skikda 46

Tableau 11. Résumé des 3 principaux oueds de la zone d'étude. 48

Tableau 12 . Description des grands complexes de le zone industrielle de Skikda (ZIS) 50

Tableau 13. Normes de sécurité internationales des métaux lourds dans les sédiments et la chair des poissons (ABRMC, 1991 ; GESAMP, 1982 ; FAO/WHO 1989 ; CE 2002). 57

Tableau 14. Variations spatio-temporelle des paramètres physicochimiques et caractéristiques de l'eau de mer du golfe de Skikda des zones Mollo (S1), Baie de Stora (S2) et Ile de Srigina (S3) durant l'année (2010-2011) ; (moyennes± écart-types). 61

Tableau 15. Représentation comparative des résultats obtenus (physico-chimique) avec ceux d'autre baie d'Algérie. 64

Tableau 16. Teneurs en métaux (µg.g-1) du sédiment superficiel du golfe de Skikda des zones Mollo (S1), Baie de Stora (S2) et Ïle de Srigina (S3) durant l'année (2010-2011) ; (Max ; Min ; moyennes± écarts types (en gras)). 71

Tableau 17. Matrice de corrélation linéaire de Pearson entre les métaux dosés dans les sédiments (1) et les feuilles adultes de *Posidonia oceanica* (2) du golfe de Skikda……..... 77

Tableau 18. Concentrations moyennes en éléments traces en µg.g-1 de ps dans le muscle de S. salpa récolté dans les trois sites du golfe de Skikda durant la période (2010-2011; n= 3 ; moyenne ± écart-type). 78

Tableau 19. Corrélation de Pearson entre les différents métaux traces dans le poisson (1) et le sédiment superficiel (2) du golfe de Skikda. 84

Tableau 20. Corrélation de Pearson entre les différents métaux traces dans le poisson (1) et la Posidonie (2) du golfe de Skikda......84
Tableau 21. Représentation comparative des résultats obtenus (physico-chimique) avec ceux d'autre baie d'Algérie……...89.
Tableau 22. Concentration des métaux lourds rencontrés dans les sédiments superficiels de différentes……..95
Tableau 23. Concentrations relatives de différents métaux selon les espèces. Échantillonnage effectué sur le golfe de Skikda et d'autres sites pour lesquels la source de pollution n'est pas identifiée……96
Tableau 24. Moyennes et gammes de concentrations (µg.g-1 ps) dans les feuilles de *Posidonia oceanica* rapportées dans diverses études et interprétation des teneurs en métaux traces (µg.g-1 poids sec) mesurées dans les tissus foliaires de posidonie……98
Tableau 25. Evolution des concentrations de métaux (maximales et / ou minimales) dans la phanérogame marine (*P. oceanica)* collectée à partir de différents sites méditerranéens……100
Tableau 26. Concentrations de métaux lourds dans le muscle de la Saupe (*Sarpa salpa*) et d'autres espèces de poissons marins pêchées dans différentes régions de Méditerranée (µg.g-1 de poids sec)……105

Liste des symboles et abréviations

ANOVA: ANalysis Of VAriance
ACP: Analyses en composantes principales
ETM : Elément Trace Métallique
ENL : Entreprise nationale de production de liège

EUI : Eaux usées industrielles

FAO : Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

IAEA : Agence internationale de l'énergie atomique

Ifremer : Institut français de recherche

HCL: Acide chloridrique

HNO3: Aacide nitrique

LEM: Laboratoire d'Etudes Maritime.

MED POL : Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution dans la région Méditerranéenn**e**

OMS : Organisation mondiale de santé

PNUE : Nations Unies pour l'environnement

pH : Potentiel Hydrogène
P : Seuil de signification

‰ : Pour mille
µg : Microgramme
ps : Poids sec

Introduction

INTRODUCTION

Les écosystèmes marins côtiers sont des milieux de plus en plus affectés par l'activité humaine. L'industrialisation et le développement urbain, agricole ou touristique des zones côtières sont les principales causes de l'augmentation de la pression exercée sur ces milieux (Daby, 2006 ; Huang *et al.*, 2007; Rao *et al.*, 2007 ; Xuelu et Chen-tung, 2012). Les rejets urbains et l'utilisation de l'océan comme dépotoir peuvent mener à de hauts niveaux de pollution dans les écosystèmes marins côtiers (D'Adamo *et al.*, 2008; Rao *et al.*, 2007; Smolders *et al.*, 2003). Les mers et les océans reçoivent aujourd'hui des volumes importants en polluants comme les métaux lourds et les pesticides à partir de multiples sources tels que les rejets industriels et les rejets d'eau usée (Maamri, 2001 ; Tessier, 2012 ; Diop, 2014 ; Belabed *et al.*, 2017). La contamination métallique des milieux aquatiques est donc devenue une préoccupation d'ampleur mondiale en raison de sa toxicité, de sa bioaccumulation et de ses effets sur la vie aquatique ainsi que sur la santé humaine (Cook *et al.*, 1990; Deniseger *et al.*, 1990). Les éléments traces métalliques (ETM), représentent un groupe dangereux pour le milieu aquatique à cause de leur rémanence, leur toxicité et leur tendance à la bioaccumulation. Certains de ces éléments (Zn, Cu) présentent un caractère essentiel pour la vie, par contre, d'autres (Cd, Pb) n'ont, à ce jour, aucun rôle biologique connu et ont une toxicité avérée (Altindag *et al.*, 2005).

Une fois introduits dans le milieu aquatique, les ETMs rejetés sont en grande partie piégés dans les sédiments (Sin *et al.*, 2001). Ces derniers, jouent le rôle d'un véritable vecteur de ces métaux aux organismes aquatiques (Diop *et al.*, 2015). La faune des milieux aquatiques est exposée à un phénomène de bioaccumulation métallique qui est la résultante de phénomènes de bioconcentration et de bioamplification (Amiard, 2011). La bioconcentration correspond à la bioaccumulation d'une substance dans le milieu environnant par des voies autres que l'ingestion et l'assimilation ; Le processus de bio-amplification fait intervenir la notion de chaîne trophique. Il s'agit de la prise directe d'une substance par un organisme à partir de sa nourriture. Lorsqu'il y a bioamplification d'un polluant, les niveaux trophiques élevés présentent toujours des teneurs en contaminants largement supérieures à celles des bas niveaux trophiques (Amiard, 2011).

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination métallique du milieu marin reposait uniquement sur l'analyse chimique de l'eau. Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait : (1) de la forte variabilité spatio-temporelle des masses d'eaux; de la dilution des contaminants dans l'eau à l'origine de valeurs de concentrations se situant souvent près ou au-dessous des seuils de détection des instruments d'analyse, (3) de l'importante fluctuation des concentrations selon les courants marins et l'irrégularité des rejets (Boudouresque *et al.*, 1983). En outre, cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des éléments traces métalliques pour les organismes et ne permet pas d'évaluer, ni même de prévoir, l'impact de ces substances sur les organismes ou, a fortiori, sur l'écosystème dans son ensemble (Lagadic *et al.*, 1998 ; Morillo *et al.*, 2005). Aujourd'hui, de nombreux groupes de recherche sont à l'origine de travaux sur l'utilisation d'organismes afin d'évaluer le niveau de la contamination métallique du milieu marin. C'est le cas de magnoliophytes marines, mais les poissons sont aussi largement utilisés comme espèces sentinelles de la contamination métallique dans le milieu aquatique (Kucuksezgin *et al.*, 2001 ; Lewis *et al.*, 2002 ; Adams, 2002; Yilmaz, 2003 ; Belabed *et al.*, 2013). Les Magnoliophytes marines sont considérées comme un écosystème d'ingénierie qui joue un rôle écologique, géologique et économique majeur dans les eaux côtières peu profondes à travers le monde (Spalding *et al.*, 2003). *Posidonia oceanica* (L.) Delile est l'herbier endémique, dominant dans la mer Méditerranée (Procaccini *et al.*, 2003), couvrant près de 37 000 km², ce qui correspond à environ 1 à 2% du fond marin

(Pasqualini *et al.*, 1998b ; Boudouresque *et al.*, 2006). Les herbiers de Posidonies sont un point de référence pour la surveillance de la santé environnementale des systèmes aquatiques (Rotini, 2013). En effet, la magnoliophyte, *Posidonia oceanica* présente à la fois (i) un fort pouvoir de concentration en éléments traces, proportionnel aux teneurs présentes dans le milieu (Capiomont *et al.*, 2000 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000; Baroli *et al.*, 2001), et (ii) une bonne résistance à la contamination métallique.

Malgré l'importance écologique et économique de ces herbiers, un nombre croissant de rapports sont émis sur leur dégradation continuelle dans plusieurs pays, avec un taux de déclin global de l'ordre de 2 à 5% par an (Duarte, 2002 ; Orth., 2006). Le déclin des herbiers à *Posidonia oceanica* est principalement dû à des perturbations anthropogéniques : la modification du régime hydrologique et le transport littoral (Ruiz et Romero, 2003), la pollution et l'eutrophisation (Balestri *et al.*, 2004), l'aquaculture (Pergent-Martini *et al.*, 2006), l'introduction d'espèces invasives menant à des compétitions interspécifiques (Boudouresque, 2000), l'ancrage (Milazzo *et al.*, 2004 ; Montefalcone *et al.*, 2009) et le chalutage (Sànchez-Lizaso *et al.*, 1990) ; à cela, viennent s'ajouter des perturbations naturelles, tels que le surpâturage (herbivores), l'hydrodynamisme, les changements climatiques, etc… (Boudouresque *et al.*, 2006a). Par conséquent, le développement et la combinaison de descripteurs sensibles et mesurables, permettant de révéler les altérations environnementales, deviennent essentiels pour surveiller la santé de l'écosystème (Rotini, 2013).

La Méditerranée est une mer intérieure profonde, semi-fermée, tempérée, avec un plateau continental étroit qui possède, malgré sa faible productivité, une forte diversité biologique. Elle est divisée en deux bassins principaux : le bassin occidental à l'est et le bassin oriental à l'ouest. La Méditerranée dans son ensemble compte environ 45 000 km de côtes. La population totale des pays côtiers méditerranéens est de 450 millions d'habitants environ (7% de la population mondiale) à laquelle il faut ajouter environ 200 millions de touristes internationaux. Avec près de la moitié de la population méditerranéenne vivant près des côtes, le littoral méditerranéen figure parmi les secteurs les plus densément peuplés et les plus fortement urbanisés de la planète. D'ici 2025, ce pourcentage d'occupation des côtes devrait passer de 50 à 88%, et l'artificialisation de son littoral de 40 à 50% (Plan Bleu). Ce surdéveloppement a pour corollaire une augmentation de la pression anthropique et de l'impact environnemental, avec une raréfaction des zones pristines, zones où l'environnement est à l'état pur et non atteint par l'anthropisation, menace rendue encore plus réelle avec le réchauffement climatique.

Les pressions que subit la Méditerranée la rendent écologiquement vulnérable (Turley, 1999). Cette mer de petite dimension ne peut à elle seule contrebalancé la pollution qu'elle subit. Le point de saturation en charge polluante de la Méditerranée, dont la superficie fait le 1/35ème de celle de l'Océan Atlantique, serait plus vite atteint que dans les Océans. Par ailleurs, l'absence presque totale de marée et courant ne permet pas la dilution des contaminants la privant ainsi du phénomène naturel d'autoépuration comme en bénéficie les eaux des océans. La Méditerranée montre un déficit dans les mouvements de ses masses d'eau profonde et à sa surface des courants tournent en cercle dans ce bassin presque clos. De ce fait, la réponse de la Méditerranée aux perturbations environnementales est plus rapide que celles des Océans (Augier, 2010). Les mers semi-fermées comme la Méditerranée, sont d'autant plus sensibles à cet impact que le rapport longueur des côtes sur surface de la mer est grand et que le renouvellement des masses d'eaux est moins rapide (Bellan, 1994). L'ensemble des travaux scientifiques réalisés ces dernières années ont démontré l'existence de perturbations environnementales plus ou moins conséquentes dans la bande côtière du littoral méditerranéen tels que: dégradation des écosystèmes, eutrophisation, contamination chimique importante et en augmentation pour certains sites et certaines substances chimiques, effets

écotoxicologiques des contaminants (Durrieu de Madron *et al.,* 2011 ; Maceda-Veiga *et al.,*2011; Tessier *et al.,* 2011).

La ville de Skikda est située sur le littoral Est Algérien ; c'est une ville industrielle qui s'est développée au détriment du foncier agricole et du littoral (Rivage marin).Cette région disposant d'un pôle pétrochimique d'une superficie de 1200 hectares constitué de dix-sept (17) unités industrielles pétrochimiques de haute technologie, de deux (02) centrales électriques, d'une cimenterie à Hadjar Essoud, d'une unité de marbre, de nombreuses industries légères à prédominance agro-alimentaire et de dix-sept (17) zones d'activités d'une superficie de 360 hectares. Quant aux ressources humaines, la wilaya compte une population estimée à 982915 habitants (2012). En valeur absolue, l'accroissement moyen annuel est de 21575 personnes. Le golfe de Skikda, est caractérisé par une ligne côtière de 142 km de long et une surface de pêche de 3068 km^2 soit 4,69 % de la surface de pêche nationale totale. Le golfe de Skikda dispose d'une ressource halieutique non négligeable.

Problématique de la ville

Les rejets liquides de la zone industrielle du Skikda et les déchets urbains se déversent directement dans le milieu marin (golfe) avec l'absence des stations d'épurations. Les statistiques fournies par la direction de l'environnement et disponibles à ce jour, montrent que le volume de rejet des différents déchets sans traitement à Skikda dépasse celui des wilayas de Annaba, Tlemcen, Ghardaïa ; quant au volume rejeté par l'ensemble des quatorze communes littorales de Skikda, il dépasse les 250,000 m^3/j, dont 194,000 m^3 d'eaux usées déversées quotidiennement en milieu marin qui est de l'ordre de 80% de l'ensemble des eaux de la wilaya. Cela a conduit à des préoccupations croissantes au sujet des effets possibles sur la santé publique causés par l'exposition de l'environnement aux différents contaminants. Théoriquement la législation protège la baie de Skikda telle que toute les baies algériennes, cependant la réalité est tout autre. Les textes de loi restent inappliqués, puisque sur le terrain rien n'est respecté. En effet, le golfe de Skikda est caractérisé par une ligne côtière de 142 km de long et une surface de pêche de 3068 km^2 soit 4,69 % de la surface de pêche nationale totale. Le golfe de Skikda dispose d'une ressource halieutique non négligeable.

Dans le présent document, nous nous sommes efforcés, de rassembler et d'analyser les renseignements disponibles concernant la présence des sources de polluants métalliques dans l'écosystème marin de la wilaya de Skikda, de manière à contribuer à l'élaboration de politiques rationnelles de gestion des ressources aquatiques du pays et servir de source d'inspiration pour l'élaboration des futures stratégies de lutte.

Pour bien évaluer le degré de contamination du golfe de Skikda par les polluants métalliques, nous nous sommes intéressés à l'étude des teneurs de cinq métaux traces (Cd, Pb, Cr, Cu et Zn) dans les sédiments marins, et chez deux espèces marines : un poisson herbivore ''*Sarpa salpa'' (*au niveau du muscle) et un végétale '' *Posidonia oceanica''* (phanérogame marine bioindicatrice de la qualité des écosystèmes marins). Ce travail permet de comprendre les différents mécanismes de transfert de métaux dans la chaîne trophique et d'évaluer les différents niveaux de contamination des poissons par les éléments traces et leur bioaccumulation. Il s'articule autour de trois objectifs :

L'objectif premier a consisté à mieux caractériser le degré de pollution métallique des trois zones retenues et l'évaluation de la contamination du golfe de Skikda en tenant compte, notamment, de la périodicité des analyses.

Le second objectif vise à déterminer les niveaux des métaux traces (Pb, Cd, Cr, Cu et Zn) dans les muscles des poissons et les feuilles de posidonies pour ensuite comparer leurs teneurs dans ces deux organismes biointégrateurs vivant dans les mêmes conditions physico-chimiques et trophiques et enfin caractériser leur capacité à bioaccumuler ces éléments en déterminant les écarts éventuels dans leurs concentrations. Aucune comparaison entre ces deux organismes biointégrateurs (que sont le poisson et la posidonie) n'avait encore été conduite. Pour répondre à cette attente, trois sites ont été retenus sur la base de campagnes préliminaires réalisées entre 2010 et 2011 : station Mollo et la baie de Stora (sites fortement anthropisés, connus pour être impactés par des rejets urbains et industriels) et l'Île de Srigina (site considéré comme peu anthropisé, connu pour être impacté uniquement par des affluents naturels).

Le troisième objectif a concerné l'interaction ''bioaccumulateur (poissons/posidonies) et milieu (sédiment)'' en vue de comprendre les différences éventuellement observées entre les bioaccumulations de ces métaux chez les poissons (accumulation sous forme ionique ou par la nourriture pour les poissons) et chez la posidonie (accumulation sous forme ionique ou via le système foliaire).

Ce manuscrit sera organisé de la façon suivante :

Le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique qui traite de la contamination métallique des écosystèmes aquatiques, le comportement et la biodisponibilité des ETM dans les différents compartiments ainsi que leurs effets toxiques sur la faune et la flore aquatique. Dans ce chapitre, sont également consignées des informations sur la biologie et l'écologie du poisson '' *Sarpa salpa*'' et de la phanérogame marine ''*Posidonia oceanica''*. Les différentes caractéristiques de la zone de l'étude (contexte géologique, hydrologique et climatologique ainsi que l'inventaire des activités potentiellement polluantes,..) sont également décrites dans ce chapitre.

Le deuxième chapitre présente les matériels, les méthodes ainsi que les outils analytiques utilisés dans le cadre de ce travail : les caractéristiques de la zone d'étude, les méthodes de prélèvements et les protocoles de traitement des échantillons, les différentes techniques de minéralisation. L'analyse des données obtenues pour les 5 ETM recherchés dans les différents compartiments étudiés sera également réalisée à l'aide des logiciels Minitab 16 et Statistica.

Le troisième chapitre présentera les principaux résultats obtenus lors de cette étude avec leurs interprétations ; Il portera sur les niveaux de contamination métallique des sédiments, du muscle de poisson et des feuilles de l'herbier de posidonie du golfe de Skikda. La discussion des résultats obtenus se basera essentiellement sur la comparaison de nos résultats avec ceux d'autres travaux effectués, notamment en Méditerranée et dans le monde.

Nous terminons ce manuscrit par une conclusion et quelques perspectives d'étude ; sans, bien sûr, oublier la partie références bibliographiques.

Chapitre I : Synthèses bibliographiques

2. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Cette partie a pour but, dans une première partie, de faire brièvement le point des connaissances actuelles sur les sédiments contaminés, ainsi que sur le comportement, la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds.

Une seconde partie est consacrée aux grandes lignes de rassembler une somme d'informations sur la contamination métallique des écosystèmes aquatiques, sur le comportement des éléments traces métalliques et leur biodisponibilité dans les différents compartiments ainsi que les risques toxicologiques qu'ils représentent pour la faune et la flore aquatique.

2.1. GÉNÉRALITÉS SUR LA POLLUTION PAR LES MÉTAUX TRACES DANS LE MILIEU MARIN.

Durant les dernières années, les activités urbaines et industrielles se sont implantées à proximité des côtes. Les contaminants rejetés dans l'environnement finissent par se retrouver plus ou moins rapidement dans le milieu aquatique, en particulier estuarien et côtier, où ils peuvent avoir des effets néfastes à court et à long terme (Burton, 1992). Les composés toxiques peuvent avoir des effets néfastes sur les organismes aquatiques, et également sur la population humaine consommatrice des ressources aquatiques présentes dans ces milieux (Long *et al.*, 2000 ; Mc Cauley *et al.*, 2000). Il est devenu donc indispensable d'évaluer la qualité de ces milieux aquatiques et plus particulièrement celle de la phase sédimentaire, car les polluants s'adsorbent sur les particules en suspension, puis s'accumulent au niveau des sédiments. Ainsi, les zones côtières sont devenues des sites d'accumulation des polluants ; ces biotopes où de nombreuses espèces animales vivent et se reproduisent¸ méritent d'être contrôlés et protégés.

2.1.1. La pollution marine

2.1.1.1. Définition

La pollution marine est une introduction directe ou indirecte, par l'homme, de substances ou d'énergie dans le milieu marin pouvant aboutir à des effets délétères et mettre en danger les ressources vivantes. Elle se réfère généralement à la présence dans l'environnement aquatique (eau, sédiments et organismes) de composés organiques, organométalliques, organochlorés, les hydrocarbures, les pesticides et les métaux traces. Ces polluants, qui peuvent être extrêmement toxiques, une fois introduits dans l'environnement marin¸ sont susceptibles d'être stockés dans les sédiments et de s'accumuler dans les organismes vivants. Par conséquent, ils peuvent causer des dommages irréversibles à l'environnement marin ainsi qu'aux ressources halieutiques et conduire même à une altération de l'ensemble de l'écosystème. L'évaluation de la réponse biologique des organismes marins vis à vis de la contamination chimique que subit les différents compartiments de leur milieu de vie¸ devient une question capitale (Garrigues *et al.*, 2001). Les effets de la pollution sont surtout ressentis ans les zones côtières qui sont à la fois sensibles et productives. Contrairement au large, la faible profondeur au niveau des côtes ne favorise pas le brassage et le renouvellement nécessaire pour la dispersion des impuretés. Par conséquent, les matières polluantes y restent accrochées (Adjimi-Machreki, 2002). En effet, les sédiments côtiers et portuaires constituent de véritables réservoirs à micropolluants. Ils représentent des sources de

pollution lors de leur remise en suspension¸ par la houle ou les activités de dragages (Geffard *et al.,* 2001).

2.1.1. 2. Sources de pollution

Les principales sources de la pollution marine sont :

1. Les activités maritimes qui peuvent engendrer des rejets ou des fuites (volontaires ou accidentelles), essentiellement de substances chimiques naturelles (pétrole, minerais) ou artificielles (huiles usées, résidus solides...) ;

2. Des rejets telluriques, d'origine continentale correspondent aussi bien aux apports fluviaux ainsi qu'à ceux des eaux contaminées de ruissellement ou des rejets directs d'émissaires domestiques ou industriels (Illou, 1999) ;

3. Le lessivage des sols agricoles ;

4. Les apports atmosphériques par les échanges de la matière à travers l'interface air/eau.

2.1.1. 3. Nature des polluants dans la mer

Le milieu marin est soumis à un stress dû aux rejets d'éléments toxiques et à l'enrichissement du milieu par les nutriments et par la matière organique. D'après Jebali (2002), il existe trois catégories de polluants : biologiques, physiques et chimiques.

1. **Polluants biologiques** : Ils proviennent essentiellement des effluents urbains ou industriels comprenant des détritus ménagers, des matières fécales, des lessives, des papeteries hautement fermentescibles. Ces rejets sont à l'origine d'une pollution microbienne.
2. **Polluants physiques :** La pollution physique du milieu marin peut être due au rejet de chaleur, ou encore par les rejets radioactifs provoquant la formation de radicaux peroxydes hautement réactifs qui peuvent avoir des effets génotoxiques (une radio-contamination) (Jebali, 2002).
3. **Polluants chimiques :** Il existe deux types de polluants chimiques: **Les polluants organiques :** ce sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et toutes les substances organiques de synthèse. Ils sont utilisés comme carburants et lubrifiants. La pollution marine par les hydrocarbures peut être due à l'extraction du pétrole et à son transport maritime. L'utilisation des substances organiques de synthèse à des fins domestiques (détergents), agricoles (organochlorés) ou industriels peut être aussi une cause supplémentaire de la pollution marine. Les plus utilisés en tant que pesticides sont les carbamates et les organophosphorés. En dépit de leur dégradation relativement rapide, la plupart de ces pesticides ont remplacé les organochlorés dont l'utilisation est désormais interdite à cause de leur forte toxicité et de leur bioaccumulation dans l'environnement ; Les **polluants Inorganiques :** les sels nutritifs (nitrates, phosphates, etc…) utilisés en agriculture

Ainsi que divers résidus métalliques rejetés par les industries métallurgiques, les métaux peuvent être rejetés à l'état de trace dans les déchets de certaines industries chimiques. A la différence des polluants organiques, les métaux traces ne font pas l'objet de dégradation biochimique (Fang et Hong, 1999 ; Klavins *et al.,* 2000; Tam et Wong 2000; Yuan *et al., 2004*)et peuvent

s'accumuler dans la chaîne alimentaire (Roméo et Amiard, 1992). Ils sont déversés dans le milieu marin directement ou indirectement (par l'intermédiaire des cours d'eau).

2.1.2. Les polluants métalliques

2.1.2.1. Rappels généraux sur les métaux lourds

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003). Ces faibles concentrations en métaux lourds constituent le fond géochimique d'un certain environnement. Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique (Alloway et Ayres, 1997). Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu, soit par des processus naturels ou anthropiques depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau, les matières en suspension ou les sédiments de fond des cours d'eau ; leurs concentrations est un paramètre important pour caractériser l'impact, toutefois il est très important de connaître la disponibilité de leur concentrations dans le milieu vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques (Alloway et Ayres, 1997). Cette « disponibilité » d'un élément vis- à-vis des organismes (appelée parfois abusivement « biodisponibilité ») est très contrôlée par la dissolution et la mise en solution à partir des minéraux porteurs, et par la suite par l'adsorption et la précipitation de cet élément par des réactions géochimiques ayant lieu dans les eaux, les sédiments ou les aérosols. Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend notamment de ses propriétés intrinsèques (état(s) d'oxydation, rayon atomique, etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH, type de complexes ligands, surface spécifique), des autres métaux (ou d'autres cations majeurs) présents et de leurs concentrations (Alloway et Ayres, 1997 ; Sigg *et al.*, 2000). En raison de leurs différentes caractéristiques spécifiques, les métaux lourds ont été largement utilisés dans les nouvelles technologies (métallurgiques et électroniques). En conséquence, leurs sources anthropiques sont vastes et leur introduction est plutôt récente dans l'environnement (Callender, 2003). Parmi les sources anthropiques de métaux lourds, nous pouvons signaler : l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les incinérateurs et cendres d'incinération des déchets, les déchets médicaux, les déchetteries de villes, les émissions des usines et moteur à explosion, les effluents des égouts et boues d'épuration (Alloway et Ayres, 1997 ; Plumlee et Ziegler, 2003). Toutefois, il semble que la source anthropique principale de métaux lourds pour l'environnement est celle produite par l'activité industrielle et domestique (Nriagu, 1996 ; Leblanc *et al.*, 2000).

2.1.2.2. Les sources de pollution métallique

Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement mais en général en quantités très faibles. On dit que ces métaux sont présents « en traces ». Les métaux traces ont une source naturelle et anthropique. En effet¸ les métaux sont des composants naturels de l'écorce terrestre dans laquelle on les rencontre généralement sous forme de minerais, associés

entre eux et à de nombreux autres éléments (oxygène et soufre en particulier). Ils sont donc naturellement présents dans les roches drainées par les eaux de surface et les nappes souterraines, de même que dans les poussières atmosphériques. Les volcans et les incendies de forêts, sont des sources naturelles importantes de métaux pour la géosphère et l'hydrosphère. Les sources anthropiques des métaux sont principalement les effluents industriels, agricoles et domestiques. La pollution atmosphérique (causée par la combustion de carburants fossiles, l'incinération des déchets et les rejets industriels) est une source supplémentaire. Les rivières jouent un rôle important dans l'introduction des métaux traces dans le milieu marin; elles reçoivent les polluants chimiques de tous genres et de diverses sources. Elles peuvent être considérées comme les principales routes de transfert des polluants.

1. Réseau hydrographique et exutoire : c'est une voie essentielle pour les résidus liquides et solides enrichis de métaux. Par l'intermédiaire des égouts collectant les déchets domestiques, industriels et agricoles, les métaux toxiques vont progressivement polluer les rivières, les lacs et les fleuves ;

2. Voie pluviale : les pluies nettoient l'atmosphère des fumées industrielles et des gaz d'échappement en la débarrassant de ses impuretés, mais contaminent en retour le sol et les milieux aquatiques ;

3. Voie éolienne : les vents jouent un grand rôle dans l'approvisionnement des océans en particules de tout genre qu'ils transportent, qu'il s'agisse d'éléments nutritifs, de particules sédimentaires ou de métaux.

2.1.3. Les caractéristiques des métaux lourds

Les métaux rencontrés dans l'environnement marin peuvent être classés selon leur caractère essentiel ou non. En effet, les métaux ont été classés en fonction de leur toxicité et de leur disponibilité (Wood, 1974 dans Förstner et Wittmann, 1979) (Tab.1).

Tableau. 1. Classification des métaux et des métalloïdes en fonction de leur toxicité et de leur disponibilité (Wood, 1974 dans Förstner et Wittmann, 1979).

Pas toxiques disponibles	Toxiques mais peu solubles	Très toxiques et relativement disponibles
Na C F K P Li Mg Fe Rb	Ti Ca Be Hf La Co Zr Os	As Au Se Hg Te Cd P
Ca S Sr H Cl Al	Ni W Rh Cu Nb Ir Zn	Tl Pb Sb Ag Bi
O Br Si N	Ta Ru Sn Re Ba	

Nous Citrons comme exemples les micropolluants les plus étudiés en raison de leur toxicité.

2.1.3.1.Les métaux essentiels

Un métal est considéré comme essentiel s'il assure un rôle biologique fondamental et si des symptômes pathologiques apparaissent lorsque sa teneur diminue ou s'il est absent et disparaissent lorsqu'il est rajouté. Cependant, un élément essentiel peut également être toxique lorsqu'il est présent à de trop fortes concentrations. Suivant ces critères, 17 métaux sont considérés comme essentiels, dont quatre (Na, K, Ca et Mg) sont présents en grande quantité

(>1mmole kg^{-1} de poids frais¸ ces métaux sont souvent indispensables au métabolisme des êtres vivants, ce sont des oligo-éléments. Alors que les treize autres (As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Si, Sn, V et Zn) sont présents à l'état de trace (0,001 à 1 mole kg^{-1} de poids frais) ou l'ultra-trace (<1mmol kg^{-1} de poids frais ; Mason et Jenkins, 1995). Les métaux traces jouent des rôles très importants dans le métabolisme de 4 l'organisme, comme c'est le cas pour le Cuivre qui est présent dans les cytochromes et l'hémocyanine qui sont des molécules impliquées dans la respiration cellulaire. Le Fer est présent dans l'hémoglobine pour le transport de l'oxygène, le Manganèse a un rôle dans le métabolisme des glucides (pyruvate carboxylase) ; il est impliqué dans la synthèse des acides gras et des glycoprotéines. Le Zinc est nécessaire au fonctionnement des déshydrogénases aldolases, isomérases, transphosphorylases, ARN et ADN polymérase (et autre). Les oligo-éléments répondent aux critères fixés par Cotzias (1967):

1. Etre présents dans les tissus vivants à une concentration relativement constante ;
2. Provoquer par leur absence de l'organisme, des anomalies structurelles et physiologiques voisines chez plusieurs espèces ;
3. Prévenir ou guérir ces troubles par l'apport de ce seul élément.

Comme tout composé chimiqu, l'effet de l'apport d'un métal dépend de la dose. Mais lorsque le métal est essentiel, aussi bien sa carence que son excès sont dommageables.

2.1.3.2.Les métaux non essentiels

A l'inverse des précédents, les métaux non essentiels n'ont aucun rôle biologique actuellement connu. C'est le cas du Mercure, Argent, Cadmium et Plomb (Mason et Jenkins, 1995). Ils sont considérés comme néfastes dès qu'ils sont présents dans le milieu et entraînent des effets biologiques délétères à de très faibles concentrations et peuvent occasionner des dommages considérables à cause de leur toxicité vis à vis des organismes vivants (Pères, 1976; Hamza-Chaffai, 1993).

2.1.3.3.Argumentaire sur les métaux lourds pris en compte :

1. **Le Cuivre**

Moyennement abondant dans la croûte terrestre, d'après (Sittig, 1976), sa concentration dans la croûte terrestre est de l'ordre de 50 ppm, les solutions en contiendraient des taux de l'ordre de 20 ppm. Le cuivre est inégalement réparti à la surface du globe et la plupart des gisements sont situés dans l'hémisphère Sud. Le cuivre existe à l'état natif ou combiné à d'autres corps, comme le soufre. Il existe environ 165 variétés de minerais de cuivre classés en deux types, les minerais sulfurés, les plus répandus, et les minerais oxydés.

Elément chimique métallique de couleur rouge-brun, de symbole Cu et de numéro atomique 29. Le cuivre pur est très malléable et ductile. C'est un excellent conducteur d'électricité. Le cuivre présente également une importante conductibilité calorifique. Il n'est attaqué que par les acides oxydants, tels que l'acide sulfurique à chaud et l'acide nitrique et présent donc une résistance convenable à la corrosion. L'industrie est donc une source potentielle du cuivre.

Est indispensable au métabolisme des êtres vivants (Clemens, 2001 ; Munoz-Olivas et Cámara, 2001). La toxicité vis-à-vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de

son état d'oxydation. Cet élément trace entre dans la composition de nombreux produits phytosanitaires, il se retrouve par conséquent dans le milieu marin et est à l'origine de perturbations au niveau des espèces (Nakhlé, 2006). Le cuivre dans les écosystèmes côtiers provient essentiellement du rejet des eaux usées urbaines et industrielles (métallurgie, chimie) et du lessivage des sols agricoles. Le cuivre est bio disponible pour les organismes sous le degré d'oxydation (I) ou (II), à partir de sels inorganiques ou de complexes organiques.

2. Le Zinc

Le zinc est un élément chimique métallique, bleuâtre, de symbole Zn et de numéro atomique 30. Il est assez abondant dans la croûte terrestre, mais on ne le trouve pas à l'état libre dans la nature, mais sous forme d'oxyde de zinc (ZnO), de silicate (2ZnO, SiO_2, H_2O), de carbonate de zinc ($ZnCO_3$)…etc. A l'état pur, le zinc est un métal cristallin, insoluble dans l'eau. Son origine artificielle ne peut être qu'industrielle. Il est principalement utilisé comme revêtement protecteur anti-corrosion des aciers, on le trouve également dans les plaques des piles électriques sèches et il est utilisé dans le traitement des eaux industrielles.

Est un métal dit essentiel. Il est impliqué dans de nombreux processus physiologiques et est donc indispensable à la vie d'un grand nombre d'organismes. A de fortes concentrations, il devient toxique pour les végétaux et les animaux et constitue un contaminant majeur pour le milieu terrestre et aquatique. (Hemalatha *et al.,* 2006 ; Lafabrie, 2007).

3. Le Cadmium

Elément métallique de symbole Cd, blanc brillant, malléable et ductile, de numéro atomique 48. Le cadmium est le 65e élément naturel le plus abondant dans la croûte terrestre. Ce métal assez rare est presque toujours associé, à l'état naturel, au zinc et au plomb. Ses concentrations naturelles dans les rivières et les mers atteignent le micro-gramme par litre et dans les océans est de 1µg/kg, ce qui représente pour le volume océanique mondiale une concentration de 150×10^{6} tonnes de cadmium. Les agents de contamination sont essentiellement les mines et les raffineries, les rejets industriels et les eaux usées urbaines, les engrais phosphatés et les insecticides.

Dans les milieux aquatiques, cet élément est rapidement transféré aux sédiments et absorbé par les organismes qui y évoluent. Plus toxique encore que le mercure pour la vie marine, il se concentre essentiellement dans le fois, les reins mais aussi dans la chair des poissons, ceux-ci y étant particulièrement sensibles.

Il fait partie des éléments en traces métalliques dits non essentiels (Turkmen *et al.,* 2005 ; Miquel,2001). Il provoque des dysfonctionnements du système rénal, hépatique, gastro-intestinal et reproductif des êtres vivants (Amiard *et al,* 1987). L'apport de cadmium aux milieux côtiers provient en partie du compartiment atmosphérique (fumées et poussières des fonderies, des produits de l'incinération des matériaux recouverts de cadmium) et provient d'autre part des lessivages des terrains agricoles renfermant des engrais). Sa demi-vie biologique peut aller de 10à 30ans (Nriagu et Pacyna, 1988).

4. Le Plomb

C'est un élément chimique, métallique, dense et ductile, d'un gris bleuâtre, de symbole Pb et de numéro atomique 82. Largement répondu à la surface du globe, il est généralement associé au zinc et stocké dans le sol sous forme de galène (minerai), il se retrouve aussi dans les poussières de silicate, les aérosols volcaniques, les fumés de feux de forêt, les sels marins ou les météorites. Sa concentration naturelle dans les eaux continentales atteint 0,5 µg/l, elle est de 0,015 µg/l dans l'eau de mer et de 0,0006 µg/m^3 dans l'atmosphère et dans la croûte terrestre de l'ordre de 8 à 20 ppm (Bourdial, 1988).

Ses émissions artificielles dans l'eau et les sols ont essentiellement pour origine les fonderies de métallurgie et les incinérateurs d'ordures. Les gainages de câbles en alliage de plomb qui garantissent l'étanchéité et le blindage électrique ou certains insecticides enrichissent également le milieu.

Fait partie des ETM (Eléments en Traces Métalliques) non essentiels (Miquel, 2001; Turkmen *et al.*, 2005).Il peut être bio-amplifié dans les systèmes biologiques devenant un potentiel contaminant pour les différents maillons trophiques (Amiard *et al,* 1987). Dans l'environnement, le plomb est majoritairement présent dans le compartiment atmosphérique et provient des fonderies, des industries de la métallurgie, de la combustion du charbon, de l'incinération des déchets et des gaz d'échappement des véhicules. Le flux le plus important de plomb à l'océan provient de l'atmosphère (Gagneux-Moreaux, 2006). Le plomb apparait être moins toxique à concentration molaire égale que le cuivre, par la formation de complexes avec les hydroxydes ou les silicates dans le milieu (Stauber et Florence, 1989).

5. Le Chrome

Le chrome est l'élément chimique de numéro atomique 24, de symbole Cr. Le corps simple est un métal de transition.

Le chrome est un élément trace dit essentiel. Il peut néanmoins être toxique selon l'état physico-chimique dans lequel il se trouve (Zhang et Li, 1987 ; Smith *et al.*, 1989 ; Katz et Salem, 1994 ; Elbetieha et Al-Hamood, 1997 ; Ucun *et al.*, 2002 ; Goyal *et al.*, 2003 ; Kowalski *et al.*, 2007). Sous la forme Cr(VI), forme apparaissant la plus toxique, il est considéré comme un danger réel pour l'environnement (Suzuki *et al.*, 1992 ; Wang et Shen, 1995) puisqu'il peut entraîner des effets mutagènes et carcinogènes sur les êtres vivants (Kaim et Schwederski, 1994 ; Mc Lean et Beveridge, 2001).

Le chrome est extrait des mines sous forme de minerais à base de chromite $FeCr_2O_4$ insérés dans des roches telles que les dunites et des serpentines. Il s'agit du "fer chromé" ou "chromite de fer" des anciens minéralogistes ou chimistes, qui le décrivait comme un "oxyde salin naturel", qui est toujours le minerai principal du chrome. Son extraction annuelle représentait 7 millions de tonnes au début des années 1990. C'est le minerai de chrome par excellence, largement majoritaire, car la crocoïte, à la base d'un autre minerai, est beaucoup moins utilisée en pratique par l'industrie minière (Thomas et Dulski, 1996).

Les dérivés du chrome sont très toxiques et à forte dose, ses sels provoquent notamment et de manière rapide des ulcères. La toxicité du chrome varie fortement selon sa forme chimique

(particule, nanoparticule, ion, oxyde, hydroxyde, valence..). En revanche, l'ion chrome VI, Cr^{6+} (bichromate, chromate...), est prouvé cancérogène (Helsen et Van den Bulck, 2005).

Il peut être bioaccumulé par divers organismes (dont végétaux alimentaires quand il est présent dans l'eau d'irrigation) (Helsen et Van den Bulck, 2005).

Dans ces cas, il peut devenir l'un des contaminants alimentaires pouvant affecter la santé. Il peut aussi être bioconcentré dans le réseau trophique ;

Il fait partie des métaux toxiques présent dans certains déchets industriels, d'incinérateurs, ou dans certains sédiments, pour lesquels on cherche des solutions d'inertage aussi durables que possibles par exemple dans des matrices de ciment ATSDR (2008).

2.1.4.L'utilisation des métaux lourds

L'utilisation des diverses substances chimiques pour les besoins du développement industriel a entraîné dans presque toutes les régions du monde, une dissémination dans le milieu naturel de différents types de résidus toxiques et de sels des métaux lourds (Rapin *et al.,* 1982).

Les principales sources émettrices des métaux lourds sont les industries d'extraction miniers et les fonderies, les industries de transformation (métallurgie, galvanoplastie…), les usines d'incinération et le secteur agricole (les engrais phosphates et les pesticides). Les autres catégories de substances toxiques sont représentées par les détergents et les hydrocarbures (Tab.2).

Tableau. 2 : Les sources industrielles des métaux lourds **(**Rapin *et al.,* 1982**).**

Industries	Les métaux lourds
Batteries de recyclage	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn, Mn.
Chimique/ pharmaceutique	As, Cd, Cr, Cu,Hg, Pb
Energie/combustion	As,Be, B, Cd, Hg, Ni, Pb
Métaux de finition/électronique	As, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn
Les huiles et les solvants de recyclage	As, Cr, Pb, Zn.
Traitements de bois	As, Cr, Cu.
Peinture et teinture, colorant	Cd, Cr, Hg
Métallurgie	Ag, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn

2.1.5. Mécanismes de fixation des métaux

La pollution des eaux marines est pour sa part essentiellement localisée dans la zone côtière où s'écoulent fleuves, déversements d'usines et égouts. Les micropolluants minéraux ne s'accumulant pas dans l'eau (réceptrice) elle-même, sont assez rapidement transférés dans les sédiments où ils sont en partie métabolisés par les organismes vivants

et mis en circulation dans les chaînes alimentaires où leur toxicité s'épanouit. L'irréversibilité de cette pollution est particulièrement préoccupante du fait qu'il est pratiquement impossible de récupérer aisément ces métaux, une fois dissipés dans la nature ; leur rémanence est la cause même d'une accumulation difficilement contrôlable.

Les micro-organismes aquatiques introduisent ses micropolluants dans la biosphère, ils sont les premiers maillons des chaînes alimentaires le long desquelles les polluants rémanents vont s'accumuler dans les tissus des mangeurs successifs et ce par bioaccumulations :

La bioaccumulation est un processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Le processus se déroule en 3 temps :

a) L'assimilation

Il existe 2 voies principales d'exposition aux polluants : la voie externe (par contact) qui provoque un phénomène d'adsorption, et la voie interne par assimilation ou absorption.

Toute absorption n'est pas nécessairement dangereuse. D'une part, tout dépend des concentrations du polluant. D'autre part, il ne faut s'intéresser qu'à la fraction soluble du métal ; la fraction insoluble étant éliminée par différentes voies : solide (fèces), liquide (urine), cutanée (sueur…)

La partie soluble bio-disponible (assimilable), se rencontre dans certains organes (organotropisme), cette réceptivité est due soit à une fonction particulière (foie ; principal siège de la métabolisation, reins ; siège de l'excrétion) soit à la composition physico-chimique de l'organe, favorisant le stockage du contaminant (Calcium/plomb dans les os) ou permettant les accumulations.

Il existe également des différences selon les métaux ; le cadmium se concentre presque exclusivement dans le tube digestif, le foie et les reins. Le plomb diffuse dans la peau, les muscles et la colonne vertébrale. Le mercure, dans sa forme organique, diffuse dans le système nerveux et le fœtus.

b) La bioconcentration

Tous les métaux lourds en général sont concernés par la bioconcentration (bioaccumulation par l'individu), mais plus particulièrement le mercure, lorsqu'il est présent sous forme organique (méthyl-mercure).

Ce processus d'accumulation s'exprime par un ratio entre la concentration du composé étudié dans le milieu et la concentration dans l'organisme et ce ratio est dit « Facteur de Bioconcentration ; (BCF) »

Selon les espèces et les métaux, il existe d'importantes différences. En effet, il semblerait que les fruits de mer, mollusques et crustacés, et dans une moindre mesure, certains poissons sont d'excellents capteurs de polluants. Tandis que le BCF dans les plantes est assez variable.

c) La bioamplification

Les transferts trophiques de métaux (bioaccumulation entre individus) suivent un processus classique. Le polluant, présent dans les algues et micro-organismes est ingéré par un herbivore,

lui-même proie d'un carnivore, lui-même proie d'un super-carnivore, animal ou homme. En bout de chaîne alimentaire, le consommateur final aura bio-accumulé les formes solubles des métaux.

Selon les prédateurs et les métaux, les concentrations peuvent augmenter au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique, comme c'est le cas pour le plomb et surtout le mercure sous sa forme méthylée. Ce dernier s'accumulant à chaque étape, se retrouve ainsi concentré en bout de chaîne alimentaire selon le phénomène de bioamplification.

2.1.6. Mobilité et biodisponibilité des contaminants dans un sédiment

Les contaminants associés aux particules peuvent retourner dans la phase aqueuse sous l'effet de processus physique (diffusion) ou chimique (désorption). Les organismes vivants modifient également les caractéristiques physiques et chimiques du milieu (biodégradation, bioturbation…). Ils accumulent les contaminants à partir des phases aqueuses et particulaires par adsorption (Bonnet, 2000). En effet¸ les métaux dans les sédiments ne sont pas fixés d'une manière permanente ; le changement de pH et du potentiel redox, la teneur en matière organique, la teneur en argiles, la teneur en eau (Gäbler, 1997), les sulfures (Tack *et al.*, 1996; Zoumis *et al.*, 2001) modifient leur spéciation et par conséquence leur mobilité. Dans un sédiment, il existe de nombreux échanges entre les différents compartiments, tel que de la phase particulaire vers la phase dissoute, entraînant ainsi une contamination (Wen et Allen, 1999). Ces échanges sont complexes¸ influencés par de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques (Förstner et Whittmann, 1979 ; Burgess et Scott, 1992 ; Lau et Chu, 1999). Les variations de mobilité des métaux se traduisent par le passage de la forme colloïdale et particulaire à la forme dissoute (ionique ou adsorbé) et vice versa. L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des métaux sédimentaires par compétition des ions Magnésium et Calcium vis-à-vis des autres métaux sur les sites de fixation (Förstner et Whittmann, 1979 ; Lau et Chu, 1999 ; Rasmussen et Andersen, 1999). Les métaux libérés (mobiles) présentent une toxicité plus ou moins marquée, car ils vont former des chloro-complexes qui sont moins biodisponibles que les ions libres (Förstner et Whittmann, 1979 ; Ettajani, 1994). Dans les sédiments, le pH dépend de l'activité biologique et de la capacité tampon du système. La réduction des sulfates (SO_4^{2-}) en sulfure (S^{2-}) entraîne une augmentation du pH alors que la dénitrification (réduction des nitrates (NO_3^-) en azote (N_2) entraîne sa réduction. Dans ce dernier cas, on observe une dissolution des carbonates et une augmentation de la compétition entre les métaux et les ions hydrogène vis-à-vis des sites d'adsorption. Ceci se traduit par un relargage des métaux sous la forme hydratée et par suite une augmentation de leur biodisponibilité et de leur toxicité (Förstner et Whittmann, 1979 ; Burgess et Scott, 1992). Le potentiel redox est un des facteurs le plus important pour la mobilité des métaux. Sa faible augmentation entraîne une oxydation des sulfures et la libération de métaux dans l'eau interstitielle et dans l'eau surnageante (Chapman *et al.*, 1998 ; Zoumis *et al.*, 2001). Le carbone organique est également un composant important dans l'adsorption des métaux, aussi bien dans la partie oxygénée du sédiment que dans la partie anoxique lorsque les métaux sont en quantité supérieure aux ions sulfures.

2.2. EFFETS DES METAUX VIS-A-VIS DES ORGANISMES MARINS ET DE L'HOMME

1. Toxicité et impact

La toxicité des métaux lourds est très variable et est fonction du niveau trophique, du facteur de bioconcentration (BCF) de chaque espèce, du phénomène de bioamplification ainsi que de la forme même sous laquelle le micro-polluant est ingéré.

Les intoxications les plus importantes et les plus graves, notamment pour le mercure, ont souvent été liées à la consommation de poissons. En effet, le mercure est extrêmement toxique sous forme de vapeur et sous la forme de ses sels solubles dans l'eau, qui rongent les membranes cellulaires. Lorsque de faibles quantités du métal ou de ses sels solubles dans les graisses (tel le méthyl-mercure) sont ingérées de façon répétitive sur de longues périodes, un empoisonnement chronique au mercure se produit chez l'homme (Tab. 3).

Tableau. 3. Effets des métaux lourds sur l'homme. (Montiel, 1982)

Produit	Dose critique en mg/l	Symptômes
Arsenic	0.05	Cancer de la peau (mains, pied). Conjonctivite, Cancer des voies respiratoires, paralysie, céphalées, anémie, atteintes nerveuses. Mutagène. Dose mortelle: 130 mg ou 12 mg/l. Effets possible 6 à 20 ans après l'ingestion du fais de la bioaccumulation: même de faible doses peuvent êtres toxiques. Plus toxique dans l'eau que solide.
Cadmium	0.15	Bioaccumulation. Mutagène. Maladie d'ltaï-ltaï. Attaque du foie, pancréas, thyroïde, reins, poumons, lésions osseuses, nausées, vomissements. Dose mortelle: 400 mg. Augmentation de la toxicité en présence du zinc, cuivre ou cyanure.
Chrome	0.05	Cancérigène et mutagène. Atteintes du foie, rate, moelle des os. Inhibition de la chaîne de réactions respiratoires. Augmentation de la toxicité en présence de sélénium.
Cuivre	1	Gastroentérites, nausées, vomissements, diarrhées. Augmentation de la toxicité en présence du zinc ou cyanure
Manganèse	0.05	Toxicité accrue en présence de Molybdium, Vanadium ou Nitrate. Toxique uniquement par inhalation.
Mercure	0.005	Tremblements sensorielles (affaiblissement de la vue et de l'ouie),

		déchéance intellectuelle, salivation et transpiration intense, paralysie nerveuse, effets toxiques renforcés chez le fœtus. Bioaccumulation. Cancérigène. Dose mortelle: 3 à 30g. Augmentation de la toxicité en présence de Cuivre.
Nickel	1	Inoffensif par voie orale. Toxicit2 par inhalation ou injection.
Plomb	0.05	Bioaccumulation. Tératogène et mutagène. Constipation, perte d'appétit, morosité, paralysie progressive, saturnisme. Effet accru chez les enfants et le fœtus: diminution du quotient intellectuel, déficiences comportementales, perte d'audition. Dose dangereuse: 1 mg/j.
Zinc	5	Effets toxique différé. Augmentation de la toxicité en présence de Cuivre. Effet toxique sensible à partir de 675 mg/l.

Les fruits de mer, d'une part, sont d'excellents capteurs des polluants métallique et d'autre part la concentration se fixe sur les organes d'assimilation (équivalents foie et reins), qui sont précisément ce que l'homme mange. Ils accumulent surtout le cadmium et dans une moindre mesure le plomb, mais peu le mercure (Tab. 4). En raison de son impact sur l'écosystème aquatique, l'étude de la pollution par les métaux lourds dans le milieu aquatique mobilise depuis plusieurs décennies des recherches.

Tableau. 4. Effets des Métaux lourds sur certains organismes aquatiques dans les zones polluées (Montiel, 1982).

Peuplement	Sensibilité	Effet à court terme	Effet à long terme
Algue	Faible	Réduction de la croissance des chlorelles (activité inhibitrice)	Augmente avec le Temps
Micro-organisme	Augmente avec le temps et la concentration, variable selon les caractéristiques Physico-chimique.	Immobilisation de tous les organismes Réduisent l'activité hétérotrophique de la microflore Effet inhibiteur sur la croissance des populations	50% de mortalité des Organismes Inhibent totalement la croissance microbienne

		microbienne	
Invertébré	Variable suivant l'état de développement.	Mortalité de 16% pour les Œufs et 14% pour les larves (huître) les escargots de rivière se Déplacent lentement, ne se nourrissent pas et secrètent un mucus abondant La fécondation diminuée d'un quart et les embryons ne peuvent se développer.	48% de mortalité pour les œufs et 28 pour les larves (huître) La mort de tous les individus de l'escargot Pourcentage augmente avec le temps dans le milieux (crustacé) Accumulation par les poisson (reins, foie et chaire).
Poisson	Plus sensible et varie selon l'espèce et l'âge, ainsi que les caractéristiques physico-chimique.	Réduisent l'activité des larves et les juvéniles	un pourcentage même faible rend les organismes commerciales impropres à la consommation

1.1. Accumulation des métaux par les organismes marins

Introduits en mer, les métaux polluants peuvent rester en solution, en suspension, précipiter et sédimenter vers les fonds, ou encore être accumulés par les végétaux et animaux marins. Les organismes vivants peuvent accumuler les éléments chimiques quand l'absorption est globalement plus élevée que l'élimination.

La contamination directe des organismes pour la plupart des composés chimiques se fait par une diffusion active et/ou passive. Une fois que l'élément passe à travers les barrières, il circule dans

le sang. Les éléments sont ensuite distribués dans les compartiments cytoplasmiques vers les organes cibles où ils s'accumulent (Mzimela *et al.,* 2003).

L'incorporation des éléments minéraux dans les organismes marins et leurs effets toxicologiques se régulent par deux mécanismes qui sont d'une part la liaison avec les ligands spécifiques et d'autre part l'excrétion (Olivera *et al.,* 2004). L'émission des œufs et la production du sperme sont des processus de l'élimination des éléments non essentiels ou essentiels mais en excès (Guiney *et al.,* 1979).

Par la voie trophique¸ les métaux vont se retrouver à tous les échelons de la chaîne alimentaire passant progressivement par l'eau aux organismes phytoplanctoniques (producteurs primaires) puis au zooplancton (consommateurs primaires) ingérés par les planctonophages pour aboutir aux prédateurs occasionnels (omnivores) ou exclusifs (carnivores). D'après Power et Chapman (1992), la contamination des organismes se fait soit par le passage des composés à travers la barrière corporelle (tégument) et les voies respiratoires, soit par l'ingestion de particules sédimentaires ou alimentaires contaminées.

Indépendamment de la nature du métal considéré¸ tous les poissons vivant dans un même biotope n'accumulent pas la même teneur en métaux ; certaines espèces constituent en effet de véritables poissons cibles de part leur sédentarité, leur biologie, leur métabolisme, leur longévité ou leur position dans la chaîne trophique. Les poissons de fond sont les plus affectés par la pollution du milieu environnant du fait de leur faible mobilité et de leur nourriture basée essentiellement sur les organismes benthiques. En plus, les espèces benthiques sont exposées directement aux contaminants adsorbés sur la phase particulaire, mais aussi à ceux qui sont dissous dans l'eau interstitielle et dans l'eau à l'interface eau-sédiment. La diminution d'un nombre des espèces dans les peuplements benthiques soumis à une pollution est la marque d'un profond déséquilibre.

En ce qui concerne les organismes pélagiques, ils sont contaminés par le relargage de contaminants sédimentaires dans la colonne d'eau et par la voie trophique (de nombreuses espèces se nourrissent d'organismes benthiques). Ainsi le passage de xénobiotiques du sédiment vers la colonne d'eau se fait par diffusion, mais surtout lors de la remise en suspension des sédiments, par des phénomènes naturels (marée, tempête, bioturbation ; Chapman *et al.,* 1998) et par l'activité humaine comme les opérations de dragages (Lee et Jones, 1982). Cet impact des sédiments contaminés sur les organismes pélagiques a été à ce jour, moins abordé que celui sur les organismes benthiques (Burgess et Scott, 1992 ; Burgess et al., 1993). Pourtant, ces deux types d'organismes doivent être pris en compte au même titre si on veut réellement protéger l'environnement marin.

D'après plusieurs auteurs (Langston, 1990 ; Bryan et Langston, 1992 ; Canli et Furness, 1993a ; Roesijadi et Robinson, 1994 ; Kalay et Canli,1999 ; 2000), le taux d'accumulation d'un métal dans un organisme marin dépend non seulement de la biodisponibilité de cet élément mais également des facteurs biologiques (liés à l'état de l'organisme tels que l'âge, la taille, le sexe et l'état physiologique), chimiques (liés à l'état physico-chimique d'un métal dans l'eau de mer, dans les sédiments ou dans la nourriture des organismes) et environnementaux (liés à l'environnement à savoir la température, la salinité, l'oxygène dissous, le pH et la lumière).

Lorsque les métaux se présentent sous forme d'éléments biodisponibles, ils peuvent pénétrer à l'intérieur des organismes aquatiques par :

- adsorption, qui n'existe pas chez les poissons ;
- absorption directe à partir de l'eau, tous les animaux sont susceptibles d'être directement empoisonnés par les éléments traces au niveau des surfaces d'échanges avec le milieu environnant ;
- absorption indirecte à partir de la nourriture.

Les organismes sont, dans une certaine mesure, capables de développer une acclimatation physiologique pour faire face à une exposition continue aux métaux. En effet, des protéines, synthétisées en réponse à une exposition aux métaux, appelées métallothionéines (MTs) ont un rôle de détoxification et de régulation en chélatant les éléments. Ces protéines qui sont utilisées comme biomarqueurs, assurent ainsi la régulation des concentrations intracellulaires de différents éléments métalliques essentiels ou non (Hamilton et Mehrle, 1986).

Les métallothionéines ont été identifiées chez la plupart des animaux y compris les organismes marins qui sont les plus exposés aux ions métalliques issus de source naturelle et anthropique. Ces protéines sont présentes préférentiellement au niveau du foie ou de l'hépatopancréas. Chez les poissons¸ les MTs sont rencontrées à des taux variables dans les branchies, le foie, les reins et l'intestin. Des teneurs assez faibles ont été également enregistrées dans le sang (Noël-Lambot *et al.,* 1978 ; Kito *et al.,* 1982).

Les métaux peuvent aussi être séquestrés au sein de granules ou vésicules (Depledge et Rainbow, 1990). Il faut noter que, si les métaux ainsi séquestrés n'induisent plus d'effet toxique pour l'organisme (ne sont plus biodisponibles), ils ne sont pas pour autant nécessairement excrétés, et peuvent s'accumuler dans les tissus (McGeer *et al.,* 2003). Ils peuvent ainsi représenter un danger pour les prédateurs.

Plusieurs études ont montré que l'accumulation des contaminants (métaux et composés organiques) chez les organismes est souvent un meilleur indicateur de la toxicité de ces composés que leur concentration dans le milieu même, car les variations de leur biodisponibilité sont obligatoirement prises en compte (Connell *et al.,* 1999 ; Borgmann, 2000).

1.2. Accumulation des métaux selon les organes : Organotropisme

L'organotropisme est défini comme étant l'accumulation préférentielle d'un métal dans un organe donné. L'étude de la répartition des éléments traces métalliques dans les organes des poissons présente un double intérêt puisqu'elle renseigne d'une part, sur leur métabolisme en montrant les organes de stockage et d'autre part, elle fournit des données sur une éventuelle contamination des organes comestibles, le muscle en particulier.

Le muscle est le principal vecteur de substances potentiellement toxiques pour le consommateur. Les concentrations dans ce tissu, reflètent l'absorption d'un élément durant de longue période, (Kojadinovic *et al.,* 2007). Toutefois, il est très important d'étudier la teneur des

métaux dans ce tissu afin d'estimer leur quantité pouvant parvenir à l'homme à travers la consommation du poisson (Phillips, 1995).

Le foie qui est considéré comme organe accumulateur et le siège de métabolisme de certains éléments, est un bon indicateur de l'exposition chronique des métaux et joue un rôle important pour leur stockage et leur inactivation (Miller *et al.,* 1992). En effet, le foie est utilisé pour déterminer une accumulation récente de certains éléments d'un écosystème déterminé.

Les branchies constituent un organe en contact direct avec le milieu extérieur. Toutefois, les teneurs métalliques peuvent être représentatives du degré de contamination du milieu environnant.

Les gonades qui sont comestibles, pourraient présenter des risques de contamination sur le développement des embryons. L'analyse des gonades est réalisée pour évaluer le transfert possible et/ou l'influence des métaux dans le processus de reproduction et en plus pour déterminer les quantités des éléments toxiques pouvant affecter l'homme à travers leur consommation.

Le stockage sélectif dans certains organes dépend de trois critères essentiels : l'espèce, la nature du métal (persistant ou non) et la concentration des métaux.

Il apparaît qu'avant d'être empoisonnés par les métaux dispersés dans le milieu, les poissons tout comme les organismes aquatiques, les emmagasinent dans des organes de stockage. La biofixation, malgré une certaine variabilité spécifique s'opère en général dans le rein et le tube digestif en cas de contamination passagère sans aucune gravité. Par contre, en cas de contamination plus sévère¸ la plupart des métaux s'accumulent sélectivement au niveau du foie.

Les travaux d'Eilser (1981) ont montré que le Zinc, le Cuivre, le Cadmium et le Fer sont accumulés dans les tissus lisses tels que le foie, les reins, le cœur, la rate et les gonades. Cependant le Plomb, le Manganèse sont concentrés dans les organes osseux et cartilagineux tels que les branchies et les squelettes.

D'aprés Hamza-Chaffai (1993), les poissons Téléostéens ont le même modèle d'accumulation métallique selon les organes. Ainsi le foie est un site préférentiel de stockage de plusieurs métaux tels que le Cadmium, le Cuivre et le Zinc. Les muscles des espèces présentent toujours les plus faibles teneurs en Cd, Cu et Zn. Les gonades présentent la particularité d'accumuler le Zinc en quantité importante par rapport aux autres organes en raison du rôle de cet élément essentiel dans la fertilisation et le développement embryonnaire.

1.3. Évaluation de la contamination métallique dans le milieu marin

Jusqu'au début des années 1970, la surveillance de la contamination métallique du milieu marin reposait uniquement sur l'analyse chimique de l'eau. Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait : (i) de la forte variabilité spatio-temporelle des masses d'eaux (Ostapczuk *et al.,* 1997a) ; (ii) de la dilution des contaminants dans l'eau à l'origine de valeurs de concentrations se situant souvent près ou au-dessous des seuils de détection des instruments d'analyse et (iii) de l'importante fluctuation des concentrations selon les courants marins et l'irrégularité des rejets (Boudouresque, 1993 ; Rainbow, 1995). En outre, cette technique analytique ne fournit pas d'informations sur la biodisponibilité des éléments en traces métalliques pour les organismes et

ne permet pas d'évaluer, ni même de prévoir, l'impact de ces substances sur les organismes ou, *a fortiori*, sur l'écosystème dans son ensemble (Lagadic *et al.,* 1998 ; Morillo *et al.,* 2005). C'est dans ce contexte que Goldberg (1975) propose l'utilisation d'organismes pour évaluer la qualité du milieu et que naît le concept d'indicateur biologique.

1.3.1. Définition du terme « indicateur biologique » ou « bioindicateur »

Blandin (1986) définit un indicateur biologique (ou bio-indicateur) comme « … un organisme ou un ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écocomplexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ». Ainsi, l'intérêt des bioindicateurs réside essentiellement dans le fait que, en intégrant l'ensemble des paramètres environnementaux, ils mettent en évidence les conditions moyennes et non fugaces du milieu (diagnostic de la santé du milieu) et permettent ainsi de révéler la présence d'un déséquilibre au sein de l'écosystème (Glémarec et al., 1980 ; Bellan, 1993 ; Ramade, 1993). Aussi les espèces choisies, pour réaliser ce type de surveillance, doivent satisfaire à un certain nombre de critères : la sédentarité, une durée de vie compatible avec les variations temporelles que l'on souhaite mesurer, une large répartition géographique, un pouvoir d'accumulation vis à vis de la substance considérée et qui soit corrélé aux teneurs de cette dernière dans l'eau, et une facilité de prélèvement (Goldberg, 1975 ; Phillips, 1977 ; Goldberg *et al.,* 1978 ; Phillips, 1980 ; Molfetas et Blandin, 1980 ; Blandin, 1986 ; Phillips et Segar, 1986 ; Phillips, 1990 ; Arnoux, 1993 ; Phillips, 1994 ; Phillips et Rainbow, 1993 ; Soltan, 1994 ; Rainbow, 1995). En outre, la physiologie de l'espèce doit être suffisamment connue pour expliquer les variations saisonnières ou la fixation sélective d'une substance en fonction de la taille, de l'âge ou du tropisme tissulaire de l'organisme considéré (Rainbow, 1995).

1.3.2. Les bio-indicateurs en milieu marin

Ces bio-indicateurs ont fait l'objet d'un grand nombre de travaux. La majorité des travaux visant à l'étude des contaminants chimiques dans les écosystèmes marins ont considéré des mollusques bivalves (voir synthèse *in* Rainbow *et al.,* 2000 ; Nakhlé *et al.,* 2006). Les moules du genre *Mytilus* ont été très tôt utilisées en Europe pour la détection de contaminants (e.g. en Italie ; Majori et Petronio, 1973) mais c'est surtout aux U.S.A. que des projets ambitieux d'utilisation de ces organismes dans le cadre de réseaux de surveillance ont initialement vu le jour. En 1975, Goldberg introduit le concept de Mussel Watch. L'idée est d'utiliser les moules pour surveiller la pollution marine à une grande

échelle, grâce à la très large répartition géographique de ces animaux et à leur capacité à accumuler de nombreux contaminants (Goldberg *et al.,* 1978). L'idée est d'utiliser les moules pour surveiller la pollution marine à une grande échelle, grâce à la très large répartition géographique de ces animaux et à leur capacité à accumuler de nombreux contaminants (Goldberg et *al.,* 1978).

Depuis, dans le cadre du concept du Mussel Watch, plusieurs espèces de moules ont utilisées dans le monde entier pour évaluer la contamination métallique des eaux littorales (Goldberg *et al.,* 1983 ; Lauenstein *et al.,* 1990 ; Rodriguez *et al.,* 1995 ; Sellali *et al.,* 1995 ; Ostapczuk *et al.,*

1997a, b ; Beliaeff *et al.,* 1998 ; Rainbow *et al.,* 2000 ; Claisse *et al.,* 2001 ; Andral *et al.,* 2004b).

Outre les moules, plusieurs bivalves ont été utilisés, ou tout au moins testés, comme bio-indicateurs ; en particulier des huîtres (Catsiki et Florou, 1984 ; Claisse *et al.,* 2001 ; Olivier *et al.,* 2002) mais aussi d'autres bivalves (Catsiki et Florou, 1984 ; Roméo *et al.,* 1993 ; voir synthèse in Rainbow, 1995; Castro *et al.,* 1996 ; Usero *et al.,* 2005).

D'autres groupes sont à l'origine de travaux sur l'utilisation d'organismes dans un objectif d'évaluation de la contamination métallique du milieu marin. C'est le cas de différentes espèces d'échinodermes (Phillips, 1990 ; Warnau *et al.,* 1995 ; Flammang *et al.,* 1997 ; Bielmyer *et al.,* 2005) ; de crustacés (Rainbow et Phillips, 1993 ; Guhathakurta et Kaviraj, 2000 ; Kargın *et al.,* 2001 ; Hashmia *et al.,* 2002 ; Pourang *et al.,* 2004 ; Yılmaz et Yılmaz, 2007) ; de poissons (Roméo *et al.,* 1994 ; Burgeot *et al.,* 1996 ; Guhathakurta et Kaviraj, 2000) et de cétacés (plus particulièrement de Delphinidés ; Honda *et al.,* 1983 ; Marcovecchio *et al.,* 1990, 1994 ; Frodello *et al.,* 2000 ; Zhou *et al.,* 2001 ; Monteiro-Neto *et al.,* 2003).

On note, depuis quelques années, un intérêt croissant pour l'utilisation des végétaux marins dans les études d'évaluation de la contamination du milieu (Phillips, 1994 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Ferrat *et al.,* 2003b). Sessiles, sensibles aux modifications de leur environnement (tant au niveau de la colonne d'eau que du sédiment), ils réagissent à la présence de contaminants de façon plus rapide (en tant que premiers échelons de la chaîne alimentaire) que les organismes occupant des niveaux plus élevés (Lovett-Doust *et al.,* 1994).

Les Chlorobiontes, Rhodobiontes et Chromobiontes ont fait l'objet de nombreux travaux quant à leur potentielle utilisation en tant que bio-indicateurs de la contamination métallique (Phillips, 1994). La plupart des études s'intéressent aux espèces du genre *Enteromorpha, Fucus* et *Ulva* (Rainbow et Phillips, 1993 ; Favero *et al.,* 1996 ; Amado Filho *et al.,* 1997 ; Leal *et al.,* 1997 ; Ostapczuk et al., 1997a ; Giusti, 2001 ; Villares et al., 2001 ; Barreiro et al. 2002 ; Caliceti et *al.,* 2002 ; Tabudravu *et al.,* 2002 ; Coelho *et al.,* 2005). Quelques études s'intéressent à d'autres genres : Padina (Karez *et al.,*1994 ; Amado Filho *et al.,* 1999 ; Campanella *et al.,* 2001) ; Sargassum (Amado Filho *et al.,* 1997, 1999) ; Hypnea (Amado Filho et al., 1997) ; Spyridia (Amado Filho *et al.,* 1997) ; Caulerpa (Gnassia-Barelli *et al.,* 1995 ; Warnau *et al.,* 1996 ; Sanchiz *et al.,* 1999 ; 2001).

Depuis quelques années, l'utilisation de plusieurs espèces de magnoliophytes marines dans une optique de surveillance et de gestion des écosystèmes littoraux est envisagée (Brix *et al.,* 1983 ; Augier, 1985 ; Ward, 1989 ; Maserti *et al.,* 1988 ; Pergent, 1991 ; Phillips, 1994 ; Fourqurean *et al.,* 1997). Du fait de leur large répartition géographique (Hartog, 1970), de leur longévité, de la permanence de leur population au cours des saisons, de leur facilité de prélèvement, de leur abondance, et de leur capacité à concentrer une vaste gamme de xénobiotiques (Mc Roy et Helferich, 1980 ; Ward, 1989), les magnoliophytes marines apparaissent comme des organismes très intéressants dans le cadre d'une surveillance du milieu (Boudouresque, 2006).

1.4. LES MAGNOLYOPHYTES DE MÉDITERRANÉE

1.4.1. La mer Méditerranée

La mer Méditerranée est une mer semi-fermée, elle est entourée par 3 continents : l'Afrique, l'Asie et l'Europe. Elle s'étend sur 4000 Km d'est en ouest et la largeur la plus grande au niveau du bassin occidentale, est de 800 Km (entre le fond du golfe de Gênes et la Tunisie) et seulement de 138 Km entre la Sicile et la Tunisie. La largeur maximale de la mediterranée est de 1400 Km entre la haute Adriatique et la Libye. Sa profondeur moyenne est d'environ 1500 m et elle représente 0.7 % (3,5 millions Km²) de la surface des océans mondiaux pour seulement 0.3 % de leur volume (Bethoux *et al.,* 1999). La frange côtière (comprise entre 0 et 200 m de profondeur) représente environ 20 % de la surface totale de la Méditerranée. Malgré sa profondeur, la Méditerranée peut être considérée comme un « océan côtier », notamment par rapport à la longueur de ses côtes, ses lignes de séparations des eaux, son nombre d'habitants et la rapidité de ses réponses aux changements climatiques et environnementaux (Bethoux et Gentili, 1996).

Les caractéristiques géomorphologiques de la Méditerranée (e.g. bords peu profonds, bassin intérieur très profond), ainsi que la formation d'eaux denses sont à l'origine de l'homogénéité physico-chimique des eaux profondes (e.g. leur température d'environ 13°C s'étend de -100 m jusqu'à – 5100 m dans la mer Ionienne, alors qu'à même profondeur l'océan Atlantique a une température d'environ 2°C ; Bethoux et al., 1999). Néanmoins, les budgets en nutriments des bassins occidentaux et orientaux sont dépendants à la fois des flux et des concentrations en nutriments des masses d'eau au niveau du passage de Gibraltar et de la Sicile, ainsi que des apports atmosphériques et terrestres (Bethoux *et al.,* 1998). Les eaux de surface entrant depuis l'Atlantique, bien que contenant des nutriments organiques, sont épuisées en nutriments inorganiques. Parallèlement les eaux de sub-surface présentent des concentrations variables et, de fait, la concentration moyenne résultante, bien que relativement faible, est difficilement mesurable (Bethoux *et al.,* 1999). S'ajoutant à ces apports Atlantique, et mis à part ceux d'origine anthropique, les principaux apports en phosphore, azote, et silice sont liés à des phénomènes climatiques (e.g. apport continentaux atmosphériques, dépôts de poussières sahariennes). De plus, certains organismes marins sont capables de fixer l'azote atmosphérique. Ces conditions particulières sont à l'origine de l'oligotrophie générale de la mer Méditerranée, particulièrement au niveau de la partie la plus orientale (Bethoux *et al.,* 1999). Le caractère oligotrophique de la Méditerranée est comparable à celui de la Mer des Sargasses, où les nitrates sont réduits à des concentrations nanomolaires, dans les eaux proches de la surface (Denis-Karafistan *et al.,* 1998). Une autre particularité des eaux profondes de Méditerranée est leur rapport azote sur phosphate élevé par rapport aux autres océans (Bethoux *et al.,* 1999), ceci étant probablement lié à de hauts taux de fixation de l'azote (Fanning, 1992). L'environnement continental, la limitation en phosphore, la fixation de l'azote et un rapport N/P élevé fixent les conditions initiales des écosystèmes méditerranéens (Bethoux *et al.,* 1999).

Malgré la relative homogénéité des masses d'eau, il apparaît, d'après les données relevées au cours des dernières décennies, au niveau du bassin occidental, que la température, la salinité, les concentrations en nutriments et en métaux traces subissent des changements au cours

du temps. Au niveau des couches superficielles et particulièrement dans les eaux côtières, les tendances climatiques et/ou environnementales peuvent être masquées par les variabilités saisonnières et interannuelles des caractéristiques physiques et chimiques, mais aussi par les contraintes climatiques ou les impacts anthropiques. D'un point de vue global, les eaux de Méditerranée enregistrent une augmentation de certains paramètres, tels que la concentration en certains nutriments (e.g. augmentation des phosphates liée à l'augmentation des populations, de l'agriculture et de l'industrialisation sur le littoral), la température moyenne ainsi que la salinité, ces dernières étant plus à relier aux phénomènes de changements climatiques globaux (Bethoux et Gentili, 1996).

Les caractéristiques de la Méditerranée font d'elle une mer d'autant plus fragile que son intérêt écologique est important. Bien que de taille modeste, la Méditerranée abrite 8 % des espèces végétales et animales connues (Platini, 2000), ce qui la place immédiatement après les écosystèmes tropicaux en terme de richesse spécifique (Ramade, 1990a ; 1990b), et parmi les 5 régions du monde où les problèmes environnementaux sont les plus graves (classement du PNUE, Ramade, 1993). De tous les écosystèmes présents en Méditerranée, ceux propres aux zones littorales, tant côtiers que marins, subissent les conséquences les plus lourdes des activités anthropiques (Ramade, 1990b). En effet, le développement des pays riverains de la Méditerranée s'appuie souvent sur des modes de production et de consommation qui ne tiennent pas compte de la fragilité de son environnement (Kerdoun, 1992). Le littoral méditerranéen se trouve soumis à une pression démographique croissante (1/3 de la population mondiale vit à moins de 50 Km du littoral) liée entre autres au tourisme et à l'exode rural (Pergent *et al.*, 1995). Par ailleurs, la mer Méditerranée est devenue un réceptacle pour de nombreux déchets industriels, de grandes quantités de pétrole et de nutriments (Ramade, 1993). De plus, le littoral reste le site privilégié de nombreuses activités économiques liées au tourisme ou à l'exploitation des ressources naturelles (Pergent *et al.*, 1995).

1.4. Les magnoliophytes

En Méditerranée, seulement quelques espèces de magnoliophytes sont présentes. Si l'on considère la Méditerranée en incluant la Mer Noire, la Mer Caspienne, la Mer d'Aral et le nord-ouest africain, 9 espèces ont été signalées : Posidonia oceanica, Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson, Zostera noltii (ou Nanozostera noltii) (Hornemann), Zostera marina (Linnaeus), Halophila stipulacea (Forsskal) Ascherson, Ruppia cirrhosa (spiralis, Petagna) Grande, Ruppia maritima (Linneaus), Halodule wrightii (Ascherson) et Halophila decipiens (Ostenfeld). Les magnoliophytes marines forment une ceinture quasi-continue tout le long des côtes de Méditerranée (Augier, 1985 ; Procaccini *et al.*, 2003), l'espèce la plus répandue étant Posidonia oceanica (Kuo et Hartog, 2001 ; Short *et al.*, 2001 ; Borum et Greve, 2004). De toutes les espèces de magnoliophytes existant dans le monde, seules 4 sont originaires des eaux européennes : Zostera marina, Zostera noltii, Cymodocea nodosa et Posidonia oceanica. L'espèce Halophila stipulacea est une espèce introduite par le canal de Suez (introduction lessepsienne). Certains auteurs n'attribuent pas le même statut aux espèces de Ruppia (e.g. Borum et Greve, 2004). En effet, le terme générique anglophone, sous lequel sont généralement regroupées les actuelles magnoliophytes marines, est « seagrass », or ce terme correspond à une définition biologique précise de ces plantes aquatiques (et non à

une « définition » taxonomique – classement phylogénétique). Les « seagrass » sont des plantes aquatiques qui, entre autres caractéristiques, vivent en milieu marin océanique, c'est-à-dire à forte salinité. Ainsi, l'établissement des espèces de Ruppia, dans des milieux de salinité faible à moyenne, ne s'accorde pas avec la définition initiale, et, ces espèces sont donc parfois occultées de la littérature concernant les « seagrass » méditerranéennes.

1.4.3. Taxonomie et répartition de *Posidonia oceanica*

Posidonia oceanica (Figure 1) appartient au règne des Plantae, aux Embryobiontes, à la division des *Magnoliophyta*, à la classe des Liliopsida et à la famille des *Posidoniacea* (Kuo et Hartog, 2001).

Selon ce dernier, la classification de *Posidonia oceanica* se présente comme suit (Fig.1):

Règne : Plantae

Phylum : Chlorophyta

Embrochement : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Ordre : Potamogetonacea

Famille : Posidoniacea

Genre : *Posidonia*

Espèce : *oceanica* (L.) Delile

La posidonie forme de vastes herbiers entre la surface et 40 m de profondeur. Ces herbiers actuels sont installés depuis 8000 à 9000 ans, durant l'Holocène, lors de la dernière remontée d'eau en Méditerranée (Boudouresque *et al.*, 1981).

Les posidonies ont été largement décrites dans la littérature (Den Hartog, 1970 ; Boudouresque et Meinesz, 1982 ; Cinelli *et al.*, 1995). Elles ont la même structure cellulaire (Colombo *et al.*, 1983) et la même morphologie que les autres phanérogames marines.

Figure. 1. Photographie sous-marine d'un herbier à *Posidonia oceanica*

1.4.4. Caractéristiques biologiques

A l'instar des autres magnoliophytes, *Posidonia oceanica* s'organise en rhizomes (i.e. tige enfouie dans le sédiment), racines et feuilles (Figure2)

Les rhizomes de *Posidonia oceanica* peuvent croître selon 2 directions, leur conférant des rôles différents. On trouve, soit des rhizomes à croissance orthotrope (dressés), soit à croissance plagiotrope (rampants, Molinier et Picard, 1952). Les rhizomes orthotropes ont peu de racines adventives, leur division est peu fréquente. Ils portent de longues feuilles et les internœuds entre les feuilles sont courts. De part la densité de ses feuilles, l'herbier à *Posidonia oceanica* piège des quantités importantes de sédiment et les rhizomes réagissent par une croissance verticale de quelques millimètres à quelques centimètres par an (Boudouresque *et al.,* 1984), permettant d'éviter l'enfouissement du faisceau foliaire (Boudouresque et Jeudy de Grissac, 1983). Les rhizomes ont une croissance plus rapide que les rhizomes orthotropes et ils présentent des faisceaux avec un plus grand nombre de feuilles incurvées (Wittmann, 1984). Les rhizomes plagiotropes permettent de coloniser l'espace libre environnant (Caye, 1989). Leur croissance est d'environ 4 cm par an et elle n'excède pas 10 cm par an (Drew et Jupp, 1976 ; Mossé, 1984). Toutefois, la croissance des rhizomes plagiotropes reste lente et implique une propagation des clones aussi lente. Certains modèles prédictifs, estiment qu'il faudrait environ 350 ans pour développer un clone de 15 m de diamètre (Marbà *et al.,* 2004). C'est la croissance verticale et horizontale des rhizomes, qui est à l'origine de l'édification de la «matte». Cette matte est constituée par le lacis des rhizomes et des racines, très peu putrescibles, et par le sédiment (autochtone et/ou allochtone) qui colmate les interstices (Blanc, 1956). La matte peut croître au-dessus du niveau initial d'un mètre par siècle, et son épaisseur peut dépasser 8 m (Molinier et Picard, 1952 ; Romero *et al.,* 1994). La croissance de la matte et son évolution au cours du temps en fonction des paramètres environnementaux vont conduire à l'édification de différents types d'herbiers (e.g. récifs barrières, récifs frangeants, herbiers tigrés, Molinier et Picard, 1952 ; Boudouresque et Meinesz, 1982).

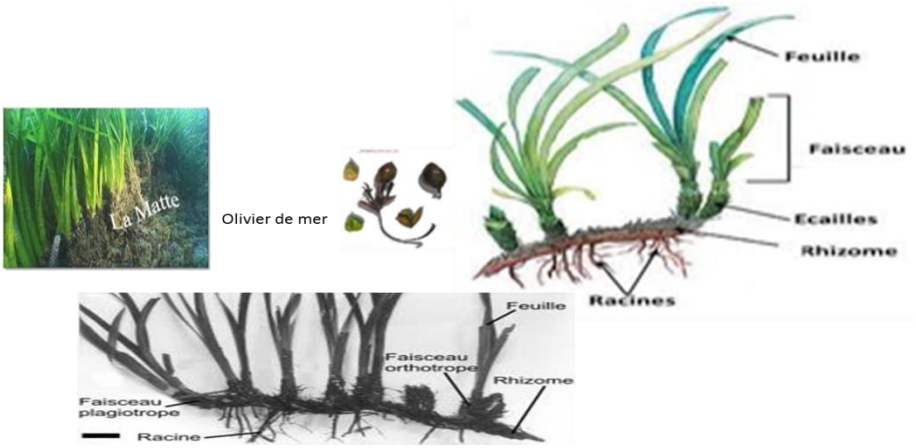

Figure. 2. Schéma illustrant l'arrangement caractéristique des rhizomes de *Posidonia oceanica* (D'après Boudouresque et Meinesz, 1982).

Les feuilles de *Posidonia oceanica* s'insèrent de façon distique et sont rassemblées en « faisceaux de feuilles » (Grenier, 1860 in Giraud 1979) de différents types (juvéniles, intermédiaires et adultes, Giraud, 1979) (Figure 3). Les faisceaux portent de 5 à 10 feuilles rubanées, pouvant mesurer plus d'un mètre de long et 12 mm de largeur (Borum et Greve, 2004). La base des feuilles, ou « pétiole », est engainante, et persiste sur les rhizomes après la chute du limbe. Elle est alors appelée improprement « écaille » (Grenier, 1860 in Pergent-Martini, 1994). L'épaisseur des écailles varie de façon cyclique en fonction de leur rang d'insertion sur le rhizome (Crouzet, 1981). L'évolution au cours du temps, de l'épaisseur de la dernière écaille, apparue à l'apex du rhizome, montre une périodicité annuelle avec un maximum et un minimum d'épaisseur par an. Les écailles « fines » apparaissent à la fin de l'hiver ou au début du printemps et les écailles « épaisses », en automne. Par analogie avec la dendrochronologie, l'étude des cycles d'épaisseur des écailles est appelée « lépidochronologie » (Boudouresque *et al.*, 1984 ; Pergent, 1987(Figure 4). L'apparition de nouvelles feuilles se fait tout au long de l'année, leur longévité est variable (de 5 à 8 mois) et peut atteindre plus de 13 mois (Thelin et Boudouresque, 1983). La chute des feuilles s'observe également toute l'année, mais en début d'automne, une chute massive de feuilles intervient, ceci donne lieu à la formation d'accumulations caractéristiques sur les côtes : les banquettes de *Posidonia oceanica* (Figure 4). Suite à cette chute, le taux de production des feuilles est généralement élevé (Hartog, 1970 ; Romero, 1989a ; Pergent et Pergent-Martini, 1991 ; Alcoverro *et al.*, 1995).

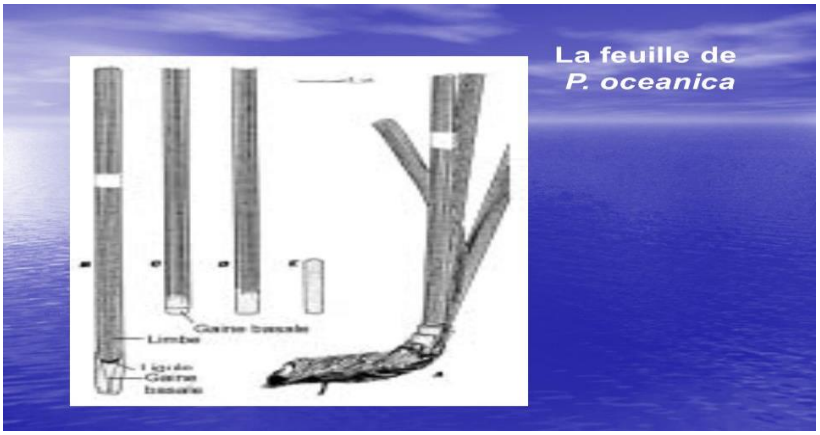

Figure. 3. Les différents types de feuilles dans un faisceau de *Posidonia ocianica* (A : rhizomes ; B : faisceau entier ; C : une feuille adulte, la gaine de base est entièrement formée ; D : une feuille adulte, la gaine commence à se former et E : une feuille juvenille)*:* (Giraud et *al*, 1979).

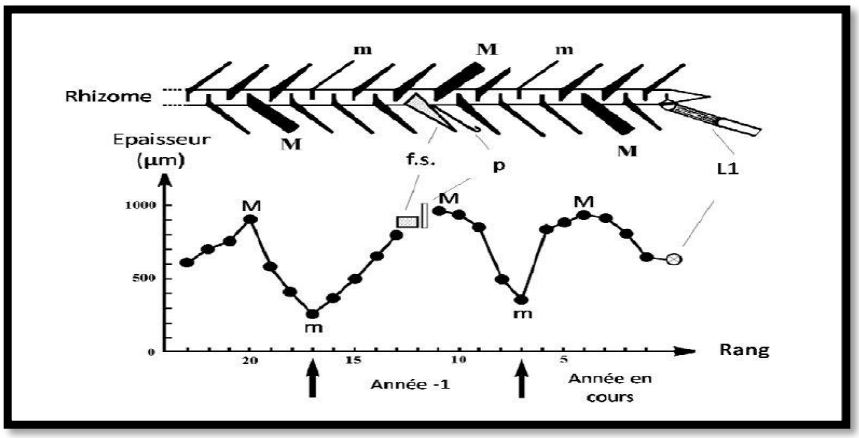

Figure 4: Lépidochronologie. En haut : disposition des écailles le long d'un rhizome de *Posidonia oceanica*. En bas : épaisseur des écailles (en µm). M : maximum d'épaisseur. m : minimum d'épaisseur. f.s. restes d'un pédoncule floral. P : prophylle (préfeuille) accompagnant le pédoncule floral. L1 : feuille vivante la plus âgée (Pergent *et al.*, 1989b).

Figure 5. Photographie d'une banquette de Posidonie en bord de plage (aires-marines.fr).

La floraison de cette plante reste rare (Molinier et Picard, 1952 ; Boudouresque *et al.*, 1979, 1980 ; Thelin et Boudouresque, 1985; Borum et Greve, 2004) (Figure.6). Quand elle a lieu, elle se déroule en automne et intervient généralement sur des aires géographiques limitées (Caye et Meinesz, 1984 ; Mazzella *et al.*, 1984 ; Thelin et Boudouresque, 1985 ; Pergent *et al.*, 1989 ; Buia et Mazzella, 1991 ; Stopelli et Peirano, 1996 ; Marbà *et al.*, 2004). La floraison semble induite par des modifications de paramètres environnementaux, notamment l'élévation de la température estivale (Caye et Meinesz, 1984 ; Thelin et Boudouresque, 1985 ; Pergent *et al.*, 1989 ; Stopelli et Peirano, 1996 ; Borum et Greve, 2004).

La fécondation donne naissance à des fruits (environ 6 par faisceaux, Marbà *et al.*, 2004), qui se détachent à maturité (au printemps) pour se laisser disséminer par les courants pendant plusieurs jours, avant de libérer la graine qui va couler sur le fond, où elle va germer si les conditions de substrat sont favorables (Caye et Meinesz, 1984 ; Cinelli *et al.*, 1995). Toutefois, on observe chez Posidonia oceanica un avortement massif des fruits (expliquant près de 87 % de la perte du potentiel reproducteur) ainsi que des phénomènes de prédation des fruits par les herbivores réduisant encore le potentiel reproducteur (Balestri et Cinelli, 2003). Par ailleurs, la germination lorsqu'elle intervient donne rarement lieu à l'installation de nouveaux individus, faisant de la reproduction asexuée la voie principale de multiplication de l'espèce (Molinier et Picard, 1952 ; Meinesz *et al.*, 1992). Des études génétiques sur différentes souches de Méditerranée confirment l'hypothèse d'un mode de reproduction principalement par voie asexuée chez Posidonia oceanica (Procaccini et Mazzella, 1996).

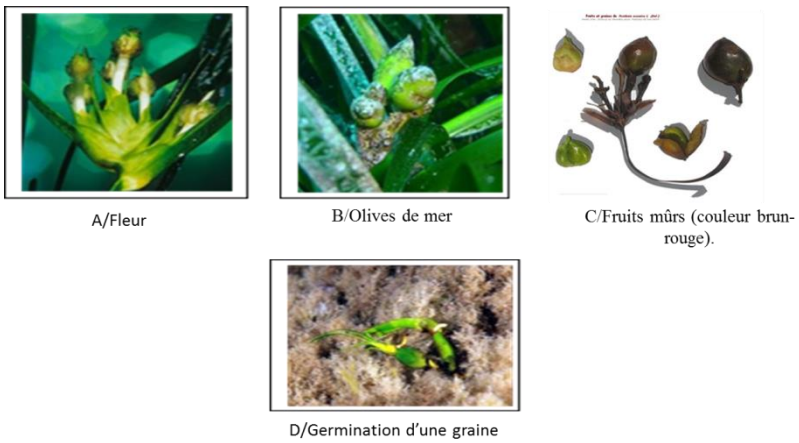

Figure. 6. Fruits de *Posidonia oceanica* « Olives de mer ».

1.4.5. Ecologie

Comme l'ensemble des magnoliophytes, *Posidonia oceanica* est très sensible à la disponibilité en lumière et ne peut survivre en dessous de 10 à 16% de l'irradiance de surface (Alcoverro *et al.*, 2001 ; Ruiz et Romero, 2001). La lumière constitue l'un des facteurs les plus importants pour la répartition et la densité des herbiers à Posidonia oceanica (Elkalay *et al.*, 2003).

Posidonia oceanica est une espèce sténohaline, ne pouvant survivre en dessous de 33‰ (Ben Alaya, 1972) ; ce qui explique son absence au niveau des étangs saumâtres de la côte languedocienne et au voisinage de l'embouchure des fleuves côtiers. Elle semble mieux résister aux salinités élevées, bien que Ben Alaya (1972) ait indiqué que 41‰ constituait sa limite

supérieure de tolérance, puisqu'elle a été observée dans des lagunes hypersalines en Tunisie et Lybie (Pergent et Zaouali, 1992 ; Pergent *et al.*, 2002).

Posidonia oceanica est présente pour des températures situées entre 10.5 et 30.0°C ; sa croissance est optimale entre 17.0 et 20.0 °C (Hartog, 1970 ; Ben Alaya, 1972 ; Augier *et al.*, 1980). Les températures extrêmes mesurées dans un herbier sont 9.0 et 29.2 °C (récif-barrière de la baie de Port-Cros, Var, France ; Augier *et al.*, 1980 ; Robert, 1988). Celebi *et al.*, (2006) indique comme limite maximale de température pour la croissance de *Posidonia oceanica* la valeur de 28.4 °C.

Posidonia oceanica craint un hydrodynamisme trop intense. Les tempêtes arrachent des faisceaux de feuilles, dont certains constitueront des boutures. Elles peuvent éroder la « matte6 », soit directement, soit en la vidant de son sédiment, ce qui la fragilise (Boudouresque, 2006).

1.4.6. Repartions géographique

La distribution de *Posidonia oceanica* est continue tout autour du bassin Méditerranéen (Fig.7), à l'exception du secteur de Gibratar influence atlantique (Molinier et Picard, 1956), de la mer de Mermara, des côtes d'Israel (Lipkin, 1977), l'embouchure des fleuves ainsi que dans le Nord de la mer Adriatique (Gobert *et al*., 2006). Sur les côtes sypro-libanaise, l'herbier à *Posidonia oceanica* n'a été trouvé qu'en deux localités (Nord-Ouest de l'île de Rouad et à proximité de Ras-Ibn-Hani), où il apparaît très menacé.

Les herbiers sont rares sur le littoral languedocien (le sud de la France), de la Camargue aux Pyrénées (France) et devant le delta du Nil, sans doute en raison des mouvements sédimentaires trop importants et de dessalure.

De nombreuses études ont abordé les différents aspects de sa distribution (Piazzi et *al*., 2000), de son écologie, de sa physiologie (Alcoverro *et al*., 1997, 2001 ; Invers *et al*., 2002, 2004 ; Marba et *al*., 2002), et plus récemment, de la génétique (Capiomont et *al*., 1996)

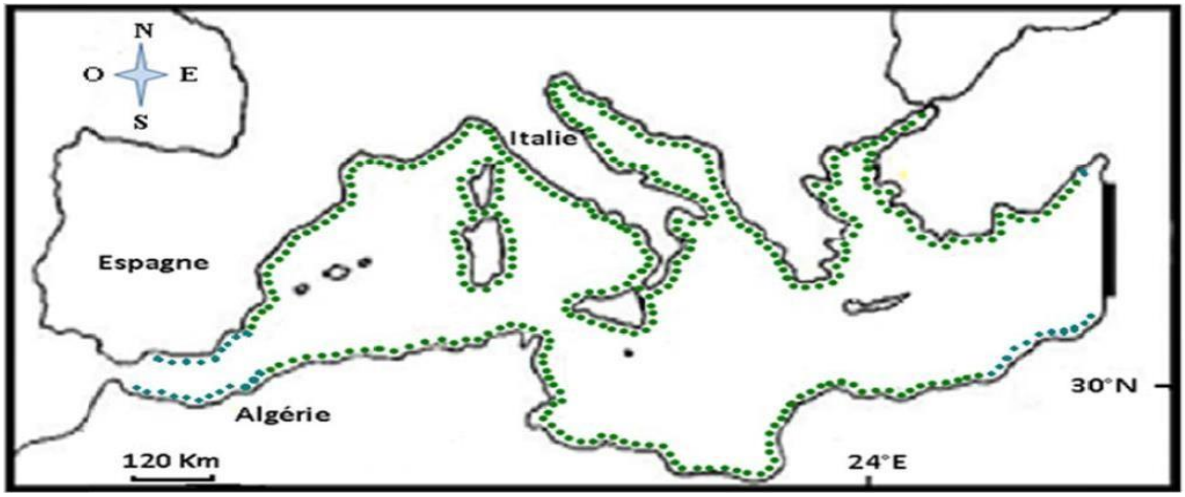

Figure. 7. Répartition de *Posidonia oceanica* le long des côtes Méditerranéennes (Gobert *et al*., 2006).

1.4.7. Rôles écologiques

Les herbiers à Posidonia oceanica jouent un rôle écologique fondamental : e.g. puits de carbone atmosphérique, stabilisation des sédiments, atténuation de l'hydrodynamisme et protection des côtes, maintien de la biodiversité et de la productivité des zones côtières, base des réseaux trophiques, frayères, nurseries et habitats pour nombre d'organismes, oxygénation des sédiments et de la canopée, participation à la clarification des eaux (synthèse in Boudouresque, 2006). De ce fait, ils jouent également un rôle économique majeur (synthèse in Boudouresque, 2006). La prise de conscience de l'importance des herbiers à Posidonia oceanica au niveau écologique et économique s'est traduite par la mise en oeuvre de dispositions nationales, de directives communautaires (Union Européenne ; e.g. Directive Habitats 92/43/CEE) et de conventions internationales pour la protection de ces formations végétales (e.g. Convention de Berne et Convention

de Barcelone ; synthèse in Pergent-Martini *et al.*, 2006).

Depuis quelques années, plusieurs études s'intéressent également à l'utilisation de *Posidonia oceanica* en tant que bio-indicateur de la qualité des eaux (voir 2.2. Les bio-indicateurs en milieu marin).

1.4.8. Menaces

La régression des herbiers a été reportée quasiment partout dans le monde (Short et Willie Echeverria, 1996) et, bien que celle-ci puisse avoir une origine naturelle (e.g. ouragans, maladies ; Larkum et West, 1990 ; Preen et Marsh, 1995 ; Frederiksen et al., 2004), les activités humaines en sont souvent la cause (Short et Willie Echeverria, 1996 ; Pasqualini *et al.*, 1998a ; Duarte, 2002). En effet, de part leur localisation géographique (petits fonds côtiers), les herbiers sont directement soumis aux impacts engendrés par les activités humaines (PNUE, 2001). Ces pressions anthropiques sont nombreuses et impactent gravement la structure et le fonctionnement de ces écosystèmes, de manière directe ou indirecte, au travers de modifications environnementales et notamment des conditions de lumière, des concentrations en nutriments et de la dynamique sédimentaire. Elles sont matérialisées par :

6. L'aménagement du littoral (constructions d'habitations, d'infrastructures portuaires, endigages, modification, création de plages artificielles, pose de câbles sous-INTRODUCTION 4 marins, Meinesz et al., 1981 ; Blanc, 1985 ; PNUE, 2001 ; Ruiz et Romero, 2003 ; Daby, 2003). Ces aménagements sont générés par l'accroissement des populations littorales ou des activités de loisir comme la plaisance. Ils peuvent entraîner (i) une réduction de la bande littorale où les herbiers sont susceptibles de se développer (Meinesz *et al.*, 1992), ceci étant d'autant plus problématique que le plateau continental est réduit et (ii) des modifications du régime courantologique ou rhéologique des masses d'eau (PNUE, 2001) avec impacts sur les bilans sédimentaires (i.e. ensevelissement des points végétatifs, déchaussement des rhizomes ; Boudouresque & Meinesz, 1982 ; Pergent et *al.*, 1995 ; PNUE, 2001 ; El Asmi-Djellouli, 2005) et/ou réduction de la transparence de l'eau.

7. Le chalutage et mouillage des bateaux (Pasqualini et *al.*, 1999 ; Walker *et al.*, 1989 ; Francour *et al.*, 1999 ; Duarte *et al.*, 2004). Le chalutage provoque une abrasion du fond, la

remise en suspension des sédiments, la destruction d'espèces non commerciales et donc des modifications à long terme des communautés benthiques (Boudouresque, 1996). Le mouillage peut être de plusieurs types (e.g. par ancres, corps morts isolés, corps morts et chaînes mères) et s'accompagne de l'arrachage des faisceaux, de l'abrasion des mattes, de phénomènes d'affouillements au niveau des structures immergées et d'un remaniement du substrat (Porcher, 1984). Les ancres de bâtiments commerciaux de grand tonnage peuvent induire de profondes cicatrices dans les herbiers (Platini, 2000).

8. Le rejet de substances polluantes toxiques pour les magnoliophytes marines (e.g. herbicides, TBT, métaux lourds, hydrocarbures, Kelly et *al.*, 1990 ; Short et Willie Echeverria, 1996 ; Haynes et *al.*, 2000 ; Pergent-Martini et Pergent, 2000 ; Prange et Dennison, 2000 ; Ralph, 2000 ; Macinis-Ng et Ralph, 2004a ; Macinis-Ng et Ralph, 2004b ; Jensen et *al.*, 2004), accompagné ou non d'une augmentation de la turbidité. Les apports polluants résultent de grands complexes industrialo-portuaires, pétrochimiques et des chantiers navals. Ils se traduisent soit par le rejet direct de déchets non traités, soit par l'introduction accidentelle de produits polluants ou de substances non toxiques mais dont la combinaison donne lieu à des éléments toxiques (PNUE, 2001). De plus, le couplage ainsi que l'ordre de succession de produits polluants, sont susceptibles d'augmenter l'effet toxique (Macinis-Ng et Ralph, 2004b ; Chesworth et *al.*, 2004).

9. L'enrichissement excessif en azote et en phosphore (e.g. fertilisants artificiels, élevage intensif, déforestation, défrichement, aquaculture, rejets d'eaux usées). Ce type d'influence est une des causes majeures du déclin des herbiers à magnoliophytes (Boudouresque & Meinesz, 1982 ; Pérès, 1984 ; Short & Burdick, 1996 ; Short et Willie Echeverria, 1996 ; Delgado et *al.*, 1999 ; Ruiz et *al.*, 2001 ; Cancemi et *al.*, 2003 ; Cardoso et *al.*, 2004). De fait, l'enrichissement excessif en nutriments (surtout azote et phosphore) modifie 2 paramètres essentiels au bon fonctionnement des herbiers : les concentrations en nutriments et l'irradiance (e.g. Cambridge et McComb, 1984 ; Giesen et *al.*, 1990 ; Valiela & Bowen, 2002 ; Lapointe et al., 1994 ; Havens et *al.*, 2001 ; Waycott et *al.*, 2005). En effet, la concentration en nutriment régule le développement des herbiers, que se soit directement (e.g. au travers de modification du métabolisme interne, Invers et *al.*, 2004), ou indirectement (e.g. au travers du développement d'autres producteurs primaires - épiphytes, phytoplancton, macroalgues flottantes ou fixées - conduisant à une réduction de lumière, de la quantité d'oxygène dissous, Lapointe et *al.*, 1994).

Face au déclin de ces formations, en étroite relation avec les activités anthropiques, des mesures de protection des magnoliophytes marines, en tant qu'espèce ou habitats qu'elles constituent, ont été mises en oeuvre dans le cadre de conventions internationales et/ou législations nationales ou régionales :

10. le sommet de Rio et plus particulièrement au niveau des dispositions particulières définies dans l'Agenda 21

11. la Directive du 21 Mai 1992 (92/43/CEE - Commission des Communautés Européennes) sur la conservation des habitats naturels

12. la Directive du 21 Mai 1992 (92/43/CEE - Commission des Communautés Européennes) sur la conservation des habitats naturels

13. l'inscription sur des listes nationales et régionales d'espèces protégées (PNUE, 1990 ; Boudouresque et *al.*, 1995).

permettent d'utiliser *Posidonia oceanica* (individuellement ou en herbier) comme bioindicateur de la qualité globale des eaux (Pergent-Martini et *al.,* 2005). Les herbiers à Posidonia oceanica rendent compte, par leur présence et leur vitalité, de la qualité des eaux environnantes (Pergent et *al.,* 1995). L'utilisation de cette espèce comme indicateur biologique est liée à sa large répartition géographique (Pasqualini et *al.,* 1998b ; Procaccini et *al.,* 2003), sa longévité, sa capacité à accumuler les polluants stables (Augier et *al.,* 1977 ; Pergent- Martini et Pergent, 2000) et sa sensibilité à la pollution et aux agressions liées aux activités humaines (Ardizzone et Pelusi, 1984 ; Pergent et al., 1999 ; Pasqualini et *al.,* 2000 ; Delgado et *al.,* 1999 ; Ruiz et *al.,* 2001 ; Ruiz et Romero, 2003), son abondance et sa facilité de collecte (Pergent-Martini et *al.,* 2005)

2.3. La SAUPE *Sarpa salpa* (Linnaeus, 1758)

2.3.1. Présentation de la famille des Sparidés

La famille des Sparidés est une famille de poissons osseux (téléostéens) comprenant près de 38 genres (Nelson, 1994).

Le nom de cette famille est dérivé du mot grec ***Sparoïdes*** (qui veut dire poisson à tête dorée). Communément appelés « brèmes de mer », les Sparidés se caractérisent par un corps oblong, comprimé sur les flancs et portant des écailles cténoïdes. Ils présentent une seule nageoire dorsale longue, en partie épineuse, des pectorales généralement longues et pointues, deux pelviennes thoraciques, une nageoire annale et une caudale fourchue.

Les dents bien développées sont différenciées en dents coniques (caniniformes), aplaties (incisiformes) ou en pavé (molariformes) La dentition des Sparidés constitue une clé de détermination des genres et des espèces (Fischer et *al*,.1987)**.**

2.3.2. Position systématique de la Saupe

Grâce aux avancées de la biologie moléculaire, les caractères retenus dans les classifications ont atteint une diversité étonnante. En effet aux observations morphologiques ou anatomiques classiques (la forme des écailles, la nature du tissu osseux, l'allure des mâchoires ou le squelette) s'ajoutent des caractères moins apparents, contenus dans la séquence de grosses molécules biologiques (protéines, ADN, ARN).

La classification phylogénétique des Ostéichtyens a été retenue pour le présent travail selon (Lecointre et Le Guyader, 2001) est :

Règne : Eukaryota
Phylum : Chordata
Embrochement : Vertebrata
Classe : Actinopterygii
Ordre : Perciformes
Famille : Sparidae
Genre : Sarpa
Espèce : *Salpa* (Linnaeus, 1758)

Synonymes :*Boops salpa* (Linnaeus, 1758)

2.3.2.1. Caractères distinctifs

La saupe est caractérisée par un corps oblong, comprimé, gris, avec 10 ou 11 rayures longitudinales de couleur or qui lui ont valu le nom de dorée (Fig. 8). Sa bouche est petite, son dos est arrondi et ses nageoires jaunâtres possèdent des rayons épineux, à la base des nageoires pectorales une tache noire, les pelvienne situées à la hauteur des précédentes sont dites thoraciques alors que la dorsale est basse et la caudale fourchue (Fisher et *al*., 1987).

La Saupe se sert de ses incisives dont les supérieures ont un bord échancré alors que les Inférieures sont pointues et triangulaires.

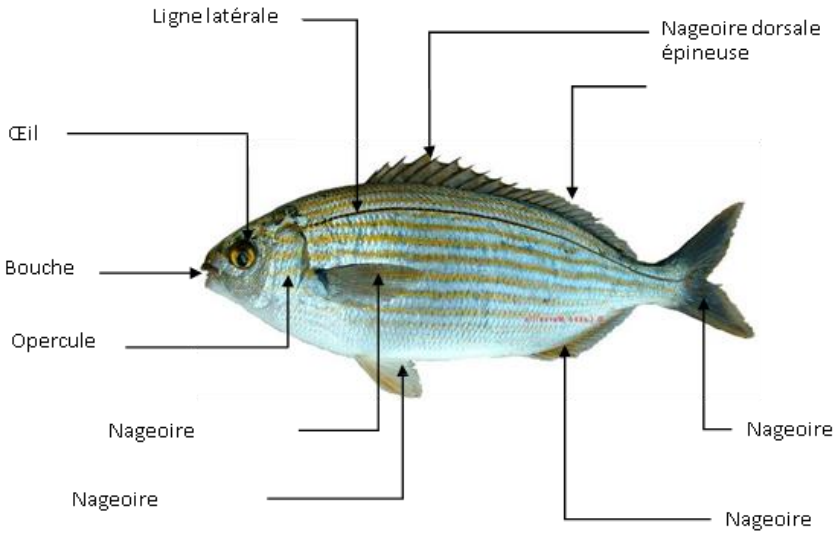

Figure. 8. Morphologie externe de la Saupe (photo internet)

2.3.2.2. Répartition géographique de la saupe

La Saupe présente une large répartition géographique ; elle se rencontre en Méditerranée, l'océan Atlantique du Golfe de Gascogne au Sénégal et détroit de Gibraltar, Madère, des îles Canaries et du Cap-Vert (Verlaque, 1990) (Fig.9).

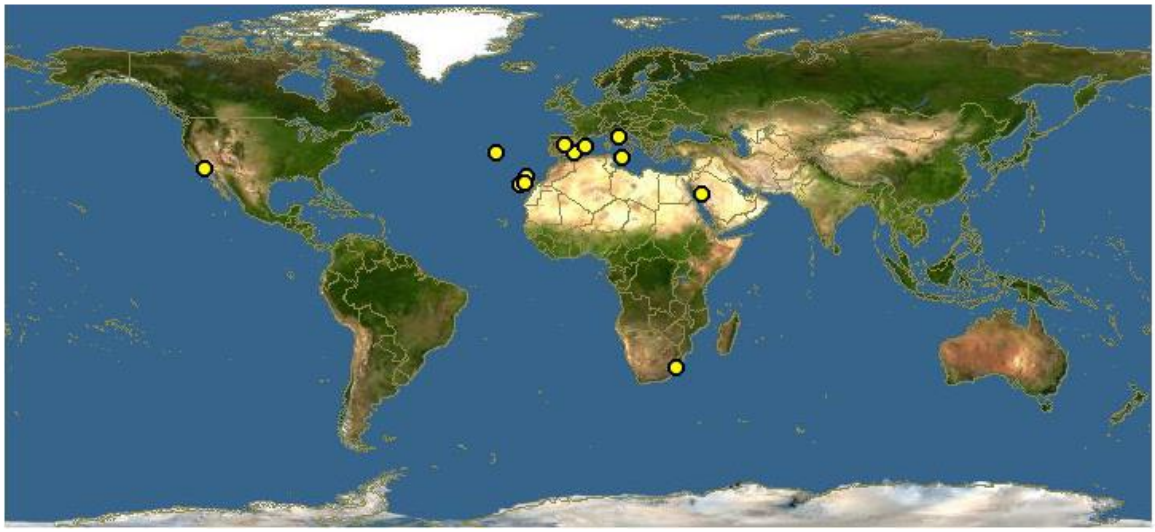

Figure. 9. Répartition géographique de *Sarpa salpa* (*in* Fish base, 2008).

2.3.2.3. Régime alimentaire

Selon Fisher et Coll. (1987), *Sarpa salpa* fait partie des espèces herbivores (Bianchi, G et *al*., 1999), cette espèce se nourrit de végétaux à l'âge adulte, elle se nourrit surtout d'algues vertes, comme la laitue de mer *Ulva lactuca*, ou d'algues rouges du genre *Laurencia*. Ces poissons consomment aussi des feuilles de *Posidonia oceanica*. Les juvéniles mangent des petits crustacés.

2.3.2.4. Reproduction

Sarpa salpa est une espèce hermaphrodite (Bauchot et *al*., 1986). Elle change de sexe. Les jeunes sont d'abord mâles et atteignent leur première maturité sexuelle au cours de leur troisième année vers 21 cm, puis ils deviennent femelles au cours de leur quatrième année entre 26 et 28 cm.

La reproduction est sexuée et a lieu au printemps et en automne en Italie (Lepori, 1980).

Chapitre II: Matériel & Méthodes

1. Aperçu général sur le littoral Algérien

1.1. Caractéristiques générales du littoral algérien

L'Algérie est située au milieu de l'Afrique du nord. Elle est limitée à l'ouest par le Maroc, au sud-ouest par le Sahara Occidental et la Mauritanie, à l'est par la Tunisie et la Libye au sud par le Mali et le Niger et enfin au nord par la Méditerranée (Fig. 10). L'Algérie dispose d'une superficie de 2.381741 km^2, elle longe la Méditerranée d'est en ouest sur approximativement 1622km. Les distances sont très grandes, environ 2000 km de la côte méditerranéenne au massif du Hoggar et 1800 km d'In Amenas à l'est jusqu' à Tindouf à l'ouest.

Figure 10: Localisation Africaine de la région de Skikda (Schlumberger et Sonatrach, 2010) *(Source: Contribution from Sonatrach Exploration Division, Research and Development Centre and Petroleum Engineering and Development Division).*

Le littoral algérien fait partie du bassin méditerranéen qui est un des 34 hots spots méditerranéens. Il se caractérise par une diversitéd'espèces faunique et floristique exceptionnelle. Avec un taux d'endémisme particulièrement important, le littoral algérien fait partie des lieux prioritaires de conservation de la biodiversité marine et côtière du bassin méditerranéen car ses écosystèmes sont les plus menacés (*PAS BIO Algérie, 2002).*

Depuis l'Antiquité, le littoral en Algérie a été particulièrement convoité. L'ouverture sur la Méditerranée est un lieu d'échanges commerciaux et culturels, son climat et sa position géographique ont favorisé l'implantation des établissements humains et des activités. Cependant, si les zones côtières concentrent de nombreuses ressources et opportunités, elles sont aussi exposées aux pollutions, nuisances et autres dégradations de l'environnement, résultant du développement des activités économiques.

Le littoral recèle d'atouts indéniables favorables à l'activité touristique. Depuis l'indépendance, et contrairement aux autres pays du pourtour méditerranéen, l'Algérie n'a pas accordé au secteur

du tourisme un rôle conséquent dans ses différentes politiques de développement. En réalité, il n'existe aucune politique qui vise à gérer et à promouvoir le tourisme, encore moins d'une manière durable, même si en 1966 furent créées les Zones d'Expansion Touristiques (ZET). Actuellement la majorité des ZET ont été détournées de leur vocation initiale, leurs terrains d'assiettes ont servi pour implanter des lotissements et des coopératives immobilières.

Le littoral en Algérie est par ailleurs, caractérisé par une concentration des activités industrielles Ainsi pas moins de 5 242 unités industrielles y sont implantées soit 51% du parc national dont 60 unités industrielles à risque majeurs (Mate, 2003). L'activité pétrolière est une activité positive et souhaitable, essentielle pour le développement social et économique du pays. Cependant, elle s'est accaparée des meilleurs sites littoraux et s'est développée au détriment des autres usages liés à la mer. Elle peut, en outre, comporter des risques réels pour les agglomérations limitrophes et le milieu marin et générer des déchets, des émissions de gaz toxiques et d'eaux usées polluées. La zone compte deux zones pétrochimiques importantes, la première située à Arzew à l'ouest d'Algérie et la seconde à Skikda à l'est.

1.1.2. Le littoral de Skikda

La wilaya de Skikda se situe dans le nord-est de l'Algérie, elle est limitée au nord par la mer Méditerranée, à l'est par la wilaya de Annaba, à l'ouest par la wilaya de Jijel, au sud par Constantine et Guelma, et par Mila au Sud-ouest, entre les altitudes 36°5N et 36°15N et les longitudes 7°15E et 7°30 E .Couvrant une superficie totale de 4137,68 km2 avec une frange littorale de 142 Km de long, représentant ainsi 12% du littoral Algérien (Fig.11).

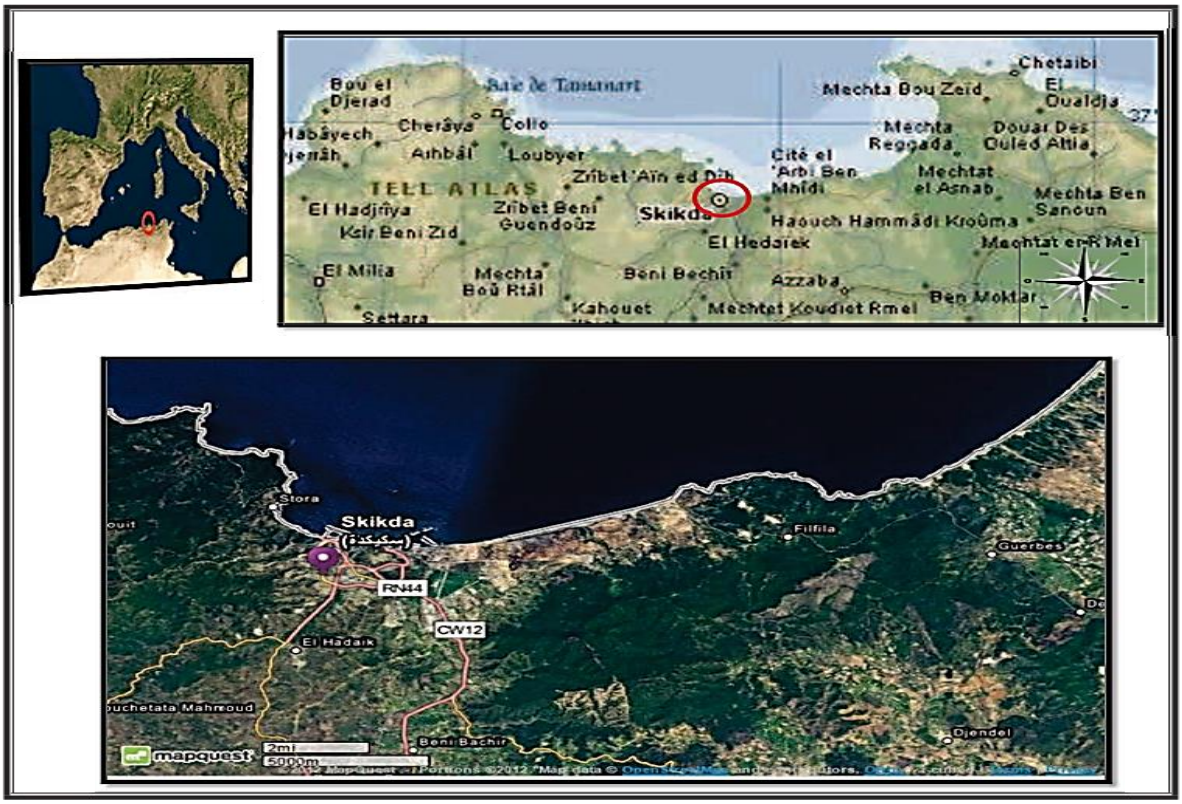

Figure 11. Situation géographique du Golfe de Skikda (en haut), et image satellite de la zone d'étude (en bas).

1.1.2.1. Analyse climatique

Les données climatiques, ci-après, proviennent de la Station Météorologique du port mixte de Skikda pour la période 2008 à 2009.

1.1.2.2. Diagramme de Gaussen

Le littoral de Skikda plus septentrional présente un climat plus humide (une pluviométrie se situant entre 700 et 1200 mm d'eaupar an). L'analyse des températures et des précipitations permet de mettre en évidence la durée des périodes pluvieuses et des périodes sèches par la courbe ombrothermique de Bagnouls et Gaussen (1953), P≤ 2T (P= précipitations moyennes mensuelles et T= températures moyennes mensuelles).

La figure 12 représente le diagramme ombrothermique de Bagnouls-Gaussen où sont représentées simultanément les températures mensul**e**sl moyennes et les précipitations pour les années 2008 et 2009. Les périodes biologiquement sèches, correspondent à un chevauchement de la courbe thermique sur la courbe ombrothermique. Le diagramme montre les phases de mois biologiquement humides pour cette période d'étude. La 1ère entre janvier et la mi-mai et la 2ème entre septembre et décembre. Une seule période biologiquement sèche qui s'étale sur 4 mois, de mi-mai à août (approximativement 3 mois). Ce diagramme est le parfait type méditerranéen. La pluviosité totale moyenne annuelle entre 2008 et 2009 indique une valeur de 978,85mm comparable à la moyenne annuelle des précipitations calculée sur une durée de 40ans (1969-2009 ; d'après les données dela station météorologique du port de Skikda).

Skikda est située dans les domaines humide et subhumide. Le quotient pluviothermique des 25 ans (1977-2009) est de l'ordre 116,73 avec P=738,5 mm, M=29,7°C, m=7,8°C. Il en ressort que la région d'étude se localise dans un étage bioclimatique subhumide chaud (Fig. 13).

Le climat est du type Méditerranéen, se caractérisant par 2 saisons : Un hiver doux et pluvieux et un été chaud et sec.

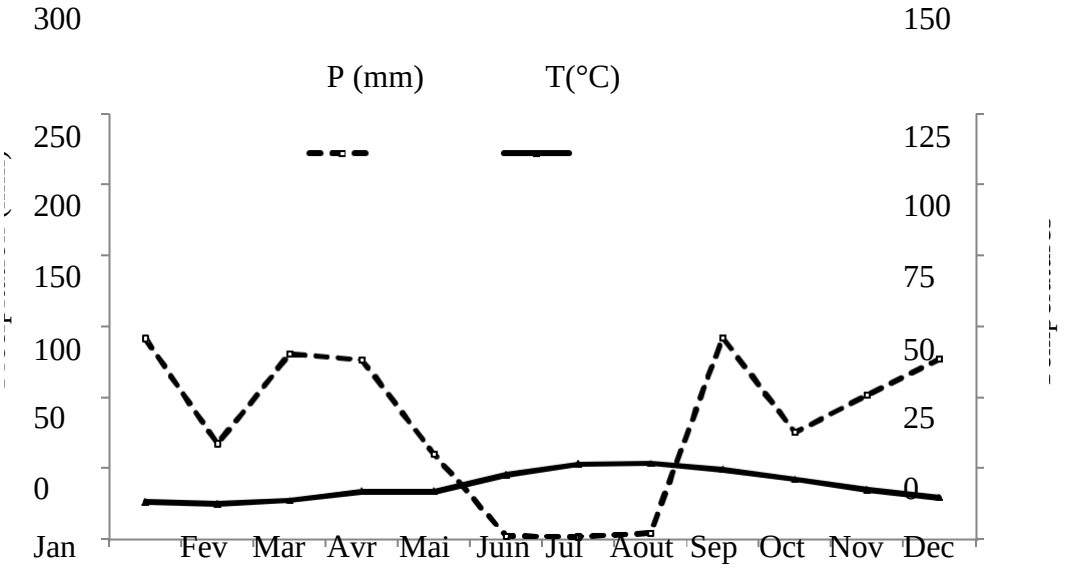

Figure 12. Diagramme ombrothermique de Bagnols-Gaussen (P=2T) pour la région de Skikda des années 2008 et 2009 (*Maatallah, 2011*).

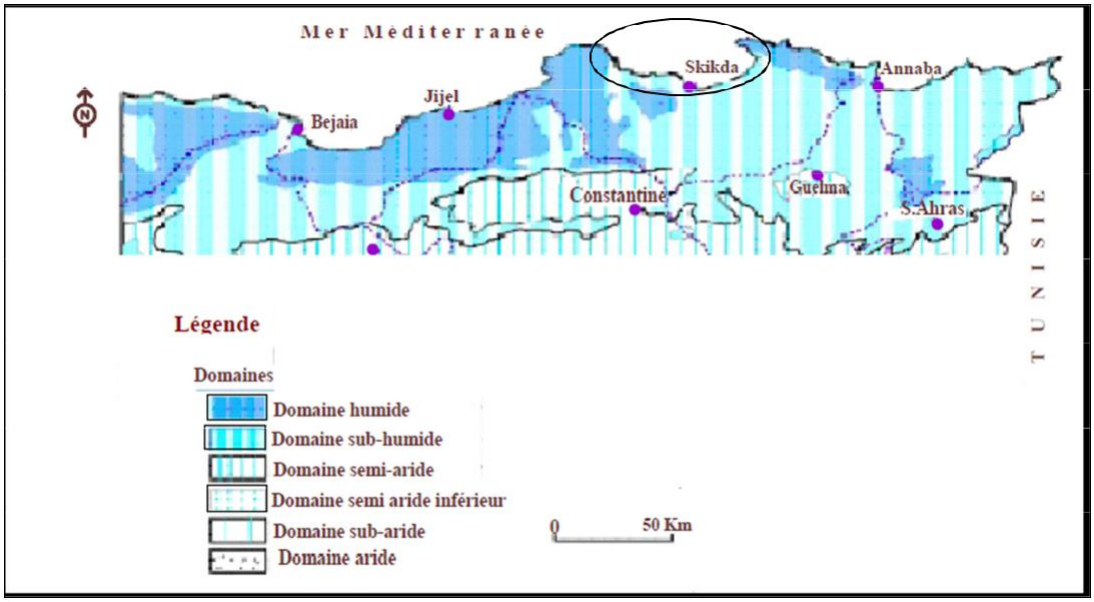

Figure 13. Carte simplifiée des zones bioclimatiques du litoral nord est Algérien (*Côte, 1998*).

1.1.2.3. La température

La température est un facteur climatique beaucoup plus régulier que les précipitations. La température ambiante connaît des augmentations progressives à partir du mois d'avril jusqu'au mois de septembre, et commence à baisser à partir du mois d'octobre (Tab. 5). En été, la température maximale peut atteindre 30,3°Cdurant les mois de juillet et août 2009. Ces 2 mois offrent les températures moyennes les plus levées en 2008 et 2009.

Tableau 5. Les températures de l'air (Minima et Maxima) de la période d'étude 2008 et 2009.

Période	Janv.	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.
Min (2008)	9,2	9,1	9,8	13,1	16,2	18,8	22,7	22,8	22,5	17,6	12,2	9,2
Max (2008)	17,5	17,5	17,5	22	23,4	25,6	29,6	30,1	28,4	24,8	20,5	16,7
Amplitude	8,3	8,4	7,7	8,9	7,2	6,8	6,9	7,3	5,9	7,2	8,3	7,5
Min (2009)	9	7,2	9	12	16,7	18,9	23	23,1	20,2	17	13,5	12,2
Max (2009)	16,4	15,9	17,5	19,4	25,3	27,3	30,3	30,3	27,5	24,5	22,6	19,9
Amplitude	7,4	8,7	8,5	7,4	8,6	8,4	7,3	7,2	7,3	7,5	9,1	7,7

(Source Station de port de Skikda).

La température moyenne mensuelle est supérieure à 20°C pendant 5 mois au cours des 2 années (de juin à octobre). Le mois de septembre est toujours plus chaud que celui de juin (0,8°C à 2,8°C en moyenne). Au cours de cette période d'étude, 2008 et 2009, la température maximale du mois le plus chaud est enregistrée en Juillet et août (respectivement de 30,1°C et 30,3°C). A l'échelle mensuelle, le mois le plus froid est février avec une moyenne de 11,5°C en 2009. En

2008, la température moyenne du mois le plus froid est mesuré en décembre (13°C). La température moyenne minimale pour les deux années d'étude est inférieure à 10°C pendant 3 mois (janvier, février et mars).

Tableau 6. Représentation des températures moyennes annuelles de l'air de 2008 et 2009.

Période	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.
Moyenne (2008)	13,4	13,3	13,7	17,6	19,8	22,2	26,2	26,5	25	21,2	16,4	13
Moyenne (2009)	12,7	11,5	13,3	15,7	13,5	23,1	26,7	26,7	23,9	20,8	18,1	16,1

(Source Station de port de Skikda).

L'écart thermique moyen entre les températures maximales et les températures minimales est de 9,1°C (Tab. 6). Ceci témoigne d'un climat littoral tempéré. Les températures moyennes annuelles de 2008 et 2009 sont respectivement de 19,03°C et 18,5°C. Le mois le plus chaud est août avec respectivement 26,5°C et 2 6,7°C en 2008 et 2009.Les étés sont très chauds, les maxima moyens sont supérieurs à 30°C. Les hivers sont doux. Les minima moyens se situent entre 7,2°C et 9,1°C.

1.1.2.4. Le régime pluviométrique

Musset (1935) (: in Chaabane 1993) introduit la notion du régime saisonnier. Elle consiste à additionner les précipitations par saison et à effectuer le classement saisonnier par ordre de pluviosité décroissante en désignant chaque saison par son initiale. Les totaux pluviométriques par saison sont résumés dans le tableau 7et figure 14.

En 2008 et 2009, la hauteur moyenne annuelle des précipitations est de l'ordre 787,6mm à 1170,1mm respectivement en 2008 et 2009 (Service météorologique du port mixte, 2011**).** Des précipitations à minimum estival pour les deux années. C'est un régime des précipitations méditerranéen avec un minimum d'été en juillet-août (Pmin=1,3mm). En 2008, les précipitations mensuelles d'août le mois le plus sec sont minimales et de 0,3mm) alors qu'en 2009, la hauteur des pluies du même mois est de 8mm. En 2008, Le mois le plus arrosé est mars (P max=171mm). En 2009, le mois le plus humide est janvier (Pmax=251mm). Les moyennes mensuelles permettent de mettre en évidence 3 saisons pluvieuses s'étalant sur l'hiver, l'automne et le printemps. Les régimes saisonniers pluviométriques, des 2 périodes d'étude en 2008 et 2009, montrent des variations considérables d'une année à l'autre. Ainsi la répartition des pluies au cours de l'année 2008, est du type **PAHE**, en revanche, le schéma est différent (**HAPE)** en 2009. Les mois de juin, juillet et août ne sont pas totalement secs au cours de la période d'étude. En 2008, le printempsest très pluvieux avec une moyenne de 377

1. L'automne enregistre un apport de pluie moins important que l'hiver (232mm). L'hiver 2009 est très pluvieux (498mm). En automne, les pluies sont assez importantes avec un pourcentage annuel de 34,64%. L'apport annuel est pratiquement uniformément réparti sur les 3 saisons. Entre l'été 2008 et 2009, il y'a une légère différence des apports pluviométriques, qui est respectivement de 5,6mm et 10mm.

Tableau 7. Le régime pluviométrique de la zone d'étude de 2008et 2009.

Saisons	2008	2008 (%)	2009	2009 (%)
Hiver	173 mm	21,97%	498	42,56%
Printemps	377 mm	47,87%	256,8	21,95%
Eté	5,6 mm	0,71%	10	0,85%
Automne	232 mm	29,46%	405,3	34,64%
Total	787,6 mm	100,00%	1170,1	100,00%
Régim	**PAHE**		**HAPE**	

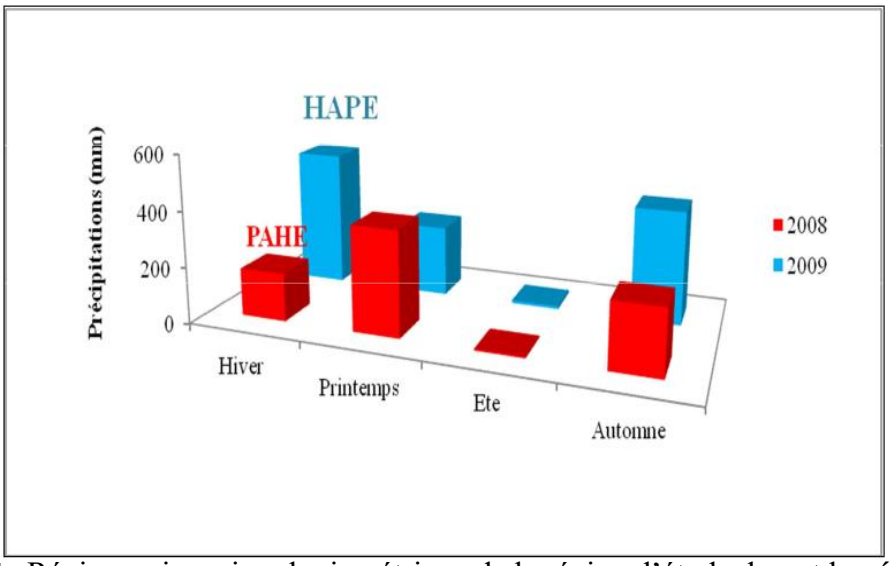

Figure 14. Régime saisonnier pluviométrique de la région d'étude durant la période 2008-2009 (Maatallah, 2011).

En 2008, le régime saisonnier est apparu différentdu mode classique (maximum pluviométrique hivernal). Le printemps accuse la plus forte pluviométrie (47,87% de la pluviométrie annuelle). Le second maximum est attribué à l'automne (régime saisonnier de type PAHE). En revanche en 2009, cette analyse révèle que la zone d'étude avec un régime classique à maximum

pluviométrique centré sur la saison hivernale et fournissant 42,56% des précipitations annuelles. Les pluies sont concentrées entre les mois de décembre et de janvier.

Le mois le plus arrosé est celui de janvier avec 251mm de précipitations et le mois le plus sec celui de juillet avec 2mm de précipitationL'automne est la seconde saison pluvieuse de cette année (régime saisonnier de type HAPE). Lapluviométrie estivale a représenté de 0,71% à 0,85% (respectivement 2008 et 2009).

Belloum (1993) signale que les pluies qui tombent en Algérie sont pour la plupart d'origine orographique et la tranche annuelle augmente dans une région donnée avec l'altitude.

Sur la carte pluviométrique réalisée au 1/500.000, Skikda est parmi les régions les plus arrosées en Algérie (Fig. 15).

Seltzer (1937) note une décroissance des pluies du nord vers le sud et de l'est vers l'ouest (selon la longitude).

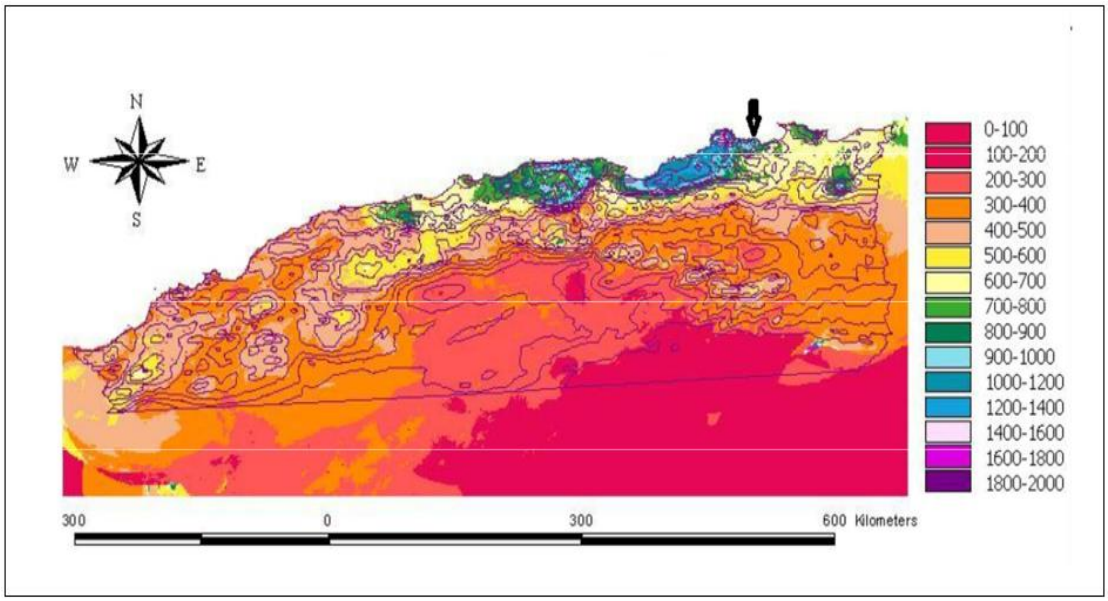

Figure 15. Localisation de Skikda sur la carte pluviométrique annuelle de l'Algérie carte établie sous l'autorité scientifique du *Pr. Laborde* (basée sur 470 postes période 1922-1960/1969-1989) (*Meddour, 2010*).

1.1.2.5. L'humidité relative

L'humidité relative à l'échelle annuelle varie faiblement ainsi les valeurs moyennes dépassent 70%. Elle augmente considérablement pendant les mois froids. En effet, les valeurs les plus importantes sont de 76% au mois de janvier 2008 et 2009. Toutefois, l'humidité relative dépend surtout de la température, et de la continentalité, et par conséquent de l'influence directe de la mer.

Les moyennes annuelles de l'humidité relative en pourcentage sont illustrées dans la figure 19. Dans la région de Skikda, les périodes très humides sont longues. L'humidité relative peut

diminuer mais elle ne peut dépasser 62% ainsi le faible pourcentage est relevé au mois de juin 2008, il est de 63%.

Les températures moyennes variant de 13°C jusqu'à 26,5°C au mois de juillet 2008. En 2009, le maximum atteint est de 26,7°C aux mois de juillet et août, elle diminue par la suite peu à peu. Les valeurs de l'humidité relative sont maximales, le pic le plus important est 76% en janvier et mai 2008, la faible valeur est de 63% au mois de juin. Concernant 2009, le maximum de l'humidité relative de l'air est le même qu'en 2008, au mois de janvier (76%), elle descend à 64% au mois de novembre (à l'inverse de la température) pour s'élever à nouveau d'une valeur de 65% en décembre.

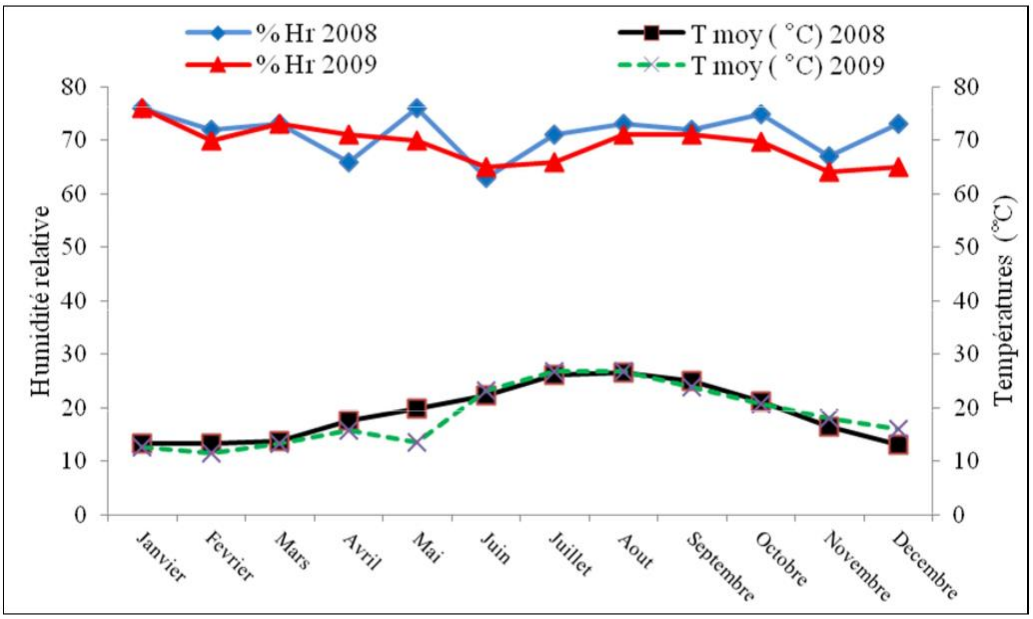

Figure 16. Evolution de la température et l'humidité relative durant la période d'étude (2008-2009) (Maatallah, 2011).

1.1.2.6. La vitesse du vent

Le vent est un agent morphodynamique, il joue un rôle stratégique dans l'érosion littorale. La côte de Skikda se caractérise effectivement par une grande ouverture aux vents dominants pouvant largement dépasser les 120 Km/h (LEM, 1996). Il existe deux périodes distinctes pour les vents soufflants sur la côte de Skikda. L'une hivernale et s'étend de novembre à mars avec des vents fréquents, de direction ouest et nord- ouest, l'autre estival s'étalant d'avril à septembre, avec des vents fréquents de direction est à nord-est (SSMO in LEM, 1996). Les vents les plus forts interviennent vers août, septembre, octobre et atteignent 7 m/s. La majorité de ces vents ont des faibles vitesses (*LEM, 1996*). Les vitesses mensuelles des vents durant notre période d'étude sont généralement modérées, avec une vitesse presque toujours inférieure ou égale à 5m/s.

Les vents typiques des phénomènes locaux sont compris dans la classe de vitesse de 1 à 5m/s et ont pour direction privilégiée les secteurs de nord- est à nord pour la brise de mer et de sud à sud -ouest pour la brise de terre. Les vents caractérisant les échelles synoptiques ou régionales et pour toutes classes de vitesses sont généralement de nord-ouest/ouest/ sud- ouest/ sud. Les vents les plus forts pour les différentes classes de vitesses. Les flux du sud à sud-ouest sont

généralement liés aux dépressions sahariennes ou aux perturbations (à l'avant des limites de masses d'air).

1.2. Les facteurs anthropiques

1.2.1. La population

La ville de Skikda toute seule abrite près de 20 % de la population totale. En 1987, la population urbaine des communes littorales de Skikda était de 175370 habitants. Avec un taux d'urbanisation de 60,71%, elle représentait 66,2% de la population urbaine de la wilaya (Tab. 8). C'est la commune la plus peuplée et la plus dense 27778,9 habitant /Km^2 de la wilaya. Elle constitue le chef-lieu de la Wilaya et le principal centre économique et urbain. En 1998, la population évaluée à 409897 habitants est passée à516617 habitants en 2008 avec un taux d'accroissement croissance de 2,37%.

Tableau 8. Evolution de la population agglomérée et totale de la wilaya de Skikda à travers les 3 derniers RGPH.

Année	Population agglomération	Population totale	% population agglomération
1987	175370	622 510	65,22
1998	409897	786155	75,5
2008	516617	898680	80,37

(*Source : Recensement Général et de l'Habitat, 2008)*

1.2.2. Les industries

Le pôle industriel de Skikda, d'importance nationale, est dominé par le complexe pétrochimique avec des infrastructures diverses et des complexes spécialisés dans le traitement du gaz naturel et du pétrole. Elle est créée par ledécret 84/35 du 3 mars 1984 relatif à l'administration des zones industrielles. Elle s'étend sur 1270 hectares, dont 388 hectares sont réservés au développement de projets futurs, Situéà2 km de la ville de Skikda, séparé par le Mont Mouadher. Le site regroupe deux grandes catégories d'activité dans le pôle industriel de Skikda à savoir :

2. **Les industries chimiques** : qui fabriquent ou utilisent des produits chimiques (ENIP, CP1K, POLYMED).

3. **Les industries pétrolières ou (pétrochimiques)** qui**:** produisent, transforment ou stockent l'ensemble des dérivés du pétrole et du gaz : fabrication des essences, Stockage et distribution à l'exemple des raffineries, GNL). La Sonatrach comprend 11 unités (Tab. 9). Il existe également des industries dont l'importance économique est considérable.

Nous citons la cimenterie de Hjar Essoud, le Complexe Mercurial d'Azzaba et Lenamarbre**.** Quelques autres unités réparties à travers le territoire sont l'unité de transformation et de fabrication des pâtes alimentaires, les conserveries de tomates et lénajuc et l'unité d'emballage métallique et de récupération (Tab. 10).

Tableau 9. Surface des Unités industrielles implantées sur le pôle des hydrocarbures

Unités	**Superficies occupée (ha)**
Complexe GL1/K : Le complexe de liquéfaction du gaz naturel Complexe RA1/K : complexe de raffinage	111,59 186,58
Complexe CP1/K : Le complexe des matières plastiques C T E: La centrale thermoélectronique	52 10,21
E N G I: L'entreprise nationale des gaz industriels	3,84
U T E L'unité de transport par canalisation des hydrocarbures + GCB	103
P E H D + Laboratoire	46
F I R	3,7
EGZIK	6,7
SOMIK	7,96

(*Saker, 2007*).

Tableau 10. Les principales unités industrielles implantées dans la wilaya de Skikda

Unités industrielles: Source de pollution	**Superficie occupée (ha)**	**Pollution générée**
Complexe des matières plastique (CP1/K)	52	-L'unité chlore-soude génère une pollution importante des eaux. - L'eau de javel (contaminé par le mercure) non commercialisée, déversée directement à la mer. - Les eaux du CP1/K peuvent contenir d'autres éléments toxiques tels que: Phénols, les acides et les bases et les huiles.
Unité de transport de l'Est (U. T .E).	95,7	Pollution des eaux par les hydrocarbures, rejet actuel 25 mg/l.
Complexe de liquéfaction GNL.	111,59	Pollution des eaux par les hydrocarbures. Les acides et les bases morpholine, hydrazine.
Centrale thermique.	9,8	Eaux acides et basique.
ENA marbre.		Matières en suspension, poussières demarbre 40 mg/l
ENAJUC	-	Le nettoyage et l'entretien des machines se fait à
Ramdane Djamel.		l'aide de sonde caustique, le rejet d'eau basique se fait vers l'O. Saf saf.

(Saker, 2007).

1.2.3. Les activités portuaires

La commune de Skikda dispose de 3 ports :

4. Le Nouveau port des hydrocarbures est le prolongement naturel de la zone industrielle.
5. Le Port mixte hydrocarbures /marchandises/ passagers a une superficie de 19 ha est bordé du côté de la ville par des quais d'une longueur de 1625m.

Le Port de pêche de Stora.

1.1.3. Le golfe de Skikda

Le golfe de Skikda est limité par le cap Bougaroune à l'Ouest et par le cap de Fer à l'Est entre les deux longitudes 06°27'10'' E et 07°10'02'' E. (DPSB, 2012) (Fig. 17). Il est bénéficié d'une ligne côtière de 142km de long avec une superficie de 3086 km², soit 4,69% de la surface de pêche nationale et qui dispose d'une ressource halieutique non négligeable (ISTPM, 1982). Les différentes compagnes d'évaluation effectuées ces dernières années (Thalassa, 1982; ERH, 1996) laissent apparaître une estimation du stock à environ 18000 tonnes de biomasse, dont 6000 tonnes constituent la réserve exploitable.

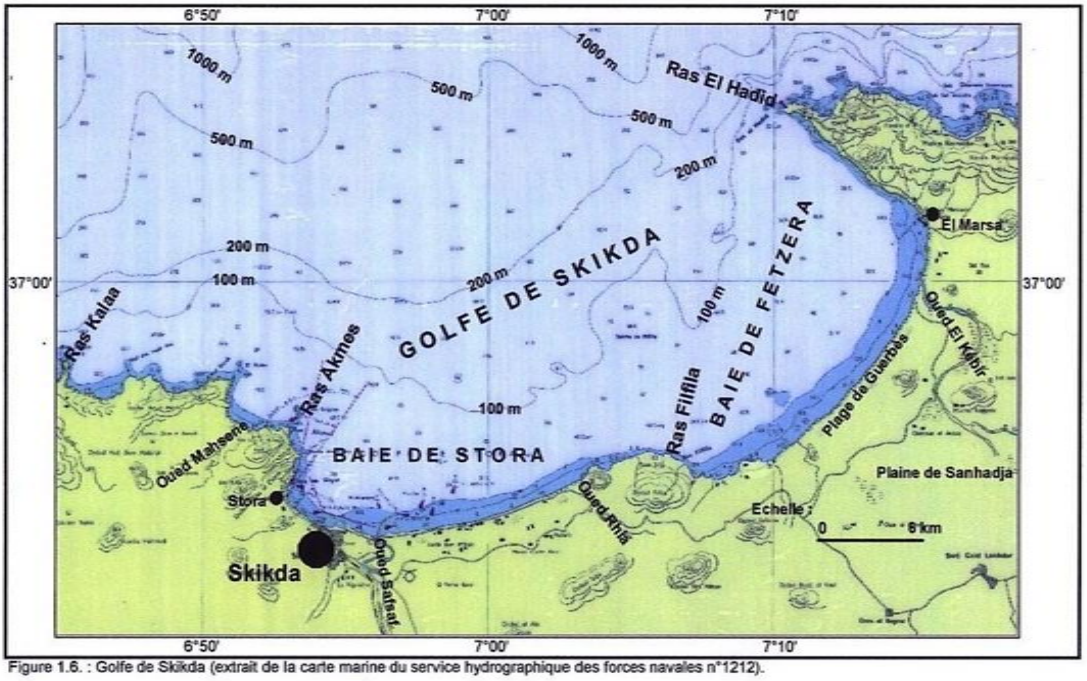

Figure 17. Représentation du Golfe de Skikda. (*Source : in Reffas*).

Plusieurs études effectuées dans la région de Skikda (ISTPM, 1982; ISMAL1988 et LEM ,1996 ; ANAAT, 2012) ont toutes révélé l'aspect et la nature abrupte et accidentée de la ligne côtière et ce sur plus de 0,5 km à partir de la ligne de bordure, avec des profondeurs de 100 m à 200 m n'apparaissant que vers les 04 et 07 miles nautiques au nord de la côte.

L'examen des détails de la topographie sous-marine relative au littoral de la wilaya de Skikda

montre que :

-Les pentes sous-marines proches varient entre environ 2 % à 12 % ;

-Les pentes sous-marines (proches) sont assez importantes au niveau des Caps (Cap de Fer, Collo). Par conséquent, l'énergie marine et conséquemment l'érosion marine y sont potentiellement plus importante et l'érosion. En effet, les pentes abruptes ne permettent pas aux vagues de se dissiper loin de la côte.

Le linéaire côtier s'étend sur 100 km environ, où on distingue des falaises essentiellement aux niveaux des caps, elles sont abruptes avec des dénivelées de plus de 100 mètres. Entre Ras Akmes et Ras Filfila s'étend l'agglomération de Skikda avec ses infrastructures portuaires (port de Stora ; ancien et nouveau ports de Skikda). On distingue dans la partie orientale du golfe de Skikda un immense système dunaire fixé par la végétation, ce massif dunaire est le plus important et le mieux équilibré du littoral algérien, il s'allonge sur

une dizaine de kilomètres de côte, dont les dunes peuvent atteindre 30 mètres de hauteur et il se développe dans la plaine de Sanhadja et déborde sur la plage de Guerbès (CNERU, 2004 a.).

Le littoral comprend les plages sous forme d'une bande étroite, dont la largeur varie entre 20 et 200m. Il s'étend du nouveau port (port des hydrocarbures) jusqu'à l'embouchure de l'oued Righa du côté est. Du côté ouest, sa longueur est réduite à 3Km entre le port mixte (Ancien port) et le port de Stora (port de pêche), elle est de 1Km entre les 2 ports où se trouve l'embouchure de l'Oued Saf saf. Sa largeur se situe entre 20 et 50m.

Dans la commune de Skikda, des îlots et des îles sont recensés le long du littoral. Ils regroupent une faune et une flore marines essentiellement de fonds rocheux : île M'ta ; îlot Bibi, les sept îles ; île Srigina ; îlot des singes ; îlot Akkecha (Cadastre, 2004 ; Grimes, 2003).

1.1.3.1. Apports d'eaux douces

La région de Skikda dispose de ressources en eau appréciables et assez importantes du fait de la forte pluviométrie enregistrée variant de 800 à1000mm/an. Six oueds plongent dans la mer : 3 à l'est (Oued Righa, Oued El Gat et Oued Ksob), Oued Saf saf entre les 2 ports et 2 à l'ouest (Oued Béni Malek et Oued Chadi). Egalement des petits Oueds littoraux drainent de minuscules plaines côtières : Tamanart, oudina etc., et des oueds plus importants rattachés à d'autres réseaux hydrographiques : Oued Zhour à l'ouest et Oued Smendou au sud. Les 3 principaux cours d'eau sont permanents et prennent leur source à quelques kilomètres de la mer (Fig. 18). Ils traversent la zone d'étude du sud au nord en sa partie est, centre et ouest. L'Oued Saf saf constitue l'axe hydrographique central. Il prend sa source dans le sud de la commune d´El Harrouch. Il rejoint la méditerranée au lieu appelé l'îlot de chèvres (L'îlot) sur une distance d'environ 60km. Il est soumis à plusieurs sources de pollutions (rejets de la commune de Skikda par le biais de l'Oued Zeramna, rejets de la raffinerie, rejets de GL1/K et ceux de l´UTE. Son bassin-versant regroupe tous les oueds des versants tournés vers la vallée. Il a un débit moyen de 150hm³/an. 2.L'oued El Kebir est l'un des plus importants aussi bien en longueur qu'en volume, sa largeur varie entre 20 et 50m. Il débouche sur la plage de la Marsa en Mer Méditerranée. Il draine principalement la plaine de Ben-Azouz ; son bassin-versant englobe toute la partie orientale de la wilaya (région d'Azzaba). Son débit est de 300hm³/an.

Tableau 11. Résumé des 3 principaux oueds de la zone d'étude.

Oueds	Agglomérations	Embouchures
Oued Kebir	Es-sebt - Ain cherka - Bekkouche Lakhdar- Benazzouz - Azzaba– Djendel Mohamed Saadi	Les eaux excédentaires des lacs de décantations du complexe mercuriel d'Azzaba. Dans le golf de Guerbes (Plage Guerbés)
Oued Saf saf	Harrouche-RamdaneDjamel-Salah Bouchaour- Hammadi krouma.	Les unités de la zone industrielle Plage Saf saf et son effluent Zeramna. La partie est de la commune de Skikda.
Oued Guebli	Kerkera - Tamalous - Collo- Ben Zouit.	Baie de Collo

L'Oued Guebli prend naissance dans la région de Béni-Oulbène. Il draine le bassin de Tamalous et la plaine de Collo. Son bassin-versant individualise globalement la région de Collo. Il a un débit moyen de 390 hm³/an.

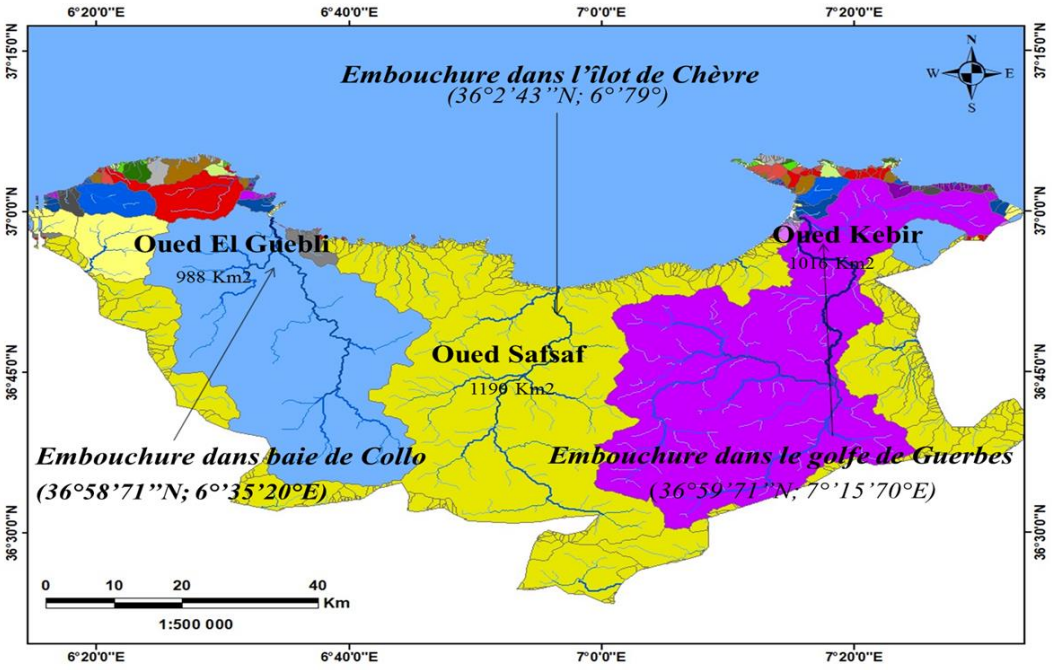

Figure 18. Localisation des 3 principaux Oueds du littoral de Skikda (*Cadastre, 2004 modifiée par Heramza et Zeghdoudi, 2020).*

1.1.3.2. La sédimentologie.

La sédimentologie est caractérisée par des sables grossiers entre 0 et 15m, entre 15 et 25m c'est le domaine des sables fins à moyens, au-delà ce sont des vases. Les sédiments sont souvent allochtones (85%) acheminés par les cours d'eau.

1.1.3.3. Les courants.

Le golfe de Skikda, formé en demi-cercle est caractérisé par ses puissants courants et ses houles.

Les instructions du golfe de Skikda renseignent sur l'existence d'un courant général dirigé vers l'est, pouvant atteindre 1 à 2,5 nœuds et d'un courant de 0,5 à 1,5 nœuds qui circulerait plus près de la côte (LEM, 1998). Ce courant ne pénètre pas dans le golfe de Skikda. Le courant général des eaux atlantique venant de Gibraltar vers l'est, reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s au large de la côte algérienne. Ce courant général ne semble pas créer de contre-courant vers l'ouest, des courants locaux sont observés avec des vitesses de l'ordre de 0,3 m/s. Les courants littoraux dus à la houle sont de direction E-O durant l'été alors que les plus importants sont de direction O-E durant la saison hivernale. Dans la baie de Skikda, les variations du plan d'eau sont négligeables et de ce fait, n'influent pas sur les conditions hydrodynamiques de la zone d'étude Cadastre (2004).

1.1.3.4. Sources de pollution

Le littoral de Skikda correspond aux "points chauds" (PNUE, 1999) qui réunissent simultanément une surcharge démographique, une concentration urbaine et industrielle (PAS BIO Algérie, 2002).

Trois types de pollution affectent essentiellement la zone côtière de Skikda :

6. Pollution d'origine urbaine : liée aux rejets d'eaux usées urbaines.

7. Pollution d'origine industrielle provenant des rejets des différentes unités industrielles.

La zone industrielle de Skikda (Fig. 19) est classée à plus fort risque majeur. Ceci est la conséquence de la nature des activités industrielle et des quantités des produits à risque utilisés (gaz naturel, pétrole, produits raffinés, substances chimiques): explosifs et inflammables (MED POL / MED PAS, 2005).

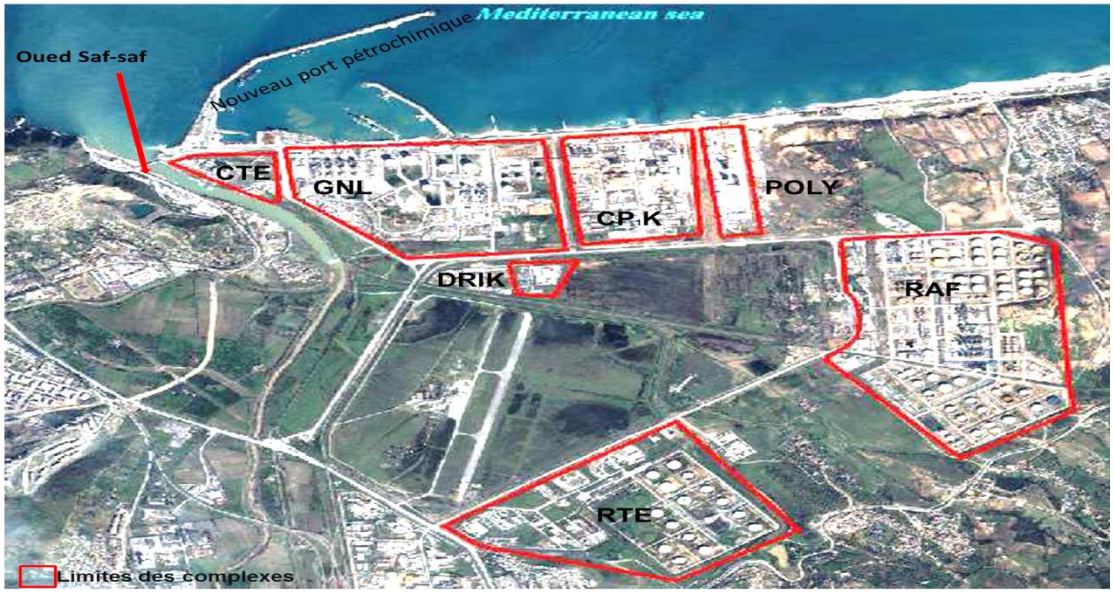

Figure 19. Image satellitaire des principales sources de pollution dans le golfe de Skikda. (Google Earth Modifié)

Les caractéristiques des sept grands complexes de la ZIK sont décrites dans le tableau ci dessous (tableau 12).

Tableau 12 . Description des grands complexes de le zone industrielle de Skikda (ZIS)

Code	Désignation	Observation
RTE	Complexe de transport et de stockage des hydrocarbures.	Station de traitement des eaux absente.
RAF	Complexe de Raffinage du Pétrole.	Station de traitement des eaux présente mais avec un fonctionnement jugé insuffisant.
CTE	Centrale thermique électrique	Station de traitement des eaux absente.
GNL	Complexe de gaz naturel liquéfié	Station de traitement des eaux présente.
DRIK	Direction régionale de la zone industrielle de Skikda	Station de traitement des eaux absente
CP1K	Complexe des matières plastiques.	Complexe à l'arrêt sauf pour quelques utilités de dessalement Station de traitement des eaux présente mais connu des pannes.
Poly	Complexe de polyéthylène à haute densité	Station de traitement des eaux présente fonctionnelle

Les rejets liquides sont en nombre de 3 qui se font vers la mer et 4 autres vers l'oued Saf-saf avant d'arriver vers la mer (Tab. 12). Les effluents chargés de polluants bactériologiques et organiques sont caractérisés par des températures élevées (pollution thermique) ce qui conduit à l'épuisement de l'O_2 dissous.

Certaines unités comme le CP1K évacuent les eaux usées par 2 points de rejets l'un directement à la mer, l'autre par le biais de l'Oued Saf-saf puis vers la mer avec des teneurs des produits classés hautement toxiques.

Egalement les eaux rejetées par ce complexe sont les eaux issues des unités de productions, des sanitaires et du laboratoire (Cadastre, 2004). Dans la majorité des cas, les déchets liquides des centres urbains côtiers, se font en mer sans traitement préalable. La forte concentration de la population sur la bande côtière explique le volume important des eaux usées rejetées directement à la mer, le plus souvent sans traitement, particulièrement aux alentours des grandes concentrations urbaines et industrielles. Les eaux de ruissellement urbaines et les eaux de lessivage des terrains agricoles (traités au moyen d'engrais chimiques et pesticides), sans oublier l'apport considérable des eaux usées mixtes (eaux urbaines mélangées aux effluents industriels) (Cadastre, 2004).

A cette importante activité de l'industrie pétrochimique, on trouve d'autres grandes unités industrielles spécialisées dans divers domaines tels que la transformation des matériaux et de substances utiles, l'agro-alimentaire et la sidérurgie (DPSB, 2012) :

8. l'entreprise nationale de marbre « l'ENA marbre », se trouvant sur la rive gauche de Oued Safsaf, qui fabrique le marbre extrait de la mine de Filfila ;

9. la cimenterie Hjar Esoud à Bekkouche Lakhdar ;

10. l'entreprise nationale de transformation du liège « ENL » à Collo ; la conserverie « IZDIHAR » à Ben Azzouz ;

11. la conserverie « SIJICO » (ENAJUC) à Ramdane Jamel ;

12. l'unité de production de détergents « ENAD SODER », dans la zone de dépôt ;

13. l'unité de production de fer blanc à Azzaba ;

14. les laiteries « Saplait » et « Sahel » à Hamrouch Hammoudi ;

15. la société industrielle de fabrication de carton ondulé « SIFCO », dans la zone de dépôt;

16. la société algérienne de production d'emballage « SAREP », dans la zone de dépôt ;

17. les moulins de semoule à Hammadi Krouma ;

18. les moulins Rusicada à Hamrouch Hammoudi ;

19. l'ORAVIE à Hammadi Krouma ;

20. l'unité de formulation et de transformation de bitume, dans la zone de dépôt;

21. les unités d'abattages de volailles Abd Ellouch et Oumar, dans la zone de dépôt.

En plus de la zone pétrochimique, la wilaya dispose d'un tissu industriel varié qui concernent les activités suivantes :

22. Industrie de transformation (bois, liège, plastique et autres).

23. Industrie métallique.

24. Matériaux de construction.
25. Mines et carrières.
26. Conserverie.
27. Industrie agro-alimentaire.
28. Industrie textile.

Compte tenu des études menées sur le littoral de Skikda, la banque des données du littoral de Skikda en matière de biodiversité aquatique et bioindicateurs de pollution est très pauvre ? Les données sur la diversité biologique du substrat rocheux, biotopes disponibles pour les espèces de la biocénose régionale, bases de données taxinomiques ainsi que la pollution et de la présence de polluants sont incomplètes et très parcellaires.

1.2. Stratégie d'échantillonnages

Nous avons effectué un échantillonnage saisonnier pendant un cycle (2010- 2011). Le choix des sites qui ont été réalisés par plongée autonome, est basé seulement sur l'existence de l'herbier à posidonie dans le golfe. Trois prélèvements ont été effectués dans chaque station : les fractions de sédiment prélevées sur les 5 premiers centimètres environ de la couche superficielle, à proximité de l'endroit où les rhizomes ont été collectés (Kantin R., Pergent- Martini C, 2007) **;** les rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* sont prélevées en prenant soin que les faisceaux prélevés soient distants d'un mètre environ les uns des autres (Pergent G et *al.*, 1995) et nous avons, en effet, procédé à 3 Récoltes de poissons par station dans l'entourage de l'herbier à posidonie.

En raison de la complexité et de la diversité des rejets, il est difficile de faire un choix judicieux des points de prélèvements. Toutefois, la reconnaissance du réseau de déversement des eaux usées urbaines et industrielles, accessibilité au site et disponibilité du matériel biologique, permet d'opter pour trois points de prélèvements présentés sur la figure 20 avec positionnement GPS et caractéristiques des stations :

Mollo ou plage Saf-saf (St1) (6º 52´34´´ E 36º 54´94´´ N) : Cette station est située au centre du golfe et à l'ouest du nouveau port orienté essentiellement vers le trafic du pétrole brut, des hydrocarbures raffinés liquide et gazeux liquéfiés. Dans cette station se déverse directement l'oued Saf saf et son effluent Zeramna. Elle est composée essentiellement de récifs barrières en géotextiles, de sable moyen. Elle se situe à la proximité du complexe pétrochimique. Elle reçoit les eaux usées de plusieurs unités (GNL, CP1K,…). Les eaux usées industrielles (EUI), sont collectées par le réseau d'assainissement urbain qui les achemine vers l'oued et sont rejetées dans le milieu environnant sans aucun traitement au préalable. Le choix de ce site permet d'apprécier le degré de contamination due à l'industrialisation (Fig. 20).

Baie de Stora (**St2)** (6°53'43.94" E 36°53'51.4" N): Ce sentier aménagé situé dans la partie ouest du golfe, renferme un petit port de pêche, avec ses barques, ses bateaux de pêche et son activité de construction navale. A noter que les oueds qui se situent au niveau du littoral de Stora recueillent eaux non traitées issues des émissaire urbain principal de la ville et plusieurs égouts municipaux déversent des eaux usées domestiques et médicale directement en pleine mer des habitations situées au-dessus, en bordure de la route W 29. En revanche, cette station reçoit les rejets des hydrocarbures dû au trafic portuaire ; et de l'ancien port ou du port mixte et du port de pêche de Stora en plus des eaux de lavage (et parfois de ballastes) des chalutiers et sardiniers. Ce phénomène altère considérablement la richesse écologique de ces oueds et condamne la présence de certains écosystèmes aquatiques qu'ils pourraient potentiellement accueillir. La

Baie de Stora reçoit tous les vents du nord-ouest au nord-est, les vents d'ouest sont les plus fréquents. Le choix de cette station rend compte de l'impact des rejets urbains de la ville (Fig. 20).

Île de Srigina (St3) (6° 53´09,93´´ E-36° 56´16,13´´ N) : est une île située à l'entrée ouest de la rade de Skikda. La superficie de l'île Srigina est estimée à 2,85 Ha. Cette station est supposée éloignée de toute source de pollution, mise à part la pollution accidentelle occasionnée par le trafic maritime. Il s'agit d'une station de référence pour la présente étude. Cette station se situe à une distance assez éloignée des activités industrielles mais probablement elle peut recevoir les émissaires des eaux usées des agglomérations environnantes de la région du Collo à travers l'oued El Guebli (988 km2) qui décharge en mer 490 hm^3 d'eau par an, ainsi que l'influence des puissants courants et houles du golfe (Fig. 20) .

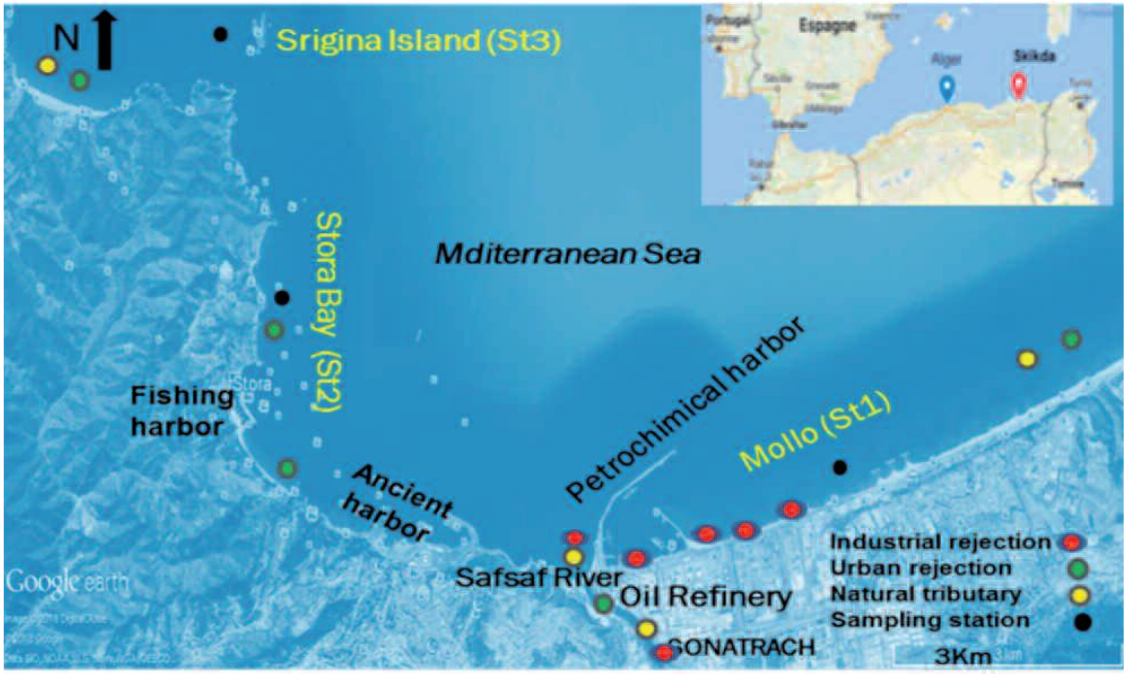

Figure 20. Image satellite du golfe de Skikda et localisation géographique des stations d'échantillonnage avec les sources de pollution probable (Google Earth. Modifié par, *Zeghdoudi, 2020)*

1.2.1.Techniques de prélèvements

1.2.1.1. Mesure des paramètres physico-chimiques

Les paramètres physico-chimiques étudiés sont : la température, le pH, la salinité, l'oxygène dissous. Les paramètres d'eau ont été mensuellement mesurés in situ pour les tois stations d'étude de décembre 2010 à janvier 2011 à décembre 2016 à l'aide d'un multi- paramètre WTW de type 2F30104211 (Multi 340 I/Set) à une profondeur de 30-40 cm.

L'appareil doit être calibré avant d'effectuer les mesures ; L'utilisation de ces appareils consiste à : - Faire plonger la sonde dans l'eau ; - Attendre quelques secondes la stabilisation de l'affichage sur l'écran ; - Lire le résultat de la mesure sur l'écran avec son unité de mesure. Le résultat affiché est reporté sur des fiches préalablement préparées. Dans le but d'éviter que les résultats ne soient erronés, les sondes sont rincées à l'eau distillée puis tamponnées avec du papier absorbant après chaque mesure et pour chaque échantillon.

1.2.1.2. Récolte et traitement des échantillons

Le prélèvement des échantillons est une opération très délicate, car elle représente une phase primordiale dans l'acquisition des résultats.

- **La Posidonie**

La plante marine *P. oceanica* est prélevée en plongée individuelle, à la main et de façon aléatoire à une profondeur comprise entre 8 et 12 m (selon les stations). Au niveau de chaque station, une trentaine de rhizomes orthotropes de posidonie avec leurs faisceaux sont collectés sur une large surface ; les rhizomes prélevés sont espacés (d'un mètre environ) les uns des autres. Les faisceaux sont arrachés manuellement du sédiment (afin de pouvoir retirer des racines), sont nettoyés à l'aide de l'eau de mer, sont divisés en trois lots de dix pour les répétitions. Les échantillons sont mis dans des sacs en plastique puis entreposés dans un congélateur à -20°C (Kantin et Pergent-Martini, 2007).

Les faisceaux de *P. oceanica* décongelés sont disséqués en feuilles, rhizomes et racines (Fig.21). Les feuilles sont disséquées selon la méthode de Giraud, (1979) afin de les séparer en feuilles juvéniles ; feuilles intermédiaires et feuilles adultes. Dans cette étude, nous nous somme intéressés uniquement des feuilles adultes ; les études faites pour *Posidonia oceanica* (Catsiki et *al.*, 1987; Sanchiz et *al.*, 1990) et aussi pour un certain nombre d'autres phanérogames (Pulich, 1980; Brix et Lyngby, 1982; Sanchiz et *al.*, 1990; Lyngby, 1991) et indiquent que le niveau d'accumulation de la plupart des métaux augmenteavec l'âge des feuilles. Ces derniers sont nettoyées et débarrassées de ces épiphytes afin d'être traitée par la suite.

Les feuilles lavées puis débarrassées du sédiment sont séchés dans une étuve à 105°C pendant 48 h (jusqu'à obtention d'un poids constant).

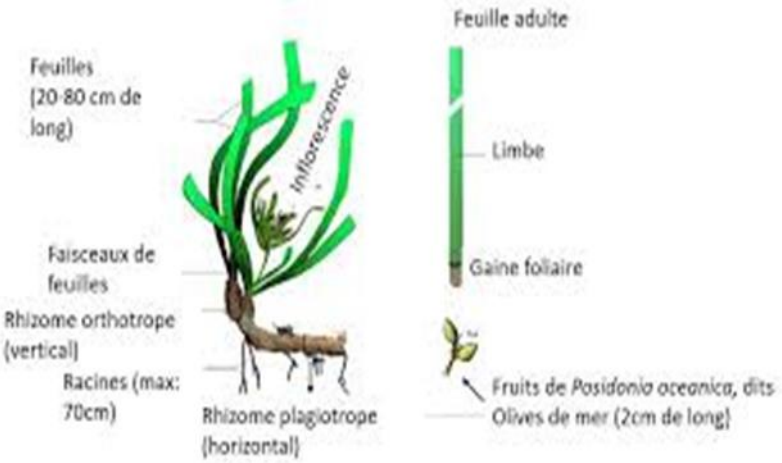

Figure 21. Dissection du faisceau de *P. oceanica* en rhizome et faisceau foliaire. (photo internet)

- **Le sédiment**

Sur les 5 premiers centimètres environ de la couche superficielle, à proximité de l'endroit où les rhizomes ont été collectés, une fraction de sédiment d'un poids de 500g est prélevée pour chaque station, sont collectés dans des pots en polyéthylène. Les échantillons sont transportés en glacière et conservée par congélation à -20°C jusqu'à leur traitement (Kantin et Pergent, 2007).

- **Le poisson**

L'approvisionnement en échantillon de la Saupe a été effectué par le biais de pêcheur professionnels. Ce qui nous a permis d'être sûr de l'état de fraicheur. Pour l'échantillonnage, nous avons, en effet, procédé à 3 à 5 prélèvements (Récoltes) de poissons par station dans le golfe. Les poissons ont été collectés auprès des embarcations de pêche utilisant respectivement le filet trémail et la senne tournante coulissante. Les tailles

de notre échantillonnage varient entre 18,8 et 31,4cm et nous nous sommes intéressés aux gros spécimens (tailles ≥ 25 Cm), afin de déterminer la source de contamination métalliques des tissus de cette plante marine sachant que, la saupe a un régime alimentaire varié au cours de leur développement et dépend de l'amplitude de sa répartition verticale et ses capacités de broutage. Afin d'éviter toute sorte de contamination, les échantillons prélevés sont mis dans des sachets stériles et transportés dans des glacières électriques au niveau du laboratoire d'Ecobiologie des Milieux Marins et Littoraux (EMMAL). Les échantillons de poissons ont été mesurés par des méthodes standard employées en ichtyologie (la longueur, le poids et la détermination de l'âge ont été mesurées par des balances. Après dissection, Le muscle dorso-latéral sans la peau est récupéré pour l'analyse des métaux. Un effectif de 5 individus pour chaque lot a été choisi en se basant sur les méthodes de référence pour les études de la pollution marine (PNUE/FAO /IA EA, 1994). Tous les individus collectés ont une taille supérieure à la taille de première maturité sexuelle.

3.3. Phase analytique

A. Analyse chimique des sédiments (minéralisation)

Le but de la minéralisation (digestion) est la destruction de la matière organique, puis la mise en solution des métaux organiquement liés par leur oxydation dans un milieu d'acides forts qui les transforme en ions métalliques libres. La méthode qu'on a adoptée est celle d'Amirad et *al.*, 1987.

Les échantillons de sédiments, après séchage, broyage et tamisage vont subir une minéralisation selon la voie humide, qui consiste en une attaque acide pour détruire la matière organique (Afnor, 1986). 0,5g de sédiment traité (fraction < 63 µm Fôrstner, 1982 ; Robbe, 1984 ; Cosson, 1987 ; Claisse, 1995) dans des béchers en présence d'un mélange d'acides purs HNO_3/ HF/ HCL (1V/ 1V/2V) puis chauffés à 150°C pendant 2 heures et évaporés à sec. Le minéralisât est repris par rinçages successifs avec l'eau bi- distillée puis filtré sur filtre Wattman sans cendre (0,45 mm) on rince à chaque fois à l'HCl. Après filtration en on ajuste à 50 ml dans des fioles. Les filtrats obtenus sont hermétiquement fermés et conservés en vue des dosages ultérieurs.

B. Analyse chimique des poissons

Tous les échantillons du muscle du poisson biologiques ont été séchés (105°C), afin d'éliminer l'eau et arrêter toute transformation chimique. Les échantillions ont été broyés et homogénéisés. Pour l'analyse, 0.5 gramme de chaque échantillon ont été minéralisés et dissous dans une solution de l'acide nitrique (HNO_3 = 2 ; H_2O = 1) et acide perchlorique et par micro-onde (UNEP, 1982 ; 1984). Des particules non dissoutes ont été filtrées et diluées par la solution de 100 ml.

C.Traitement et analyse chimique de *P. oceanica*

Les échantillons, (feuilles adultes de la plante) sont séchés à 105°C jusqu'à poids constant. La technique de digestion totale consiste à peser 0.5g d'échantillon broyé, et lui ajouter 3.5ml d'acide nitrique pur (HNO3) (65%) et 10.5ml d'acide chlorhydrate (HCl) (37%) à une température ambiante pendant une nuit (celle-ci permet la récupération maximale d'éléments-traces métalliques). Les échantillons digérés ont été filtrés en utilisant du papier filtre (Whatman n °41), le filtrat obtenu est complété avec de l'eau distillée jusqu'à un volume de 25 ml. Le produit ainsi obtenu est conservé dans des flacons en polyéthylène hermétiquement fermés jusqu'à son analyse.

- **Dosage des ETM par SAA à flamme**

Il existe plusieurs méthodes de dosage des métaux lourds : la colorimétrie, la torche à plasma, la spectrophotométrie d'absorption atomique avec ou sans flamme.

Dans le cadre de cette étude, nous avons opté pour la SAA avec flamme de par sa fiabilité, sa sensibilité ainsi que pour sa facilité de réalisation.

Au cours des analyses de spectrophotométrie d'Absorption atomique, une solution contenant des éléments métalliques est introduite dans le brûleur de l'appareil, celle-ci est convertie dans une flamme air-acétylène ou un atomiseur électrothermique sous forme de vapeur constituée d'atomes libres.

Une source lumineuse émise d'une lampe à cathode creuse, faite du métal à analyser, est dirigée à travers la vapeur ; les atomes de l'échantillon dispersé dans la vapeur absorbent une partie de la radiation, ce qui entraînera une diminution de cette dernière (FAO., 1977).

Cette absorption se fait à une longueur d'onde spécifique aux atomes formés (métal considéré), elle est liée à la concentration de l'élément considéré. Les dosages sont réalisés au niveau laboratoire de traitement des eaux et valorisation des déchets industriels de l'université Badji Mokhtar-Annaba. Un spectrophotomètre d'absorption atomique, modele Shimadzu AA- 6200, a été utilisé ; ce dernier est muni d'un calculateur intégré pour le traitement des résultats et d'une imprimante où sont enregistrées l'absorbance et la concentration respective.

NB : Afin d'éviter toute contamination des échantillons, il est conseillé d'éviter l'utilisation de tout matériel métallique ; le matériel utilisé sont des lames en platine, des piluliers en verre ou en plastique et des verres à montre pour les pesées.

Les éléments quantifiés sont le zinc, le cuivre le plomb, cadmium et le chrome. Les dosages sont réalisés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (selon la méthode UNEP/IAEA/ FAO (1984).

La concentration (Cme) de l'élément métallique dans les différents compartiments (sédiment et poisson) est obtenue par la formule de Joanny *et al.* (1983), Comme suit :

$$C_{me}\left(mg/kg\right) = \frac{CE \cdot V}{M}$$

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

M : Masse du sédiment minéralisé (kg).

CE: Concentration lue sur la courbe d'étalonnage (mg/ml).

1.2.3. Valeurs guides requises pour déterminer les niveaux de contamination

Du fait de la gravité des effets des métaux lourds sur la santé et l'environnement, des réglementations ont été adoptées, à tous niveaux (eaux, sédiment, mollusque bivalves, poissons…etc).

Le traitement de la pollution métallique dans les sédiments de surface et les tissus de poissons d'un point de vue réglementaire diffère d'un pays à l'autre. Dans le tableau 13, on note les limites permises liées aux sédiments marins superficiels reconnus par les lois françaises (ABRMC, 1991) et au niveau des tissus de poisson par rapport aux l(organisation mondiale de santé (OMS, 1987a) et par La gamme de normes internationales (Range of International Standards).

Tableau 13. Normes de sécurité internationales des métaux lourds dans les sédiments et la chair des poissons (ABRMC, 1991 ; GESAMP, 1982 ; FAO/WHO 1989 ; OMS, 1987a).

Métaux traces µg/g^{-1} p.s	**Sédiment**	**Tissu de poisson**		
	ABRMC	**FAO/WHO**	**Range of International Standards**	**OMS**
Cd	0,6	1	0-2	2
Cu	26	30	10-100	30
Cr	45	1	-	-
Pb	22	0,5	0,5-10	2
Zn	88	100	40-100	1000

1.2.4. Evaluation des niveaux de contamination métallique

1.2.4.1. Calcule de l'Indice de Contamination (IC)

Dans le cas des normes françaises, l'évaluation des valeurs de l'indice de contamination (IC) utilisées dans cette étude pour les sédiments de surface sont celles de l'Agence du Bassin Rhône Méditerranée Corse (ABRMC, 1991). L'indice de contamination (IC) représente le rapport entre la valeur guide de l'élément trace considéré (en référence aux valeurs guides admises par l'Agence du bassin Rhône-Méditerranée-Corse, ABRMC, 1991) et sa teneur dans le sédiment étudié. Si IC est inférieur à 3, le sédiment est considéré comme classe 1 (Zone Normale). Lorsque la plage IC est comprise entre 3 et 10, le sédiment est de classe 2 (Zone Pollué). Si IC est supérieur à 10, le sédiment est de classe 3 (Zone à risque).

1.2.4.2. Calcule de l'Indice de Pollution métallique (PLI)

L'évaluation du degré de contamination a été aussi réalisée en utilisant l'indice de charge de pollution (PLI). Ce dernier a été largement utilisé pour évaluer le niveau de contamination et de pollution dans les sédiments côtiers et estuariens. L'équation utilisée pour calculer PLI a été développé par Tomlinson et al. (Tomlinson et al., 1980).

$PLI = (IC_{metal\ 1} \times IC_{metal\ 2} \times IC_{metal\ 3} \times \ldots \times IC_{metal\ n})^{1/n}$ $IC = C_{metal}/C_{background}$

Où IC est le facteur de contamination, n est le nombre d'éléments analysés, C_{metal} est la concentration de l'élément dans l'échantillon de sédiment et $C_{bacground}$ est la valeur de fond géochimique de l'élément.

Cet indice empirique fournit un moyen simple et comparatif d'évaluer le niveau de pollution par les métaux lourds. Valeur PLI > 1 indique un état pollué, tandis que PLI <1 signifie qu'il n'y a pas de pollution par les métaux (Tomlinson *et al.*, 1980).

1.2.4.3. Calcul du facteur de bioconcentration (BCF)

Le facteur de bioconcentration utilisé par Lewis *et al.* (2007) se base sur la concentration des métaux traces dans les échantillons de sédiments/ou eau de mer et dans l'organisme par l'application de la formule suivante :

$$BCF = C_a/C_b$$

Avec : Ca : la concentration du métal dans l'organisme (µg/g ps)

Cb : la concentration du métal dans le sédiment ou l'eau de mer (µg/g ps)

1.3. Analyse statistique des données

Pour l'analyse et l'interprétation de ces résultats, deux méthodes ont été appliquées :

A). Comparaison de moyennes : ANOVA et test de Student

Les résultats ont été exprimés en valeurs moyennes (± erreur standard). La comparaison des valeurs moyennes entre les deux stations (pour la même saison) et entre les saisons (pour la même station) s'est effectuée en utilisant le test t de Student. Les effets saisons et stations d'échantillonnage ont été testés par une analyse de la variance à un critère de classification (ANOVA). Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel Minitab16 (version 1.1.0).

Les relations entre différentes variables ont été analysées par des tests statistiques comme l'analyse des variances (ANOVA). En effet, les écarts observés entre les estimations peuvent être uniquement le fruit des fluctuations fortuites d'échantillonnage. Ce test permet de s'en assurer. Le test ANOVA, permet également de savoir, dans une étude à plusieurs variables, laquelle influe le plus sur les moyennes finales (teneurs moyennes en métaux). Les valeurs des résultats de l'analyse de la variance, permet de vérifier la valeur du F de Fisher et sa probabilité « p » Si F est inférieur à *5%* ($p < 0,05$), l'hypothèse nulle est rejetée, donc la différence entre les moyennes est hautement significative (Ramousse *et al.*, 1996).

Les valeurs moyennes obtenues pour différents échantillonnages ont été comparées 2 à 2 par des tests de comparaison de moyennes (test t de Student).

- Si $p > 0.05$: il n'existe pas des ≠ significatives entre les moyennes (NS).

- Si $p \leq 0,05$: il existe des ≠ significatives entre les moyennes (*).

- Si $p \leq 0,01$: il existe des ≠ hautement significatives entre les moyennes (**).

- Si $p \leq 0,001$: il existe des ≠ très hautement significatives entre les moyennes (***).

<u>Les corrélations</u>

Pour mettre en évidence une quelconque relation entre les variables mesurées sur les individus, nous avons utilisé le coefficient de corrélation linéaire de Bravais-Pearson (Dagnelie, 2000). Ce coefficient de corrélation, r, mesure l'intensité du lien qui existe entre deux caractéristiques ou variables quantitatives quelconque pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire.

Ce coefficient est compris entre -1 et +l. Il est en valeur absolue, d'autant plus proche de 1 que la liaison entre les deux séries d'observations est nette, pour autant que cette liaison soit linéaire ou approximativement linéaire. Au contraire, si le coefficient est nul ou approximativement nul c'est que les deux variables ne sont pas corrélées entre elles.

D'autre part, le signe du coefficient de corrélation indique si la relation entre les deux variables (séries d'observations) est croissante ou décroissante. En effet, lorsque le coefficient de corrélation est positif, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs élevées de l'autre variable et les valeurs faibles d'une variable correspondent aux valeurs faibles de l'autre variable. Par contre, lorsque la corrélation est négative, les valeurs élevées d'une variable correspondent, dans l'ensemble, aux valeurs faibles de l'autre variable et vice versa.

-Si $r \geq 0.8233 \Rightarrow$ il existe une corrélation très hautement significatives $\Rightarrow$ ***$p \leq 0.00$;

-Si $r \geq 0.7079 \Rightarrow$ il existe une corrélation hautement significatives $\Rightarrow$ **$p \leq 0.01$;

-Si $r \geq 0.5760 \Rightarrow$ il existe une corrélation significatives $\Rightarrow$ *$p \leq 0.05$;

-Si $r \leq 0.5760 \Rightarrow$ il n'existe pas de corrélations.

Tous les calculs unis et bivariés ont été réalisés à l'aide du logiciel d'analyse et de traitement statistique des données, MINITAB version 13.31 pour Windows.

B). Analyse en Composantes Principales (A.C.P.)

Une étude des relations d'interdépendance a été réalisée en utilisant l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le but de connaître les mécanismes d'enrichissement des sédiments du golfe de Skikda. Les ACP, ont permis de traiter de façon plus synthétique des fichiers comprenant différents échantillons affectés de plusieurs paramètres (variables quantitatives).

L'analyse en composantes principales est un ensemble de méthodes permettant de procéder à des transformations linéaires d'un grand nombre de variables intercorrélées de manière à obtenir un nombre relativement limité de composantes non corrélées. Cette approche facilite l'analyse en regroupant les données en des ensembles plus petits et en permettant d'éliminer les problèmes de multi colinéarité entre les variables (Vogt, 1993).

Un ensemble de n individus, associé à un ensemble p variables peut être représenté sous la forme d'un nuage de points dans un espace de dimension p. Le nuage de points représentant les individus est « centré-réduit » ce qui permet de donner la même «importance » à chaque variable dans le calcul des distances entre individus (VoIle, *1985).* Le but de l'ACP est de représenter ce nuage dans un espace de dimension réduite. L'analyse a été effectuée sur une matrice de 06 échantillons (stations, saison) et 09 variables (pH, T °C, O2 dissous, salinité, Cd, Pb, Cr, Cu, Cr Zn et Zn) à l'aide du logiciel XLSTAT.

ChapitreIII : Résultats

3. RESULTATS

Dans ce travail, le suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, température, salinité et oxygène dissous) et cinq éléments traces (cadmium (Cd), plomb (Pb), chrome (Cr), cuivre (Cu) et zinc (Zn)), ont été étudiés dans les sédiments de surface, les poissons et des herbiers de posidonie des trois sites choisis.

3.1. Paramètres physicochimiques de l'eau de mer

La connaissance de certains paramètres physico-chimiques donne une appréciation préliminaire de la qualité et le degré de la pollution d'une eau ; En effet, les paramètres de l'eau de mer relevés au cours de cette étude, renseignent sur l'état de la qualité des eaux des zones côtières du golfe de Skikda. Quatre paramètres hydrologiques (T°C, S‰, pH et O_2 %) sont mesurés in situ dans 03 stations (Mollo, Baie de Stora et Île de Srigina), à l'aide d'un multi paramètre et les résultats obtenus sont regroupés dans le tableau 14.

L'application du test ANOVA à 2 facteurs contrôlés (station-saison) aux valeurs des paramètres physico chimiques mesurés (T°C, S‰, pH et O2) révèle l'existence de différences significatives ($P<0,05$) aussi bien entre les stations qu'entre les saisons (tab.14). Ceci signifie que les stations sont très hautement différentes entre elles et que la saison influe fortement sur les valeurs des paramètres hydrologiques de l'eau.

Tableau 14. Variations spatio-temporelle des paramètres physicochimiques et caractéristiques de l'eau de mer du golfe de Skikda (2010-2011) ; (moyennes± écart-types).

	Saison	St1 Mollo	St2 Baie de Stora	St3 Ile de Srigina	ANOVA (AV1 et AV2) F P Sig
T°C	Hiver	24,88	24,36	22,36	Station*saison : 3,955 0,180*
	Printemps	28,36	27,12	25,25	
	Été	28,45	27,15	25,72	
	Automne	26,36	25,54	23,28	
	Moyenne± écart-types	**27,01± 0,35**	**26,04±1,16**	**24,15±1,59**	
S‰	Hiver	36,27	37,3	37,23	Station*saison : 2,97 0,115*
	Printemps	37,18	38,28	39,06	
	Été	37,51	38,5	39,68	
	Automne	36,55	37,86	38,40	
	Moyenne± écart-types	**36,88± 0,40**	**37,89±0,52**	**38,59±0,90**	
pH	Hiver	8,37	8,16	8,37	Station*saison : 5,15 0,016*
	Printemps	8,26	8,49	8,36	
	Été	7,28	7,6	8,23	
	Automne	7,82	8,17	8,17	
	Moyenne± écart-types	**7,93± 0,9**	**8,10±0,37**	**8,28±0,08**	
O_2 %	Hiver	84,93	98,1	106,26	Station*saison : 4,67 0,022*
	Printemps	60,5	89,1	97,26	
	Été	51,66	75,9	81,83	
	Automne	64,06	84,4	97,33	
	Moyenne± écart-types	**65,29± 14,09**	**86,87±9,26**	**95,67±8,79**	

*Note : P: valeur de probabilité, Sig.: signification statistique (***: P<0.001**: P<0.01, *: P<0.05, ^{ns}: P>0.05).*

3. 1.1. Température de l'eau

Ce facteur joue un rôle majeur dans la répartition des espèces et la limitation de certaines activités biologiques. Les températures moyennes de l'eau de mer dans les sites considérés varient entre 24,15±1,59°C et 27,01± 0,35°C (Tab.14). Ces légères variations de température suivent celles du climat de la région, selon un rythme saisonnier. Les T° relevées au niveau des 3 stations montrent que les valeurs les plus élevées sont notées à Mollo et les plus basses à Srigina ; des valeurs intermédiaires sont enregistrées dans la Baie de Stora. Les relevés mensuels de la température des eaux de surface, nous ont permis de dégager deux saisons hydrologiques: L'une froide (22- 25,2 °C) qui s'étale d'octobre à février, et l'autre chaude (24,6- 28,89°C) couvre la période comprise entre mars et septembre. Par ailleurs, le minimum thermique (22 °C) a été enregistrée en janvier à Srigina et le maximum (30,20°C) en septembre à Mollo (Fig. 22). L'analyse de la variance à deux critères de classification relative à la T° montre l'existence de différences significatives *(P<0,180*)* entre les stations et les saisons (Tab. 14). Globalement, la température moyenne de l'eau

de mer est liée aux conditions météorologiques car la couche superficielle est soumise à l'influence directe du climat régional qui est caractérisé par une saison froide et une saison chaude.

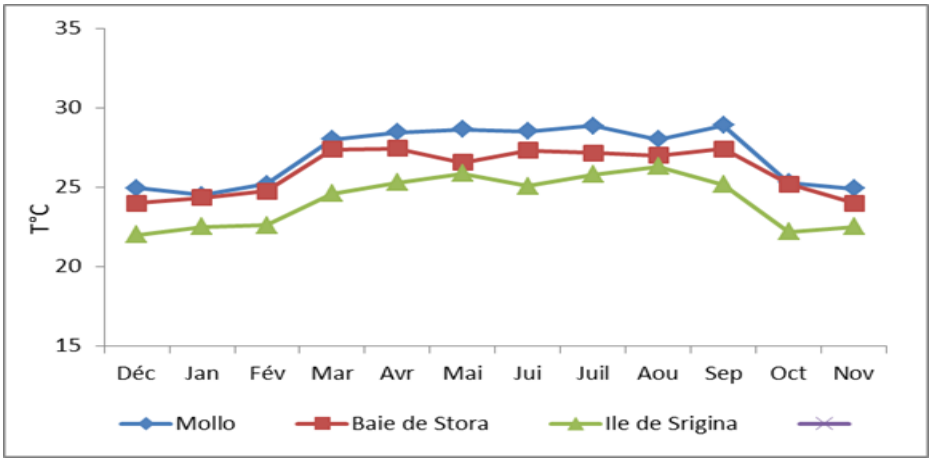

Figure 22. Evolution Spatio-temporelle de la température des eaux de surface du golfe de Skikda (2010-2011).

3.1.2. Salinité de l'eau (‰)

La salinité des eaux du Golfe de Skikda montre des moyennes comprises entre 36,88 ‰ ± 0,40 et 38,59±0,90 ‰ (Tab.14). Les salinités minimale et maximale sont relevées respectivement en janvier à Mollo (??) et la en août à Srigina (??).Nous notons, une variation similaire de la salinité entre les stations ; elle est, en effet, basse d'octobre à mars et élevée d'avril à septembre. Les valeurs de la salinité les plus élevées sont enregistrées à Srigina et les plus basses à Mollo ; des valeurs intermédiaires sont relevées dans la Baie de Stora (Fig. 23). L'analyse de la variance à deux critères de classification, appliquée à la salinité, a montré une différence significative *(P*<0,115*)* entre les trois stations (Tab. 14).

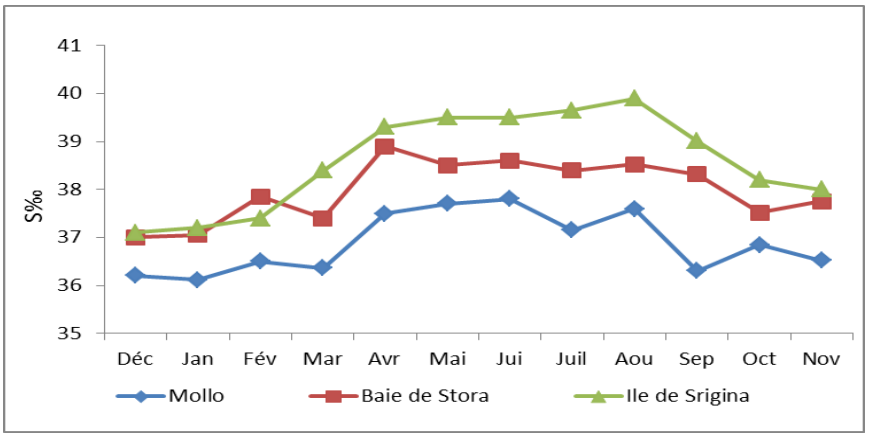

Figure 23. Evolution Spatio-temporelle de la salinité des eaux de surface du golfe de Skikda (2010-2011).

3.1.3. Potentiel hydrogène (pH)

Les valeurs du pH montrent des variations différentes d'une station à l'autre ; A Mollo, le pH est compris entre 8 et 8.5 d'octobre à mai puis baisse pour se maintenir entre 7 et 7.5 de juillet à septembre. Dans la Baie de Stora, les valeurs du pH varient de 7 à 7.5 de juillet à septembre et sont comprises entre 7.8 et 8.8 d'octobre à mai. A Srigina, le pH montre des écarts d'amplitudes plus faibles d'un mois à l'autre et les valeurs enregistrées restent comprises entre 8 et 8.5 (Fig.

24). L'analyse de la variance à deux critères de classification, relative au pH, a montré une différence significative *(P*<0,016*)* entre les trois stations (Tab. 14).

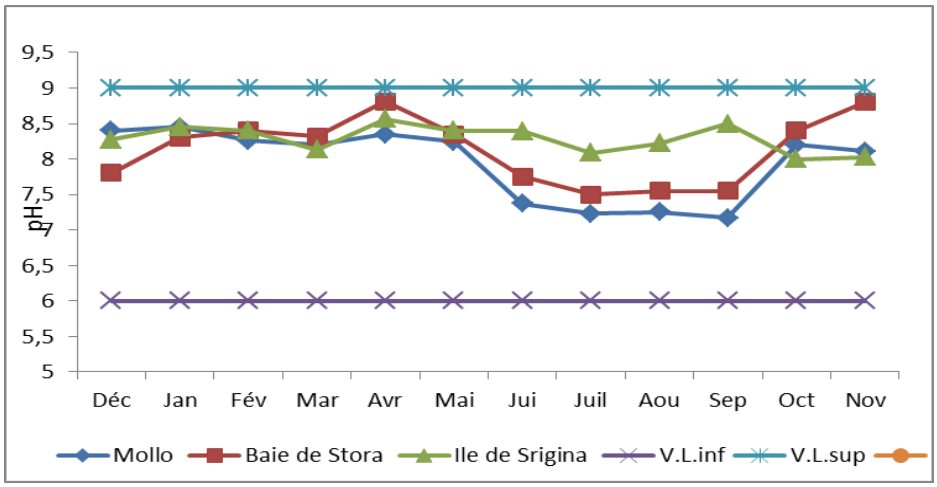

Figure 24. Evolution Spatio-temporelle du pH des eaux de surface du golfe de Skikda (2010-2011).

3.1.4. Oxygène dissous (%)

Les teneurs mensuelles de l'OD relevées dans les trois stations montrent des variations similaires ; elles sont élevées d'octobre à mars et basses d'avril à septembre. Nous notons toutefois que l'OD montre ses valeurs les plus élevées à Srigina et les plus basses à Mollo ; les teneurs en OD enregistrées dans la Baie de Stora sont intermédiaires. Les taux de saturation des eaux en OD varient de 80 à 110% à Srigina, de 60 à 100% dans la Baie de Stora, de 50 à 90% à Mollo (fig.25). Les valeurs moyennes du taux de saturation en oxygène dissous des eaux de Mollo (65,29 % ± 14,09) sont en dessous de la VLI (80%) et celles de Srigina et La baie de Stora elles sont au-dessus de la VLI (80-120%). L'analyse de la variance à deux critères de classification a montré une différence significative *(P<0,022*)* entre les stations en ce qui concerne l'OD (Tab. 14).

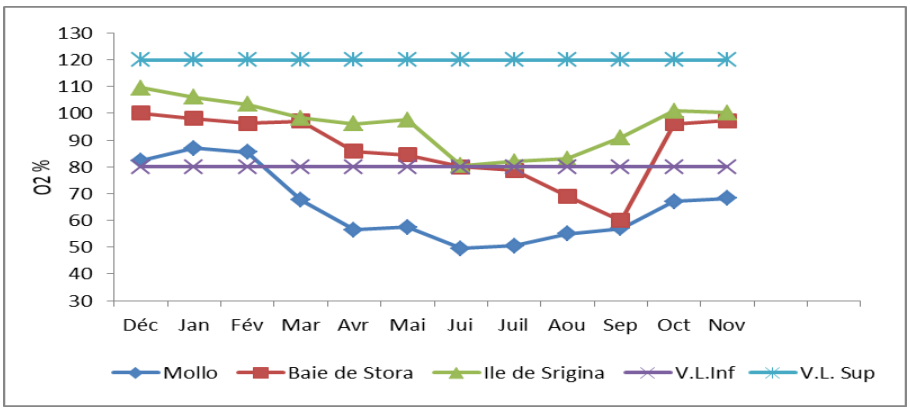

Figure 25. Evolution Spatio-temporelle de l'oxygène dissous des eaux de surface du golfe de Skikda (2010-2011).

3.2. Distribution des métaux lourds dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda

Les résultats du dosage des éléments traces métalliques présents dans le sédiment superficiel des trois stations sont présentés dans le tableau 15.

Tableau 15. Distribution des teneurs en métaux lourds (en µg.g-^{1} de poids secs) relevés dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda durant l'année (2010-2011) ; Max. et Min., moyennes± écarts types); Indice de Contamination (IC) et PLI (Pollution Load Index, Indice de Charge de Pollution)

		Cd	Pb	Cr	Cu	Zn	PLI
St1	Min-Max	4,87-5,8	79-89,62	143,25-147,55	19,29-55,65	119,11-309,54	
	Moy	5,38±0,939	83,4±4,58	144,88±1,85	23,34±8,97	220,49±88,35	**3.43**
	IC	**9.01**	**3.86**	**3.21**	**1.72**	**2.5**	
St2	Min-Max	1,57-4,59	67,69-84,67	137-145	14,6-17,58	119,11-309,54	
	Moy	3,11±1,23	83,4±4,58	141,12±3,85	15,95±1,43	220,49±88,35	**2.14**
	IC	**5.58**	**3.36**	**3.16**	**0.59**	**1.27**	
St3	Min-Max	2,51-4,23	65,64-75,47	142,5-145,31	15,13-20,24	47,42-242,65	
	Moy	3,65±0,81	70,89±4,3	143,82±1,16	18,37±2,51	108,57±91,88	**2.2**
	IC	**5.69**	**3.2**	**3.19**	**0.64**	**1.39**	
ANOVA							
Station*Saison							
	F	7,97	14,17	23,01	5,40	48,69	
	P	<0,01 **	<0,05*	<0,05*	0,01**	<0,001***	

ABRMC Z.N	IC < 3
Z.P	3< IC <10
Z.R	10 < IC

*Note : P: valeur de probabilité, Sig.: signification statistique ;[ns : (p>0,05); * : (p<0,05) ; ** : (p<0,01) ; *** : (p<0,001).(ABRMC: l'Agence du Bassin Rhône Méditerranée Corse (ABRMC, 1991 ; ZN : zone normale ; ZP : zone polluée ; ZR : zone risque).*

3.2.1.Cadmium

Dans les sédiments superficiels, le Cd montre des teneurs moyennes de l'ordre de 5,38 ±0,93 µg.g-^{1}ps à Mollo, de 3,65 ±0,81 µg.g-^{1}ps à Srigina et de 3,11 ±1,23 µg.g-^{1}ps à Stora. En ce qui concerne les saisons, c'est en hiver et en automne que le plus fort de la contamination des sédiments par le cuivre est noté dans l'ensemble des sites (Fig.26) ; les teneurs minimales étant enregistrées en été. Le cadmium présent dans les sédiments superficiels du Golfe de Skikda (tableau 15) montre une fluctuation spatiotemporelle hautement significative *(P<0,01*).

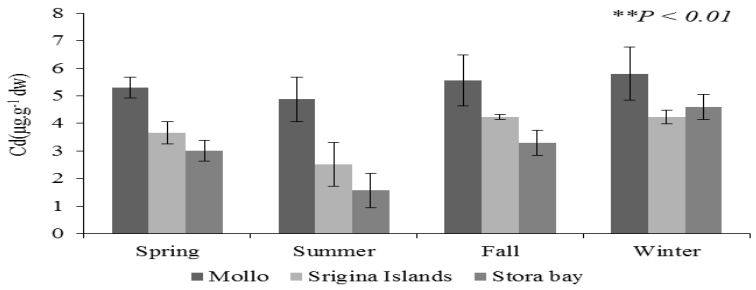

Figure 26. Variations spatiotemporelles des teneurs en cadmium relevées dans le sédiment superficiel (Golfe de Skikda - 2010-2011).

3.2.2.Plomb

Les résultats du dosage du Pb présent dans les sédiments superficiels montrent des teneurs moyennes de l'ordre de 83.4 ±4,58 µg.g-^{1}ps à Mollo et Stora et de 70.89±4,3 µg.g-^{1}ps à Srigina. L'ordre d'enrichissement spatiale pour ce métal est le suivant : Mollo>Baie de stora> Île de Srigina. Les valeurs maximale (plus de 89 µg.g-^{1}ps) et minimale sont relevées respectivement à Mollo (en automne) et à Srigina (plus de 65 µg.g-^{1}ps au printemps). Le plomb montre un comportement saisonnier différent d'un site à l'autre ; il enregistre sa concentration maximale en automne à Mollo, en hiver à Srigina et au printemps à Stora (fig. 27) ; la valeur minimale est notée en été à Mollo, au printemps à Srigina et en automne à Stora. Les résultats du test montrent l'existence de différence significative (*p<0.05) interstation et intersaison des teneurs en plomb présentes dans les sédiments superficiels.

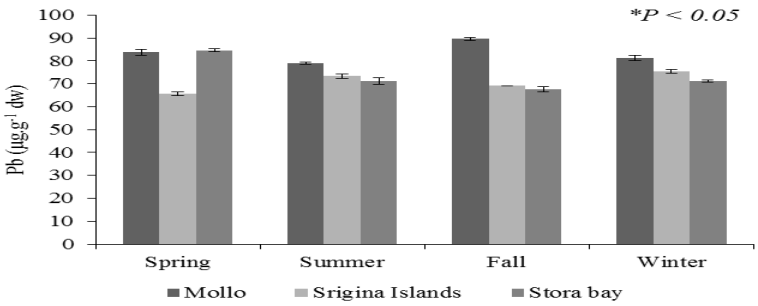

Figure 27. Variations spatiotemporelles des teneurs en plomb dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda (2010-2011).

3.2.3.Chrome

Les teneurs en chrome enregistrées dans les sédiments superficiels du Golfe de Skikda varient de 137 à 147 µg.g-^{1}ps. Les teneurs moyennes sont élevées à Mollo, basses à Stora et intermédiaires à Srigina. L'ordre d'enrichissement spatiale pour ce métal est le suivant : Mollo> Île de Srigina>Baie de stora (Tab. 15). Dans l'ensemble des sites, les teneurs maximales et minimales sont observées en automne et en été respectivement. Les concentrations saisonnières en chrome montrent des écarts de faible amplitude au printemps et en automne entre les 3 sites ; toutefois, l'écart est relativement grand entre Stora et les deux autres sites en été et en hiver (Fig. 28). Le test ANOVA montre l'existence de différences significatives *(*p <0,05)* des teneurs en chrome entre les sites.

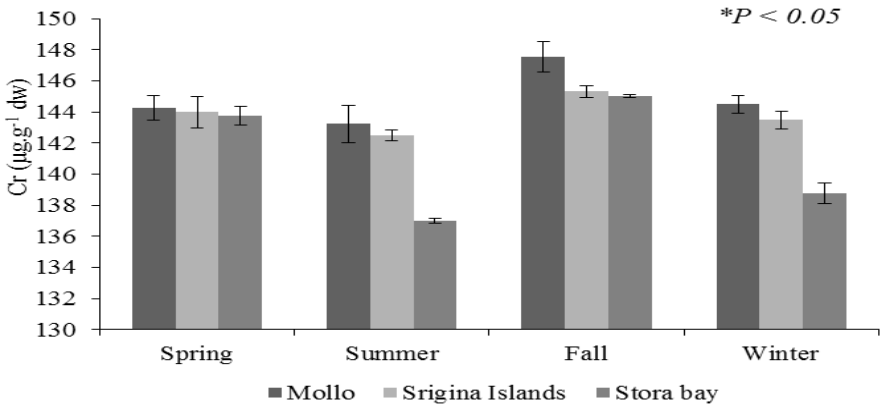

Figure 28. Variations spatiotemporelles des teneurs en plomb dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda (2010-2011).

3.2.4.Zinc

Le zinc, dans les sédiments superficiels du Golfe de Skikda, montre des concentrations variant de 47 à 309 µg/g^{-1} ps. Les teneurs moyennes en zinc sont de l'ordre de 108,57±91,88 µg/g^{-1} ps à Stora et de 220,49±88,35 µg/g^{-1} ps à Mollo et Srigina ; c'est toutefois, à Mollo que les teneurs en zinc les plus élevées sont notées. Dans l'ensemble des sites, c'est au printemps et en été que les sédiments abritent les valeurs les plus élevées et les plus basses respectivement. A Srigina et Stora, à l'exception des teneurs en zinc enregistrées au printemps (proche de 250 µg/g^{-1} ps), les teneurs n'excèdent pas la valeur 100 µg/g^{-1}ps durant le reste de l'année (fig. 28). Les résultats du test nous permettent d'observer une différence spatiale très hautement significative (***p<0.001) des teneurs en zinc entre les sédiments superficiels des 3 sites.

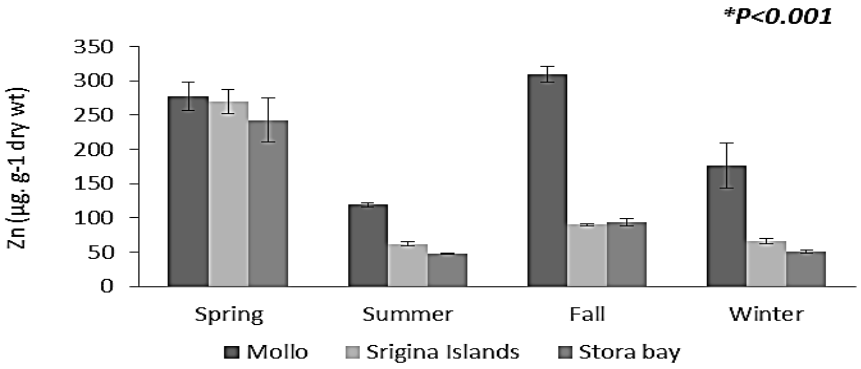

Figure 29. Variations spatiotemporelles des teneurs en zinc dans le sédiment superficiel du Golfe de Skikda (2010-2011).

3.2.5.Cuivre

Les teneurs en Cu des sédiments dans les stations étudiées sont comprises entre 14,6 µg/g^{-1} ps et 55,65 µg/g^{-1} ps. A l'exception des pics printaniers (55,65µg/g^{-1} ps) et automnal (48,23 µg/g^{-1} de ps) relevés à Mollo, les valeurs n'excèdent pas 20 µg de Cu/g^{-1} ps de sédiment (fig.30). L'ordre d'enrichissement spatiale pour ce métal est le suivant : Mollo> Île de Srigina>Baie de Stora (Tab. 15). Les résultats du test ANOVA, appliqué aux teneurs en cuivre présentes dans les sédiments, montrent l'existence, entre les sites, de différences hautement significatives (**p <0,01).

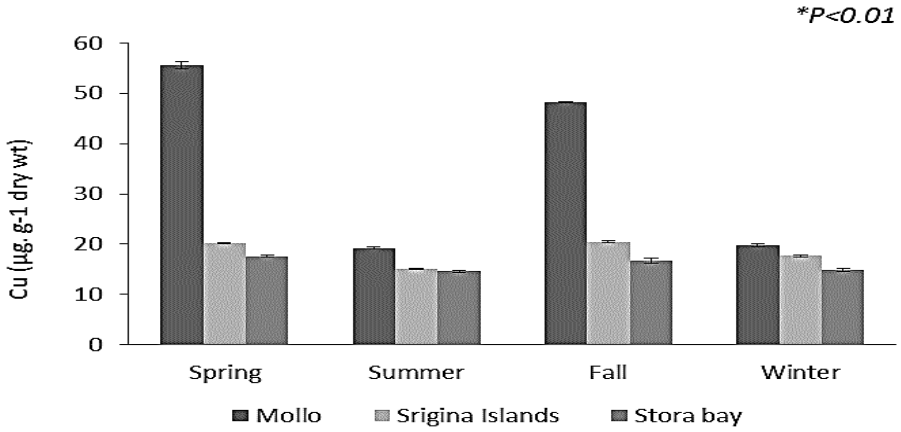

Figure 30. Variations spatiotemporelles des teneurs en cuivre dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda (2010-2011).

3.3. Evaluation des niveaux de contamination des sédiments du Golfe de Skikda

3.3.1. Normes et classes de pollution par le calcul de l'indice de contamination (IC).

Dans le cadre de cette étude, nous avons appliqué la norme préconisée par l'Agence de bassin du Rhône (ABRMC) pour l'évaluation des polluants métalliques dans les sédiments de surface du golfe de Skikda.

Le calcul de l'indice de contamination de chaque ETM nous a permis d'établir la courbe de la figure 31; à partir des IC des différents ETM (Tab. 15), nous avons pu déterminer, pour chaque site, la classe correspondante préconisée par l'Agence de bassin du Rhône (ABRMC).

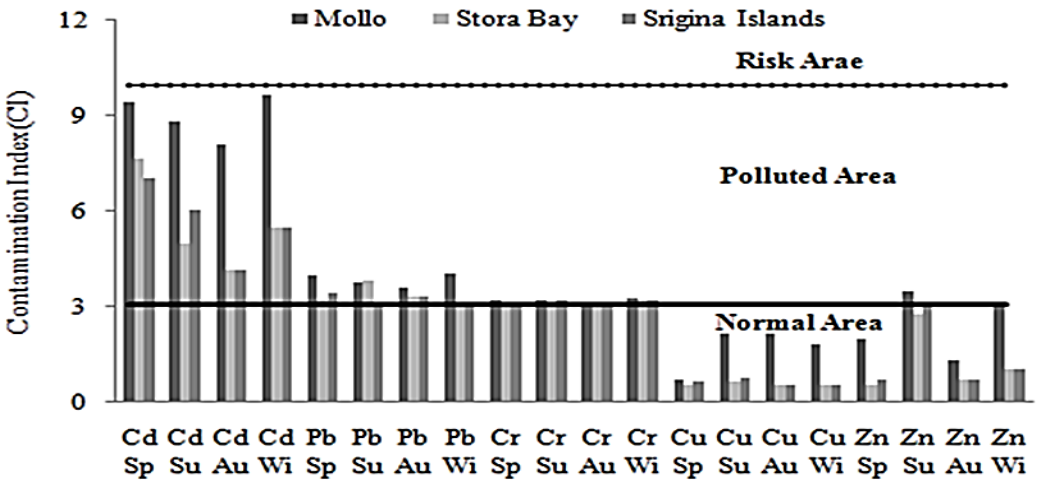

Figure 31. Variations de l'Indice de Contamination (IC) relevés dans le sédiment superficiel du golfe de Skikda (2010-2011).

Il ressort de la figure 31, que les sédiments superficiels du Golfe de Skikda montrent une contamination par le cadmium, le plomb, le chrome durant toute l'année ; du fait que l'IC de ces ETM soit supérieur à 3, nous pouvons placer ces sédiments dans la classe 2 qui correspond à une zone polluée. A cela vient s'ajouter la contamination par le zinc des sédiments de Mollo en été et en hiver. Seul le cuivre montre des IC inférieurs à 3 ceci aussi bien dans les 3 sites que durant les 4 saisons.

3.3.2. Normes et classes de pollution par le calcul de PLI (Pollution Load Index, Indice de Charge de Pollution)

Les indices de charge de pollution (PLI) des sédiments superficiels du golfe de Skikda ont été calculés afin de comprendre les changements des niveaux de contamination des sédiments des différents sites par les ETM recherchés. Des valeurs de PLI<1 n'impliquent pas d'effet anthropique appréciable, en revanche si la valeur de PLI dépasse 1 cela suppose une pollution anthropique.

Les valeurs de PLI, obtenues dans le cadre de cette étude, dépassent largement la valeur 1 (tableau 15) et montrent que la contamination des sédiments, par les ETM, est d'origine anthropique. Selon la figure 32, il apparait que, selon les valeurs de PLI notées dans chaque site, nous pouvons classer ces derniers dans l'ordre décroissant de pollution suivant : Mollo> Ile de Srigina > Baie de Stora.

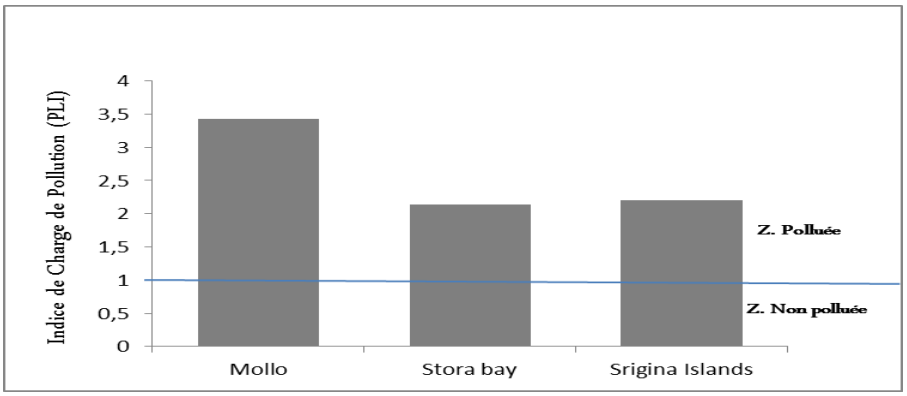

Figure 32. Variations de l'indice de charge de pollution (PLI) dans les sédiments prélevés dans les différentes stations du golfe de Skikda (2010-2011).

3.2.3. Analyse en composantes principales ACP pour le sédiment

L'Analyse multifactorielle ACP est appliquée dans les études environnementales. C'est une méthode de base d'analyse de tableaux de données, comportant des individus et des variables quantitatives associées. Un individu est une unité expérimentale, il s'agit de l'objet sur lequel des observations ou des mesures sont effectuées. Dans notre analyse, les individus correspondent aux différentes matrices d'études utilisées pour le sédiment : la température, le pH, l'oxygène dissous et la salinité et les variables sont les mesures concernant les différents métaux lourds : cadmium, plomb, chrome, cuivre, et le zinc. Les variables quantitatives sont observées sur n individus. L'intérêt de l'Analyse en Composantes Principales (1) - Visualisation d'un maximum d'informations synthétiques ; (2)-Séparation des différentes sources de variabilité ; (3)-Hiérarchisation des différentes sources de variabilité.

3.2.3.1. Variations interstations des paramètres étudiés

Le plan factoriel des deux premiers principaux axes, présente clairement une variation inter stations dont les deux axes expliquent ensemble 100 % de cette variation totale. Le premier axe explique 90,59 % de la variation totale; il est corrélé positivement avec la température (r = 0,78) et négativement avec le chrome (r= -0,83), le cadmium (r = -0,96) et le cuivre (r = -0,99), le plomb (r= -0,92), le zinc (r = - 0,99) et la salinité (r = -0,93) qui ont contribué d'une façon importante à sa construction. Ce premier axe a permis de séparer le site Mollo par rapport aux 2 autres la baie de Stora et l'île de Srigina) et de montrer l'effet de la salinité de l'eau de Mollo sur le phénomène d'adsorption des métaux traces par le sédiment. Quant au deuxième axe, il n'explique que 9,41 % de la variation totale ; cet axe est construit essentiellement par les variables : pH (r = 0,99), oxygène dissous (r = - 0,90).

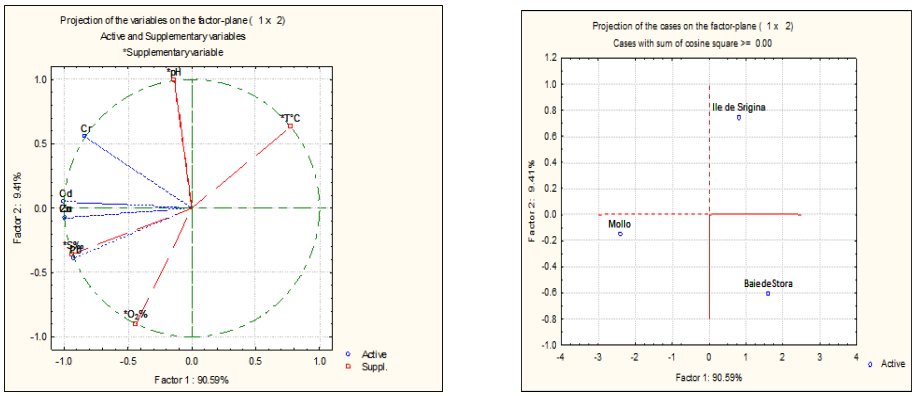

Figure 33. Analyse en composantes principales basée sur la variation inter station des ETM dans le sédiment de surface du golfe de Skikda (2010-2011). Plan factoriel (1,2), axe 1 : 90,59 %, axe 2 : 9,41%.

A gauche : Cercle de corrélation des ETM et des facteurs abiotiques avec les deux premiers axes principaux (Cd : cadmium, Cr : chrome, Pb : plomb, Cu : cuivre et Zn : zinc, T : température, S : salinité, et O_2% : oxygène dissous). A droite : Projection des stations sur les 2 premiers axes principaux.

3.2.3.2. Variations intersaisons des paramètres étudiés

Les deux premières composantes principales (plan : 1 et 2) de l'ACP réalisée sur huit variables a restitué près de 86,78 % de l'information (Fig.34). L'axe 1 a permis d'expliquer 67,12 % de la variabilité totale; cet axe est corrélé négativement avec les variables cuivre (r = -0,95), zinc (r =- 0,94), plomb (r =- 0,83) et chrome (r = -0,81). L'axe 1, a permis de visualiser une nette différence entre le groupe des saisons chaudes (été et printemps) et des saisons froides (hiver et automne), cette structuration plus ou moins saisonnière pourrait être expliquée par les fortes corrélations citées précédemment.Par ailleurs, l'axe 2 explique 19,65 % de la variation totale, cet axe est construit essentiellement par les variables : cadmium (r = 0,86), oxygène dissous (r = -0,95), température (r = 0,68), pH (r = 0,80) et salinité (r = 0,68) ; cet axe nous a permis de dégager la spécificité des 2 saisons printanière et automnale par rapport aux autres saisons.

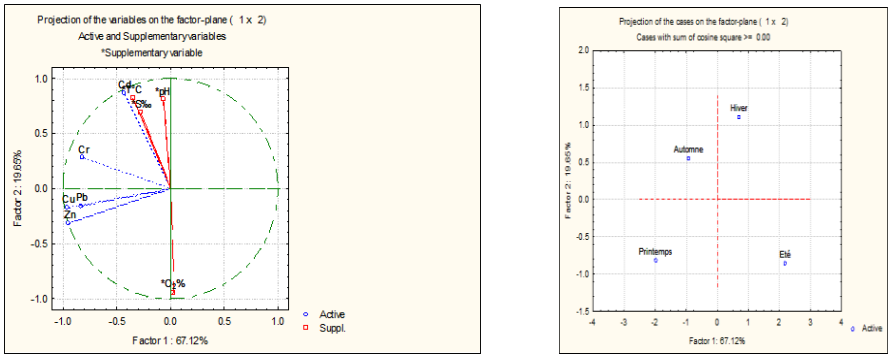

Figure 34. Analyse en composantes principales basée sur la variation saisonnière des ETM dans le sédiment de surface du golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 67,12 %, axe 2 : 19,65% %.

A gauche : Cercle de corrélation des ETM et des facteurs abiotiques avec les deux premiers axes principaux. (Cd : cadmium, Cr : chrome, Pb : plomb, Cu : cuivre et Zn : zinc, T : température, S : salinité, et O_2% : oxygène dissous). A droite : Projection des saisons sur les 2 premiers axes principaux.

3.3.1. Variations spatio temporelles des ETM rencontrés chez *P. oceanica* du Golfe de Skikda

Dans le tableau 19 sont consignés les résultats des dosages des ETM présents dans les feuilles adultes de posidonie collectées à partir des 3 sites (Mollo, Baie de Stora et Iles de Srigina) ; à cela, sont joints les résultats de l'ANOVA appliquée dans la comparaison des teneurs en ETM (cadmium, plomb, chrome, cuivre et zinc) rencontrées dans les feuilles adultes de *P. oceanica* dans les différents sites et saisons.

Tableau 16. Teneurs en ETM (µg. g^{-1} p.s) enregistrées dans les feuilles de posidonie (*P. oceanica*) collectées dans le golfe de Skikda (Mollo = St1 ; Baie de Stora = St2 et Ile de Srigina = S3); (valeurs limites, moyenne ± écart type)

		Cd	**Pb**	**Cr**	**Cu**	**Zn**
St1		1,13-2,33	44,2-71,25	27,96-68,13	12,87-52,44	27,43-39,56
Moyenne±	écarts	**1,78±0,73**	**54,87±11,58**	**51,88±17,05**	**32 ±19,04**	**32,78±5,40**
types						
St2		0,53-1,97	13,83-59,67	17,71-59,32	12,71-37,11	23,43-40,13
Moyenne±	écarts	**1,30±0,59**	**38,96±21,29**	**46,78±19, 51**	**21,16±11,25**	**29,93±7,14**
types						
St3		0,61-1,73	7,73-35,56	15,29-51,48	6,07-14,56	8,53-32,66
Moyenne±	écarts	**1,43±0,55**	**25,3±19,85**	**40,17±16,76**	**11,02±3,60**	**24,72±11,04**
types						
ANOVA						
F		10,46	3,85	10,41	25,28	167,53
P		<0,01**	<0,01**	<0,01**	<0,001**	<0,05*

*Note : P: valeur de probabilité, Sig.: signification statistique ;[ns : (p>0,05); * : (p<0,05) ; ** : (p<0,01) ; *** : (p<0,001).*

3.3.1.1.Cadmium

Dans les feuilles adultes de la posidonie collectée dans le Golfe de Skikda, le cadmium est présent à des concentrations variant de 0.53 à 2.33 µg. g^{-1} p.s . Les teneurs moyennes en cadmium relevées chez la posidonie sont élevées à Mollo, intermédiaires à Srigina et basses à Stora (Tab. 16). Les teneurs maximales sont notées au printemps à Mollo et Stora et en été à Srigina ; en ce qui concerne, les minimales elles sont automnales à Mollo et hivernale à Stora et Srigina (fig 35). Les teneurs saisonnières en cadmium enregistrées dans les feuilles adultes de Posidonie nous permettent de déterminer le niveau de contamination selon l'ordre suivant : Hiver > automne > printemps > été.

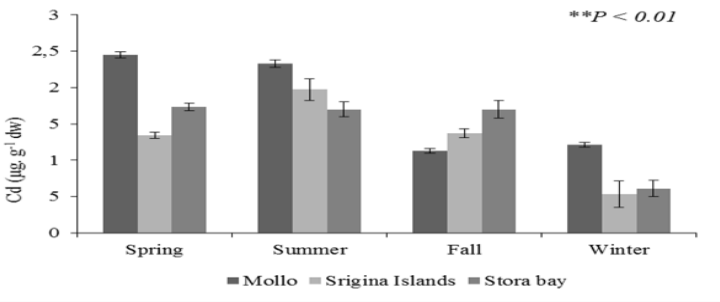

Figure 35. Variations spatio temporelles des teneurs en cadmium (µg. g^{-1} p.s) rencontrées dans les feuilles adultes de Posidonie collectée au niveau du golfe de Skikda. (** : Corrélation hautement significative entre les sites et les stations)

3.3.1.2. Plomb

Les teneurs en plomb relevées dans les tissus de la phanérogame marine, *P. Oceanica* du golfe de Skikda sont comprises entre 7,73 et 71,25 µg. g^{-1} p.s ; Les teneurs moyennes en Plomb sont basses à Srigina, intermédiaires à Stora et élevées à Mollo (Tab.16). Dans l'ensemble des sites, les concentrations minimales et maximales sont notées au printemps et en automne respectivement (fig. 36). D'après les teneurs saisonnières en plomb enregistrées dans les feuilles adultes de posidonie nous pouvons classer les saisons selon l'ordre croissant suivant printemps > été > hiver > automne.

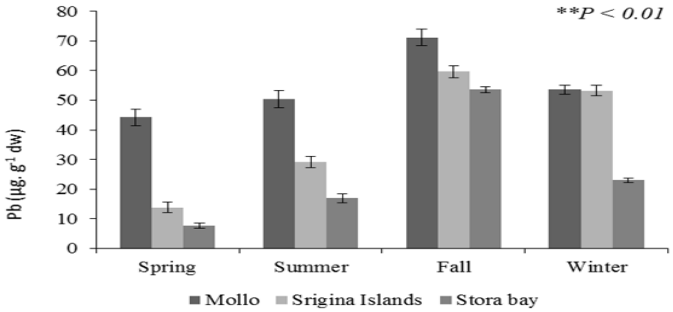

Figure 36. Variations spatio temporelles des teneurs en plomb (µg. g^{-1} p.s) rencontrées dans les feuilles adultes de Posidonie collectée au niveau du golfe de Skikda (** : Corrélation hautement significative entre les sites et les stations)

3.3.1.3.Chrome

La concentration en chrome rencontrée dans les feuilles adultes de *P. Oceanica* du golfe de Skikda se situe entre 27,96 et 68,13µg. g^{-1} p.s (tab.16). Nous notons, par ailleurs, une concentration moyenne élevée à Mollo, basse à Srigina et intermédiaire à Stora (Tab. 16). Les teneurs maximales sont rencontrées en automne à Mollo et Stora et en hiver à Srigina ; quant aux minimales elles notées au printemps dans l'ensemble des sites (fig. 37). Le classement établi sur la base des teneurs saisonnières en chrome notées dans les feuilles de posidonie est, selon le gradient décroissant suivant : automne > hiver > été > printemps

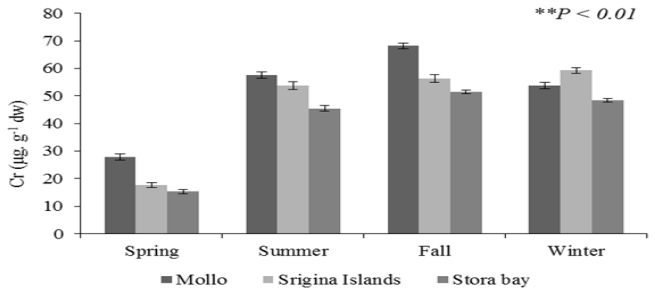

Figure 37. Variations spatio temporelles des teneurs en plomb (µg. g^{-1} p.s) rencontrées dans les feuilles adultes de Posidonie collectée au niveau du golfe de Skikda (** : Corrélation hautement significative entre les sites et les stations)

3.3.1.4.Cuivre

Dans les feuilles adultes de la posidonie du Golfe de Skikda, le cuivre montre une teneur minimale de l'ordre de 6,07 µg. g^{-1} p.s et une teneur maximale égale à 54,44 µg. g^{-1} p.s; l'écart entre les deux valeurs s'élève à 48,37 µg. g^{-1} p.s. Les teneurs en cuivre montrent des fluctuations importantes d'une saison à l'autre et d'une station à l'autre. L'accumulation du cuivre dans les feuilles de posidonie prélevées dans chaque station se fait selon le gradient de concentration décroissant suivant : Mollo > Île de Srigina > Baie de Stora (Fig. 38). Nous notons la présence de concentrations maximales en cuivre en automne à Mollo, au printemps à Srigina et en hiver à Stora ; les teneurs minimales sont rencontrées au printemps à Mollo et Stora et en été à Srigina. En fonction des concentrations saisonnières en chrome obtenues, nous pouvons établir un classement des saisons selon l'ordre décroissant des concentrations en chrome suivant : automne > été > printemps > été (fig. 38).

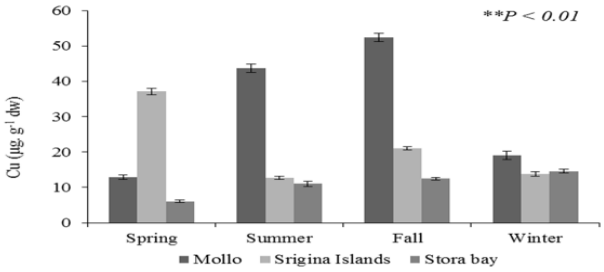

Figure 38. Variations spatio temporelles des teneurs en chrome (µg. g^{-1} p.s) rencontrées dans les feuilles adultes de Posidonie collectée au niveau du golfe de Skikda (** : Corrélation hautement significative entre les sites et les stations)

3.3.1.5.Zinc

Les teneurs en Zinc relevées dans les feuilles adultes de posidonie sont comprises dans l'intervalle 8,53-40,13µg. g^{-1} p.s. Les teneurs moyennes en zinc sont élevées à Mollo, basses à Srigina et intermédiaires à Stora (tab.16). Les teneurs en zinc montrent leurs valeurs maximales en automne à Mollo et Srigina et en hiver à Stora ; les valeurs minimales sont notées au printemps dans l'ensemble des sites. Il ressort de la figure 39 qu'en fonction des teneurs saisonnières en zinc enregistrées nous pouvons classer les saisons selon l'ordre décroissant suivant : automne > été > hiver > printemps.

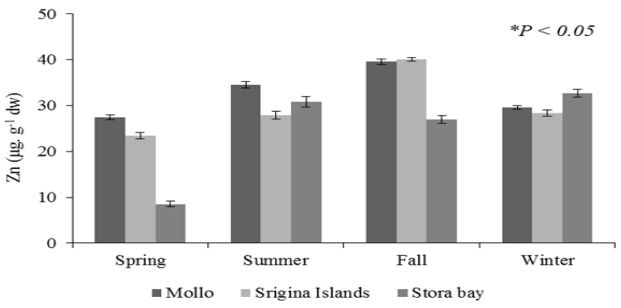

Figure 39. Variations spatio temporelles des teneurs en chrome (µg. g^{-1} p.s) rencontrées dans les feuilles adultes de Posidonie collectée au niveau du golfe de Skikda (* : Corrélation significative entre les sites et les stations)

3.3.2. Résultats de l'analyse statistique des données sur la posidonie

3.3.2.1.Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse multifactorielle (ACP) des données obtenues dans le cadre de l'étude du niveau de contamination métallique de la plante marine *P. oceanica*, nous a permis de classer et de traiter les informations relatives aux paramètres physico-chimiques des eaux et aux éléments traces métalliques présents dans les feuilles de posidonie collectée dans le golfe de Skikda.

Variation intersaisons des paramètres étudiés

Les deux premières composantes principales (plan : 1 et 2) de l'ACP réalisée sur huit variables ont expliqué 100% de l'information (Fig.40).

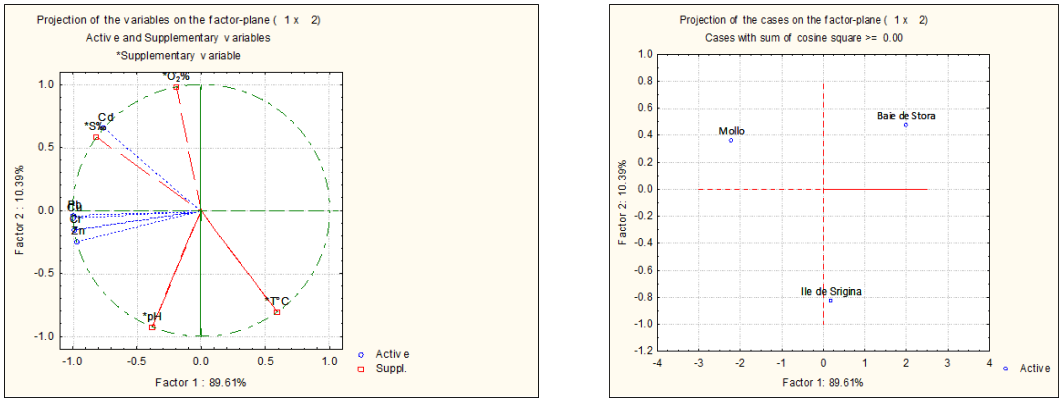

Figure 40. Analyse en composantes principales basée sur la variation inter station des ETM rencontrés dans les feuilles adultes de posidonie du golfe de Skikda. (Plan factoriel 1,2, axe 1 : 89,61 %, axe 2 : 10,39 %).

A gauche : Cercle de corrélation des ETM et des facteurs abiotiques avec les deux premiers axes principaux (Cd : cadmium, Cr : chrome, Pb : plomb, Cu : cuivre et Zn : zinc, T : température, S : salinité, et O_2% : oxygène dissous). A droite : Projection des stations sur les 2 premiers axes principaux).

L'axe 1 a permis d'expliquer 89,61% de la variabilité totale; cet axe est corrélé négativement avec les variables : chrome (r= -0,99), plomb (r= -0,99), cuivre (r= -0,99), zinc (r= -0,97), cadmium (r= -0,76), salinité (r= -0,81) et positivement avec la température (r= 0,59). Les quatre ETM (Cr, Pb, Cu et Zn) sont des indicateurs d'un apport anthropique de métaux lourds issus des activités humaines qui sont bio accumulés dans les feuilles de cette phanérogame marine indicatrice de pollution métallique via le milieu environnant. La contamination donc des tissus de *P. oceanica* reflète en effet la contamination du milieu. De ce fait, le facteur F1 est donc appelé facteur origine anthropique des métaux dans les posidonies. Quant au facteur II, il est corrélé positivement avec l'oxygène dissous (r= -0,98) et négativement avec le pH (r= -0,92) et la température (r= -0,81) (Fig. 41). En ce qui concerne les stations, l'axe 1, a permis de visualiser une nette différence entre la station Mollo de la Baie de Stora.

Variation intersaisons des paramètres étudiés

Les deux premières composantes principales (plan : 1 et 2) de l'ACP réalisée sur huit variables a restitué 93,20 % de l'information (Fig. 41).

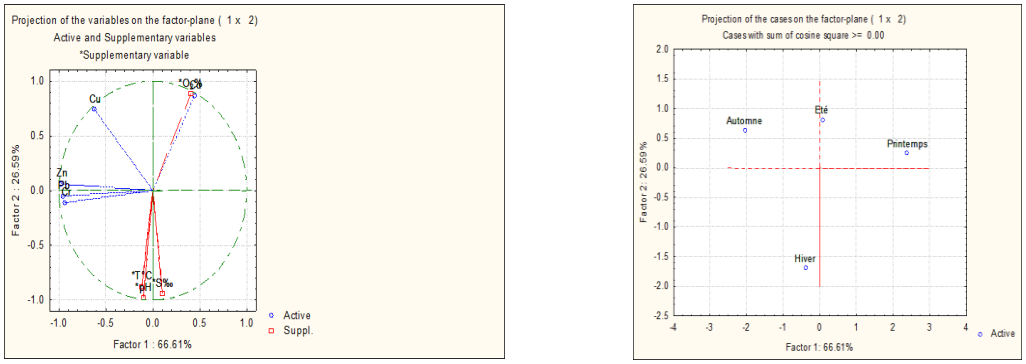

Figure 41. Analyse en composantes principales basée sur la variation saisonnière des ETM dans la posidonie récoltée dans le golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 66,61 %, axe 2 : 26,59%.

A gauche : Cercle de corrélation des ETM et des facteurs abiotiques avec les deux premiers axes principaux (Cd: cadmium, Cr: chrome, Pb: plomb, Cu: cuivre et Zn : zinc, T: température, S: salinité, et O_2% : oxygène dissous). A droite : Projection des saisons sur les 2 premiers axes principaux).

Le premier axe explique 66,61% de la variation totale; il est corrélé négativement avec le zinc (r = -0,98), le plomb (r= -0,96), le chrome (r= -0,93). Quant à l'axe II, il explique 26,59 % de la variation ; il est corrélé positivement avec le cadmium (r = 0,87), le cuivre (r = 0,74) et l'oxygène dissous (r = 0,89) et négativement avec le pH (r = -0,98), la salinité (r = -0,93) et la température (r = -0,87). En ce qui concerne les saisons, c'est l'axe I, qui fait ressortir la différence entre la saison chaude (été) et la saison froide (hiver) (Fig. 41)

3.3.2.2. Corrélation de Pearson (bivariée) entre le sédiment et la posidonie

Pour mettre en évidence les éventuelles relations entre les concentrations en métaux lourds dosées dans les sédiments superficiels et dans les feuilles de posidonie en combinant l'ensemble des stations d'étude, nous avons calculé les coefficients de corrélation linéaires pour les 10 variables prises 2 à 2 ; les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 17.

Nous notons, à partir de la matrice de corrélation linéaire de Pearson (tableau 17), l'existence :

1. Dans les sédiments superficiels, de corrélations positives hautement significatives entre le zinc et le cuivre (r = 0,72**) et significatives entre le cuivre et le plomb (r =0,64*), le plomb et le zinc (r =0,59*), le chrome et le zinc (r =0,61*).

2. Dans les feuilles adultes de posidonie l'existence de corrélations positives hautement significatives entre chrome et zinc (r =0,79**), chrome et plomb (r =0,76**) et significatives entre plomb et zinc (r =0,69*).

3. Nous notons, par ailleurs, l'existence d'une corrélation positive significative entre le plomb (posidonie) et cadmium (sédiments) (r =0,65*), entre le plomb (posidonie) et chrome (sédiments) (r =0,64*).

La comparaison des niveaux de métaux entre le sédiment et les feuilles de posidonie montre que le niveau de plomb dans les feuilles est affecté par la modification des niveaux de Cd ($r = 0,65$; $p \leq 0,05$) et de Cr ($r = 0,64$; $p \leq 0,05$) dans les sédiments. Ceci pourrait s'expliquer par l'origine entropique de ces trois éléments et par leur mode d'absorption

Tableau 17. Matrice de corrélation linéaire de Pearson entre les métaux dosés dans les sédiments (1) et les feuilles adultes de *Posidonia oceanica* (2) du golfe de Skikda

	Cu_1	**Zn_1**	**Pb_1**	**Cd_1**	**Cr_1**	**Cu_2**	**Zn_2**	**Pb_2**	**Cd_2**	**Cr_2**
Cu_1	1									
Zn_1	0,72**	1								
Pb_1	0,64*	0,59*	1							
Cd_1	0,56	0,45	0,51	1						
Cr_1	0,49	0,61*	0,40	0,56	1					
Cu_2	0,35	0,45	0,25	0,48	0,46	1				
Zn_2	0,22	-0,24	-0,07	0,39	0,09	0,51	1			
Pb_2	0,42	0,06	0,30	0,65*	0,64*	0,43	0,69*	1		
Cd_2	0,28	0,15	0,19	-0,19	0,06	-0,06	-0,14	-0,05	1	
Cr_2	-0,03	-0,44	0,08	0,28	0,13	0,32	0,79**	0,76**	-0,21	1

* : Corrélation significative ($p \leq 0,05$) ; ** : Corrélation hautement significative ($p \leq 0,01$)

3.4. Teneurs en éléments traces métallique dans le Muscle de *Sarpa salpa*

L'un des objectifs de cette étude est de comparer les teneurs des métaux dans les échantillons des poissons récoltés dans les différentes stations d'études. Les concentrations moyennes de métaux lourds étudiés dans le muscle des poissons sont présentées dans le tableau 18.

Tableau 18. Concentrations moyennes en éléments traces en µg.g^{-1} de ps dans le muscle de *S. salpa* récolté dans les trois sites du golfe de Skikda durant la période (2010-2011; n= 3 ; moyenne ± écart-type).

Sites	**Statistiques**	**Concentrations des Métaux Lourds (µg. g^{-1} poids sec)**				
		Cadmium	**Plomb**	**Chrome**	**Cuivre**	**Zinc**
Mollo	Moy	1,54±0,59	60,06±7,88	23,11±1,17	9,31±5,37	19,90±3,95
	Min-Max	1,74–2,20	50,37–69,24	21,84–24,26	4,64–15,15	15,11–24,03
Baie de Stora	Moy	1,19±0,16	30,88±3,86	19,54±2,12	7,90±4,68	12,14±1,96
	Min-Max	0,99–1,36	25,89–35,08	17,08–22,04	2,41–12,81	9,66–14,47
Île de Srigina	Moy	0,55±0,15	40,92±10,84	13,43±1,27	10,44±3,60	12,58±3,20
	Min-Max	0,37–0,74	33,29–56,95	12,08–14,74	5,57–13,93	9,41–16,64
Normes	**FAO/HWO**	**1**	**0,5**	**1**	**30**	**100**
	OMS	**2**	**2**	**-**	**30**	**1000**

3.4.1.Cadmium

Les teneurs en cadmium contenues dans le muscle de *Sarpa salpa* peuplant le Golfe de Skikda varient de 0.37 à 2.20 µg. g^{-1} de poids sec (Tab.20); les teneurs en cadmium varient selon la station ; elles sont élevées à Mollo (entre 1.5 et 20.20 µg. g^{-1} de poids sec), basses à Srigina (ne dépassent pas 0.75 µg. g^{-1} de poids sec) et intermédiaires à Stora (entre 1 et 1.30 µg. g^{-1} de poids sec). Les concentrations maximales sont notées en hiver à Mollo, en été à Srigina et Stora ; les valeurs minimales sont relevées au printemps à Mollo, eu automne à Srigina et Stora (fig. 42). Si nous tenons compte des teneurs saisonnières en cadmium relevées dans le muscle du poisson nous pouvons établir un classement des saisons selon l'ordre décroissant suivant : été > hiver > printemps > automne (fig.42). Seuls les muscles de poissons collectés en hiver dans le site Mollo dépassent la valeur guide (fixée à 2 µg. g^{-1} de poids sec) admise par l'OMS (1987a). Si nous nous référons aux valeurs guides établies par la FAO (fixées à 12 µg. g^{-1} de poids sec), seuls les poissons pêchés à Srigina sont considérés comme propre à la consommation humaine.

Nous avons appliqué le test ANOVA pour déterminer l'effet de la station sur l'accumulation du Cd dans le muscle de *S. salpa* ; Les résultats du test nous ont permis de noter

une différence spatio-temporelle très hautement significative (au seuil p<0.001) des concentrations en Cd présentes dans les muscles du poisson.

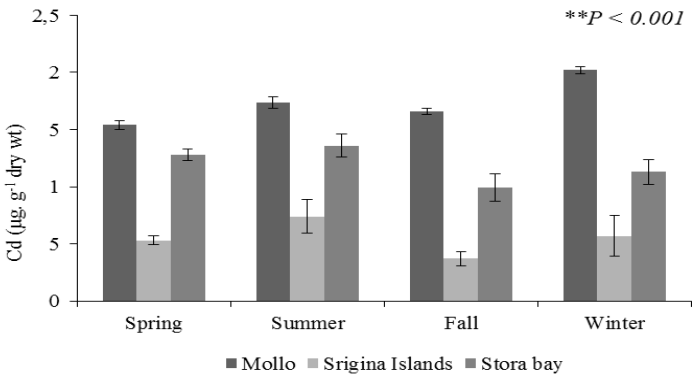

Figure 42. Variations spatio-temporelle des teneurs en Cadmium relevées dans le muscle de *S. salpa* peuplant le Golfe de Skikda

3.4.2.Plomb

Dans les muscles de poisson des différents sites, les teneurs moyennes en plomb décroissent selon l'ordre suivant Mollo > Srigina > Stora (Tab. 20). Les teneurs maximales sont notées au printemps à Mollo et Srigina et en hiver à Stora ; quant aux minimales elles sont rencontrées en automne à Mollo et Srigina et en été à Stora (fig.43). D'après les teneurs en plomb, obtenues chaque saison, nous pouvons établir un classement des saisons selon l'ordre décroissant suivant : printemps > été > hiver > automne. Chez l'ensemble des poissons utilisés dans le cadre de cette étude, le plomb est présent à des teneurs qui dépassent la valeur guide recommandée par la FAO/WHO, (1989) et l'OMS, (1987a) fixée à 0.5 et 2 µg. g^{-1} de poids sec respectivement

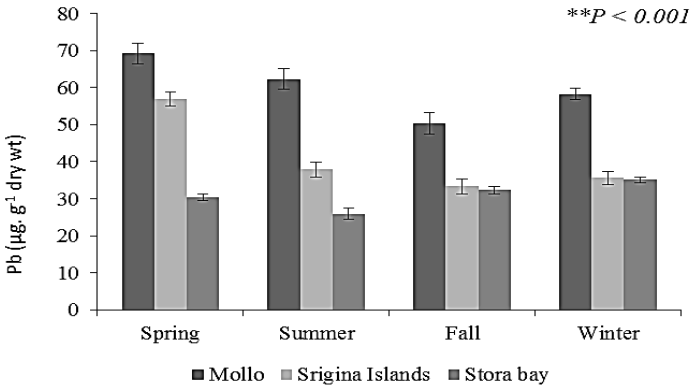

Figure 43. Variations spatio-temporelle des teneurs en plomb relevées dans le muscle de *S. salpa* peuplant le Golfe de Skikda

Les résultats du test ANOVA font apparaitre que les concentrations en zinc présentes dans le muscle de poisson montrent des différences très hautement significatives entre les saisons et entre les sites (Fig. 43).

3.4.3.Chrome

Les concentrations en chrome contenues dans le muscle du poisson *Sarpa salpa* varient de 12 à 24 µg. g^{-1} de poids sec ; Les teneurs maximales sont notées en été à Mollo et à Stora et en hiver à Srigina; en ce qui concerne les valeurs minimales elles sont automnales à Mollo et à Stora et hivernales à Stora. Les teneurs moyennes en chrome relevées chez les poissons de chaque site sont élevées à Mollo, basse à Srigina et intermédiaires à Stora (Tab.20) ; Elles sont, toutefois, supérieures à 1 µg. g^{-1} de poids sec (valeur guide admise par la FAO/WHO (1989). Les concentrations saisonnières en chrome relevées dans la chair de poisson de l'ensemble des sites nous permettent d'établir un classement des saisons selon l'ordre décroissant suivant : été > hiver > printemps > automne. En référence aux valeurs guides (1 µg. g^{-1} de poids sec) admises par la FAO/WHO (1989), nous pouvons considérer les poissons pêchés dans l'ensemble des sites et durant toute l'année comme impropres à la consommation.

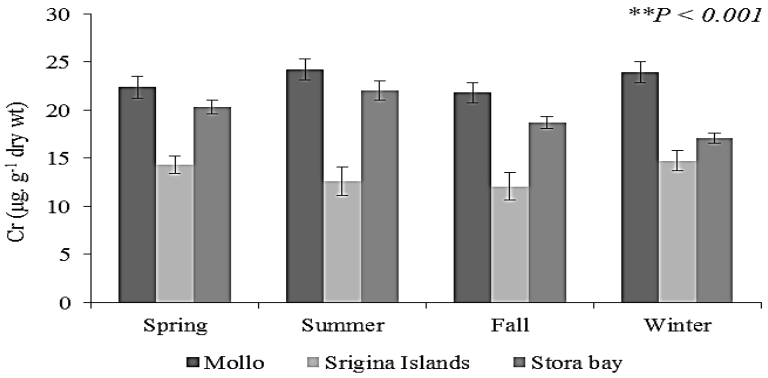

Figure 44. Variations spatio-temporelles des teneurs en Chrome présentes dans le muscle du poisson *S. salpa* peuplant le Golfe de Skikda

Les concentrations en zinc présentes dans le muscle de poisson montrent des différences très hautement significatives (p <0,001) ceci aussi bien entre les saisons qu'entre les sites (Fig. 43).

3.4.4.Cuivre

Dans le muscle du poisson *Sarpa salpa*, les teneurs en cuivre sont comprises entre 2 et 15 µg. g^{-1} de poids sec (Tab. 20); Ces teneurs sont bien inférieures à la valeur guide (fixée à 30 µg. g^{-1} de poids sec) admise par la FAO/WHO (1989). Le cuivre montre des teneurs minimales au printemps à Mollo et Stora et en automne à Srigina ; quant aux teneurs maximales, elles sont hivernales dans l'ensemble des sites (Fig.45). Ce sont les poissons de Srigina qui abritent les teneurs moyennes en cuivre les plus élevées (10.44 µg. g^{-1} de poids sec); ensuite viennent ceux de Mollo (avec 9.31 µg. g^{-1} de poids sec) et Stora (avec 7.90 µg. g^{-1} de poids sec). Si nous tenons compte du cumul des teneurs en cuivre relevées dans les 3 sites au cours de chaque saison, nous pouvons obtenir le classement des saisons selon l'ordre suivant : hiver > été > printemps > automne.

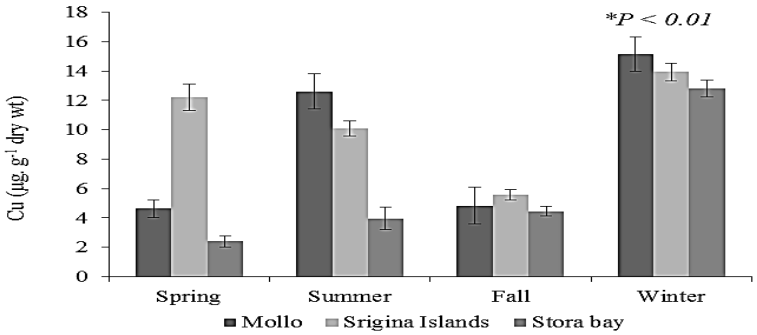

Figure 45. Variations spatio-temporelles des teneurs en cuivre présentes dans le muscle du poisson *S. salpa* peuplant le Golfe de Skikda

Les résultats du test ANOVA, appliqué aux concentrations du cuivre dans le muscle du poisson *Sarpa salpa*, montrent l'existence d'une différence hautement significative (p <0,01) entre les stations et entre les saisons (Fig. 45).

3.4.5.Zinc

Les teneurs en zinc contenues dans le muscle du poisson *Sarpa salpa* varient de 9 à 24 µg. g^{-1} de poids sec (Tab. 20); Ces teneurs sont bien inférieures à la valeur guide (fixée à 100 µg. g^{-1} de poids sec) admise par la FAO/WHO (1989). Les teneurs minimales en zinc sont notées au printemps à Srigina et en automne à Mollo et Stora et en automne à Srigina ; quant aux teneurs maximales, elles sont printanières à Mollo, hivernales à Srigina et estivale à Stora (Fig.46). Les teneurs moyennes en cuivre les plus élevées (proche de 20 µg. g^{-1} de poids sec) sont notées chez les poissons de Mollo ; chez ceux de Srigina et Stora les valeurs sont assez proches (12.58 et 12.14 µg. g^{-1} de poids sec respectivement). Si nous considérons le cumul des teneurs en cuivre relevées dans les 3 sites au cours de chaque saison, nous pouvons établir le classement des saisons selon l'ordre suivant : printemps > été > hiver > automne.

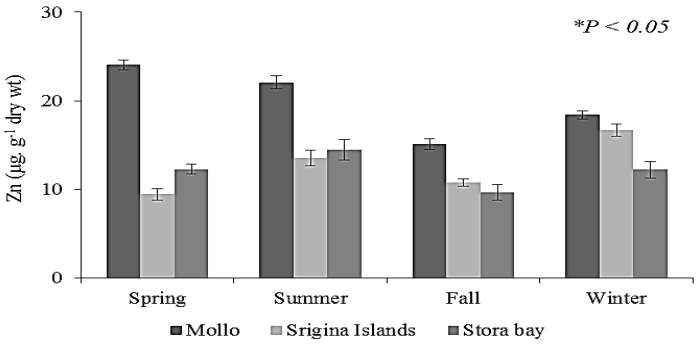

Figure 46. Variations spatio-temporelles des teneurs en zinc présentes dans le muscle du poisson *S. salpa* peuplant le Golfe de Skikda

Les résultats du test ANOVA, appliqué aux teneurs en cuivre présentes dans les muscles des poissons rattachés à l'espèce *Sarpa salpa*, montrent l'existence de différences significatives (p <0,05) entre les sites et entre les saisons.

3.5. Analyses en composantes principales

Variations inter stations des paramètres étudiés

L'approche graphique de l'ACP ci-dessous, montre que la répartition de l'inertie, entre les axes des paramètres physico-chimiques et des métaux présents dans le muscle du poisson, est égale à 100% selon le plan F1xF2.

Les analyses en composantes principales (ACP) basée sur la variation spatiale des métaux traces en fonction des paramètres physico-chimiques de l'eau nous permettent d'observer la projection sur l'axe négatif de F1 des variables suivantes : salinité (r=-0,99), zinc (r=-0,97), cadmium (r=-0,93), chrome (r=-0,88), plomb (r=-0,86) et oxygène dissous(r=-0,73) ; la température (r=0,95) se projette sur le pole positif de l'axe 1. Cet axe qui représente jusqu'à 66,80% de l'information totale a permis de séparer Mollo des 2 autres Stora et Srigina.

Sur l'axe F2, qui explique 33.20% de la variabilité totale, se projettent sur le pole positif le cuivre (r=0,99) et le le pH (r=0,97)

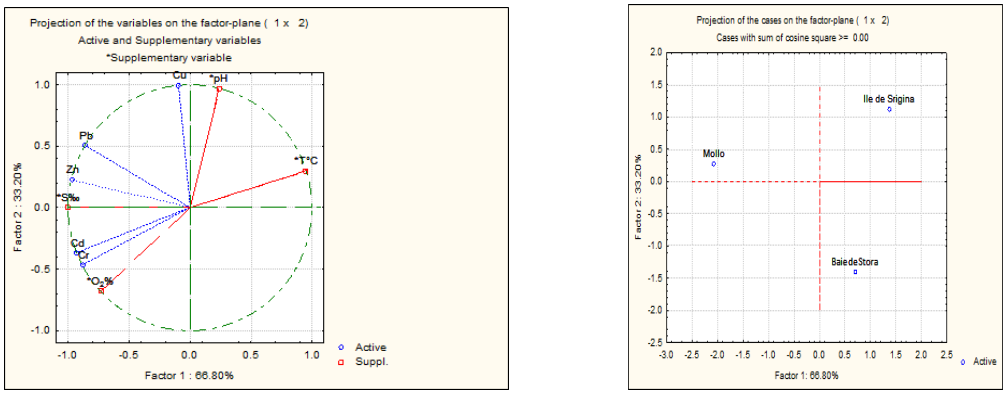

Figure 47. Analyse en composantes principales basée sur la variation inter station des ETM présents dans le muscle du poisson *S. salpa* peuplant le golfe de Skikda. (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 66,80 %, axe 2 : 33,20 %. A gauche : Cercle de corrélation des ETM et des facteurs abiotiques avec les deux premiers axes principaux (Cd : cadmium, Cr : chrome, Pb : plomb, Cu : cuivre et Zn : zinc, T : température, S : salinité, et O_2% : oxygène dissous). A droite : Projection des stations sur les 2 premiers axes principaux).

Variation intersaisons des paramètres étudiés

La figure ci-dessous présente les résultats de l'ACP des variations saisonnières des paramètres physico-chimiques des eaux du golfe de Skikda et des ETM (µg.g-1ps) présents dans le muscle du poisson *S. salpa*. Nous constatons que les deux facteurs F1xF2 restituent à eux seuls 90,65 % du taux d'inertie.

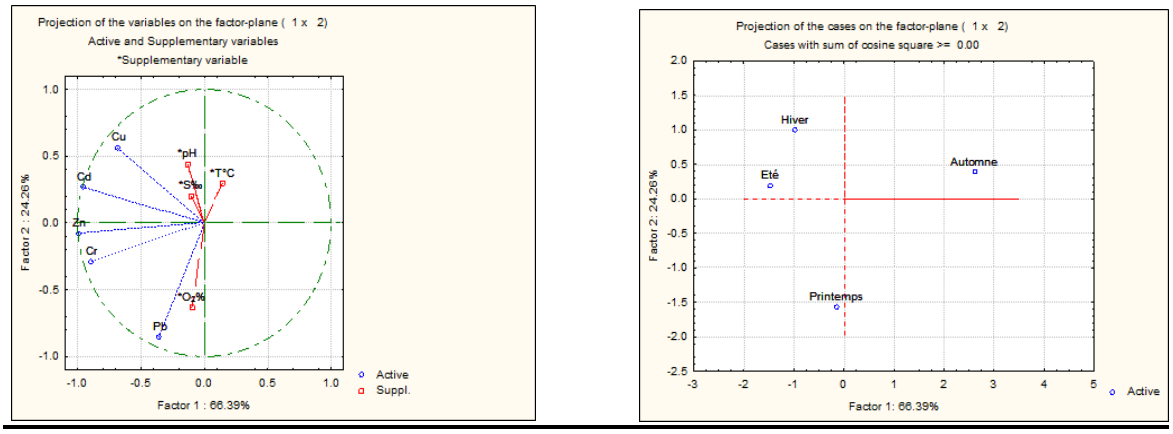

Figure 48. Analyse en composantes principales basée sur la variation saisonnière des ETM dans le muscle du poisson *S. salpa* capturé dans le golfe de Skikda (2010-2011). (Plan factoriel (1,2), axe 1 : 66,39 %, axe 2 : 24,26 %. A gauche : Cercle de corrélation des ETM et des facteurs abiotiques avec les deux premiers axes principaux (Cd : cadmium, Cr : chrome, Pb : plomb, Cu : cuivre et Zn : zinc, T : température, S : salinité, et O_2% : oxygène dissous). A droite : Projection des saisons sur les 2 premiers axes principaux).

L'axe 1 permet d'expliquer 66,39 % de la variabilité totale; cet axe est corrélé négativement avec le zinc (r = -0,99), le cadmium (r = -0,96), le chrome (r = -0,90) et le cuivre (r = -0,69). Par ailleurs, l'axe 2 explique 24,26% de la variation totale ; il est construit essentiellement par les variables : plomb (r = -0,85) et l'oxygène dissous (r = -0,63).

L'axe 1, a permis de visualiser une nette séparation de la saison automnale des autres saisons (été, hiver et printemps).

3.4.2. Corrélations de Pearson

Afin de rechercher d'éventuel transfert direct, à partir du milieu, ou indirect, à travers la chaine trophique des éléments chimiques, nous avons procédé à l'application du test de Pearson pour rechercher d'éventuelles corrélations entre les ETM présents dans les compartiments ''Sédiment*poisson'' et ''Posidonie*poisson''.

Les résultats de l'analyse statistique montrent l'absence de corrélations entre ETM présents dans les sédiments et ceux des poissons (Tab. 19). Toutefois, ce test révèle l'existence de corrélations entre les ETM présents dans les feuilles de posidonie et ceux rencontrés dans le muscle de poisson (Tab. 20). Nous notons, en effet, l'existence de corrélation positive significative entre Pb2 et Cd1(r = 0.61*) et entre Pb2 et Cr1 (r = 0.59*) ; une corrélation négative est notée entre Cd2 et Cr1 (r= - 0,57*).

Tableau 19. Corrélation de Pearson entre les différents métaux traces dans le poisson (1) et le sédiment superficiel (2) du golfe de Skikda.

	Cu_1	Zn_1	Pb_1	Cd_1	Cr_1	Cu_2	Zn_2	Pb_2	Cd_2	Cr_2
Cu_1	1									
Zn_1	**0,72****	1								
Pb_1	**0,63***	**0,59***	1							
Cd_1	0,56	0,44	0,51	1						
Cr_1	0,49	**0,61***	0,39	0,55	1					
Cu_2	-0,33	-0,33	-0,44	-0,18	-0,36	1				
Zn_2	0,39	0,51	-0,008	0,24	0,12	0,18	1			
Pb_2	0,3	0,37	0,06	-0,1	-0,004	0,33	**0,67***	1		
Cd_2	-0,06	0,27	0,02	0,18	0,006	-0,005	**0,64***	0,47	1	
Cr_2	-0,01	0,33	0,009	0,29	0,2	-0,12	**0,63***	0,43	**0,95*****	1

*En gras, valeurs significatives : (r ≥ 0.8233 *** ; p≤ 0.001), (r ≥0.7079 ** ; p≤ 0.01), (r ≥0.5760 * ; p≤ 0.05), (r ≤ 0.5760 ; aucune corrélation)*

Tableau 20. Corrélation de Pearson entre les différents métaux traces dans le poisson (1) et la Posidonie (2) du golfe de Skikda.

	Cu_1	Zn_1	Pb_1	Cd_1	Cr_1	Cu_2	Zn_2	Pb_2	Cd_2	Cr_2
Cu_1	1									
Zn_1	0,5	1								
Pb_1	0,43	**0,69***	1							
Cd_1	-0,05	-0,13	-0,04	1						
Cr_1	0,31	**0,79****	**0,75****	-0,21	1					
Cu_2	0,3	0,36	-0,25	0,04	0,05	1				
Zn_2	0,16	-0,14	-0,17	0,43	**0,62***	0,18	1			
Pb_2	0,09	-0,32	-0,41	**0,61***	**0,59***	0,33	***0,67**	1		
Cd_2	0,03	-0,5	-0,31	0,26	***-0,57**	-0,005	***0,64**	0,47	1	
Cr_2	0,01	-0,49	-0,17	0,19	-0,54	-0,12	0,63	0,43	**0,95*****	1

En gras, valeurs significatives : (r ≥ 0.8233 * ; p≤ 0.001), (r ≥0.7079 ** ; p≤ 0.01), (r ≥0.5760 * ; p≤ 0.05), (r ≤ 0.5760 ; aucune corrélation)

3.4.3. Evaluation de la concentration des ETM par le calcul du facteur de bioconcentration (BCF) chez la posidonie et chez la saupe.

Le calcul du BCF des éléments traces métalliques dosés dans les feuilles *de P. oceanica* et dans le muscle dorsal de *S. salpa* prélevés dans les trois stations du golfe montre une accumulation différente, cela quel que soit le métal et le site de prélèvement.

Les valeurs du facteur de bioconcentration de l'ensemble des ETM dosés ne dépassent pas la valeur 1

A Mollo, les valeurs du BCF les plus élevées sont celles du cuivre dans les feuilles de Posidonie et le plomb dans le muscle de la saupe ; Dans la posidonie, la distribution des ETM selon les valeurs de leur BCF suit l'ordre décroissant suivant : cuivre > cadmium > plomb > chrome > zinc; en revanche, dans le muscle de

poisson la distribution suit l'ordre décroissant suivant : plomb > cuivre > cadmium > chrome > zinc (Fig. 49).

A Stora, c'est le cuivre qui montre les valeurs du BCF les plus élevées ceci aussi bien chez la Posidonie que chez le poisson ; la distribution des ETM selon les valeurs de leur BCF suit l'ordre décroissant suivant : cuivre > plomb > cadmium > chrome > zinc dans les feuilles de posidonie et l'ordre décroissant suivant : cuivre > plomb > cadmium > zinc > chrome dans le muscle de la saupe. Nous notons toutefois que les valeurs du BCF du cadmium, du chrome et du zinc sont plus élevées chez la posidonie de Stora par rapport à celles du muscle de poisson.

A Srigina, chez la Posidonie, les valeurs du BCF sont réparties selon l'ordre décroissant suivant : cuivre > plomb > chrome > zinc > cadmium ; en revanche, chez le poisson, la distribution des valeurs du BCF se fait selon l'ordre suivant : plomb > cuivre > cadmium > zinc > chrome. Par ailleurs, les valeurs du BCF sont plus élevées chez la posidonie.

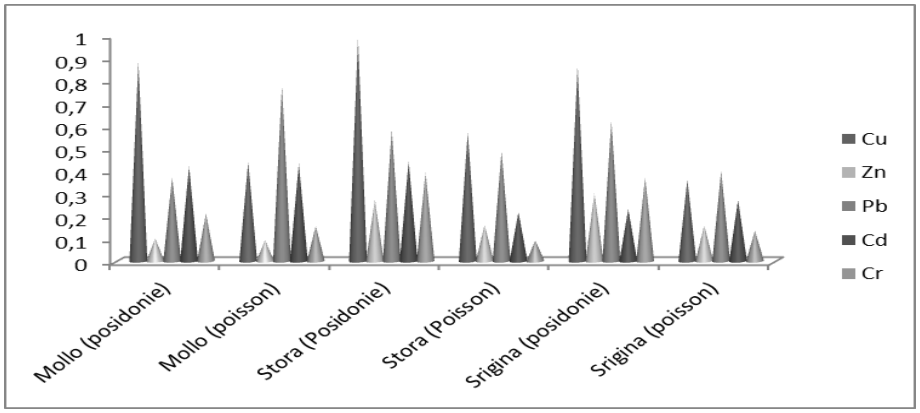

Figure 49. Variations spatiales du BCF des ETM dans les feuilles adultes de *P. oceanica* et le muscle de *S. salpa*

Discussion

1. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres hydrologiques et métalliques du milieu marin jouent un rôle très important dans la détermination de la qualité biologique et du degré de la pollution de ce dernier. Par ailleurs, les activités anthropiques sont à l'origine de modifications drastiques dans les paramètres physico-chimiques des eaux marines dont les effets sur le biote ne sont pas encore complètement élucidés. Un nombre croissant d'études (Schiedek et *al.*, 2007; Noyes et *al.*, 2009 ; Holmstrup et *al.*, 2010; Laskowski et *al., 2010*; Heugens *et al.*, 2001; Jackson et *al.*, 2015), ont cherché à évaluer les effets d'un certain nombre de facteurs environnementaux sur la toxicité des polluants, incluant le pH, la salinité, la température, l'oxygène dissous ou encore la disponibilité en nourriture.

- La température est un caractère physique majeur, spécifique des milieux aquatiques ; elle a constitué un facteur écologique limitant dans les eaux continentales et océanique. Elle joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la détermination du pH pour la connaissance de l'origine de l'eau des mélanges éventuels (Ramade, 2011). En plus, elle conditionne la répartition des organismes aquatiques, en effet, elle revêt une importance capitale directement dans l'activité métabolique des organismes, ou indirectement en modifiant les facteurs écologiques du milieu et par conséquent leur répartition biogéographique (Rodier, 1984). Or, dans un contexte de changement global, il est attendu que la température moyenne des eaux de surface augmente de 3°C, (Orr *et al.*, 2005 ; IPCC, 2013) ceci sera à l'origine de changements importants, notamment au niveau des écosystèmes côtiers (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). De tels changements de températures pourraient conduire à des effets délétères sur la physiologie digestive des poissons. Dans ce contexte, il apparaît donc important de considérer ce paramètre environnemental dans les études en écotoxicologie.

Dans le présent travail, le suivi spatio-temporel des paramètres physico-chimiques de l'eau (pH, température, salinité et oxygène dissous) a été étudié des trois sites choisis (Mollo, Baie de Store et Île de Srigilna). Les températures moyennes enregistrées varient en fonction de la période de prélèvement et la station ; elles oscillent entre 22 °C et 28,89°C. En effet, les températures des eaux affichent des variations similaires dans les 03 stations d'études et montrent l'existence d'un cycle saisonnier avec deux périodes bien distinctes. Une froide allant d'octobre à février, avec un minimum de 22°C enregistré durant le mois de décembre dans la Baie de Stora, et l'autre chaude, qui s`étale du mois Mars à septembre avec un maximum de 28,89 °C relevé à Mollo. Cet écart de température est le reflet du caractère méditerranéen de la région ou les contrastes entre saisons froide et chaude sont très sévères. Les fluctuations de ce paramètre abiotique sont liées aux conditions météorologiques car la couche superficielle est soumise à l'influence directe du climat régional. Néanmoins, les valeurs obtenues sont saisonnières et également en conformité avec celles enregistrées en périodes ultérieures, notamment pour l'ancien port de Skikda et les sites avoisinants (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003 ; Mezedjri et *al.*, 2008 ; Boudelaa et Medjram, 2011 ; Rouidi, 2013), ainsi que dans d'autres sites de la méditerranée, notamment dans la baie d'Annaba (Ounissi et *al.*, 1998 ; Bouhayene, 2002; Ouali et *al.*, 2018) et de Port-Cros en France (Augier *et al.*,1980).

Les températures enregistrées dans le Golfe de Skikda semblent être favorables au développement de *Posidonia oceanica* ; car cette dernière supporterait des Températures variant de 10 à 22°C selon Den Hartog (1971) et de 10 à 28°C selon Boudouresque et Meinesz (1982) ; son optimum se situe entre 17 et 20°C. Selon Augier *et al.*, 1980, elle est eurytherme, ce qui lui permet de coloniser de grandes surfaces de l'étage infralittoral. Une priorité a été donnée à la température lors de la réalisation des travaux de cette thèse, en considérant le fait que les poissons marins sont ectothermes conditionnant ainsi leur physiologie et doivent mettre en place des mécanismes d'osmorégulation spécifiques pour assurer leur régulation ionique

dans le milieu hypertonique où ils évoluent. Chez les téléostéens marins, les températures optimales (17°C et 20°C), correspondent respectivement à la température où l'efficacité de conversion alimentaire va impacter la physiologie digestive des poissons (Imsland et *al.*, 2001).

La salinité conditionne la répartition et la dynamique des espèces (Verschuren *et al.*, 2000 ; Llansò et *al.*, 2002 ; Teske et Wooldridge, 2003; Pasquaud, 2006; Miller *et al.*, 2010). Les variations halines dans la zone d'étude font ressortir des similitudes saisonnières en relation directe avec les variations climatiques de la région. Le suivi temporel de la salinité, met en évidence une phase haline croissante de mars à aout en relation directe avec la période sèche et chaude ou un maximum de 39,9.26 ‰ est noté à l'Île de Srigina durant la saison estivale et une phase haline légèrement décroissante avec un minimum de 36.2‰ enregistrée à Mollo, coïncidant avec la période humide ; cette baisse de la salinité est due principalement à la chute de la température et à l'arrivée des eaux douces continentales qui sont en liaison avec l'abondance des pluies qui diluent l'eau de mer.

Des résultats similaires dans le golfe de Skikda ont été rapportés par de nombreux auteurs (Rouidi, 2002 et Gueddah, 2003; Boucetta, 2010 ; Maatala et *al.*, 2014; Bouhaine, 2015 ; Guemouda, 2015). En revanche, dans le littoral oranais ils ont enregistré des fluctuations qui varient entre 36,17 et 37,67 psu (Rouane-Hacene, 2013) ; Des valeurs inférieures 20 et 30 psu ont été enregistrées respectivement à Oran et Mostaganem (Remili et Kerfouf, 2013). La salinité mesurée dans les différentes stations de prélèvement semble être en accord avec les moyennes observées en mer Méditerranée et avec celles mesurées habituellement sur les côtes algériennes (Ounissi et Frehi, 1999). Les résultats montrent que les sédiments de la zone d'étude sont de type salin et que la salinité élevée serait liée à une forte minéralisation des métaux dans les sédiments (Barry, 2003, Camara et Diall, 2007, Onivogui *et al.*, 2013).

Par ailleurs, la salinité rencontrée dans le Golfe serait satisfaisante pour le développement normal de *Posidonia oceanica.* Selon l'étude de Fernández-Torquemada et Sánchez-Lizaso (2005), *P. oceanica* est une des espèces de magnoliophytes les plus sensibles aux variations de salinité ; ceci étant, peut-être, lié à la stabilité importante de ce facteur dans son habitat d'origine. La salinité optimale pour la croissance des limbes de *P. oceanica* se situe entre 25 et 39 ‰, suggérant une plus grande tolérance à la diminution plutôt qu'à l'augmentation de salinité ; la salinité moyenne en Méditerranée étant proche de 38 ‰ (Béthoux et Gentili, 1996). Toutefois, la présence de *Posidonia oceanica*, dans des régions de Méditerranée où la salinité fait plus de 40 ‰ (Marine Research Center, 1982 ; Zaouali, 1982 ; Pergent et Zaouali 1992 ; Pergent *et al.*, 2001), suggère que l'espèce est capable de supporter des taux importants de salinité en fonction de la population, de l'écotype, de la localisation et des conditions préliminaires considérées (Benjamin *et al.*, 1999; Kamermans *et al.*, 1999; Vermaat *et al.*, 2000). Au-delà de certains niveaux de salinité (moins de 29 ‰ et plus de 42 ‰) *P. oceanica* présente une mortalité importante pouvant aller jusqu'à 100 % à une salinité de 50 ‰. Cependant, les phénomènes induits par les variations de salinité semblent réversibles si la période de stress est de courte durée (Fernández-Torquemada et Sánchez-Lizaso, 2005).

Le pH représente la concentration des ions hydrogènes dans une solution. Cette mesure est importante car le pH régit un grand nombre d'équilibres physico-chimiques. Le pH des eaux varie en fonction du système bicarbonates-carbonates. Dans les eaux peu soumises à l'activité humaine, le pH dépend de l'origine de ces eaux et de la nature géologique du milieu. Il est indissociable des valeurs de la température, de la salinité et du taux du CO2 (Nisbet et Verneau, 1970) ; la minéralisation de la matière organique provoque, selon Golterman (1995) une chute du pH. Le pH est un des paramètres clés du

comportement des métaux dans les systèmes aquatiques. Il influe sur la partition entre phases dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent, c'est-à-dire la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité et donc sur le taux de leur accumulation par les organismes tout en modifiant la forme du métal et en agissant sur la physiologie des organismes (Bryan, 1979). Les métaux lourds peuvent être mobilisés en cas de modification des conditions environnementales. Il est connu qu'un métal se solubilise davantage à bas pH (Schwe1imann, 1991; Ko et Lee, 2010). Dans des eaux neutres ou basiques, ils précipitent et s'accumulent principalement dans la phase solide (boues). L'analyse de ces boues permet ainsi d'obtenir une vue de l'ensemble des déversements en métaux lourds qui ont eu lieu, tant en nature qu'en quantité. Il existe un pH au-dessus duquel les métaux sont brusquement relargués ; ce pH est différent selon le métal considéré. Le pH, en plus de réguler les concentrations ou la spéciation d'espèces mineures telles que les métaux, il exerce une régulation des réactions enzymatiques (Aminot et Keroual, 2004). On admet généralement, qu'un pH naturel situé entre 6,5 et 8,5 caractérise des eaux où la vie se développe de manière optimale.

Les mesures du pH durant la période d'étude n'ont pas montré d'importantes fluctuations spatio-temporelles. D'une manière générale, pour l'ensemble des stations le pH est légèrement alcalin. Ces résultats sont assez semblables aux valeurs signalées dans des travaux antérieurs réalisés dans le golfe d'Annaba (Dahel, 2009 ; Sifi, 2009 ; Hamdani, 2012), au niveau des deux baies de Skikda et de Collo (Mézédjri et al., 2008 ; Boudelaa et Medjram, 2011 ; Rouidi, 2013) dans le littoral occidental algérien (Rouane-Hacene, 2015 ; Remili et Kerfouf, 2013). Cependant, le pH de tous les sites est dans la limite acceptable (entre 6 et 9) par la Communauté Européenne (CE, 1975).

Selon Barnabé (1991), les eaux côtières méditerranéennes ont un pH qui varie entre 7,9 et 8,3. En effet, la disponibilité des métaux est très importante quand le milieu est alcalin (Barry, 2003; Camara et Diall, 2007 ; Onivogui et *al.*, 2013).

Les concentrations en oxygène dissous constituent, avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique. L'oxygène est le paramètre le plus sensible à la pollution ; il est donc un bon indicateur de la santé d`un écosystème (Bourlange, 2000) et sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution. Elle est considérée comme un facteur limitant pour les écosystèmes limnique et marin. Elle revêt une importance fondamentale au plan écologique car elle conditionne la vie des organismes hétérotrophes dans les biotopes aquatiques. Cette teneur dépend de plusieurs paramètres physico-chimiques (Ramade F, 2011) et sa concentration évolue en fonction de l'activité biologique des micro-organismes (Chaouay et *al.*, 2016), l`équilibre photosynthèse-respiration Khattabi (2002) et en fonction de la température et la salinité (Furenstin, 1957).

Les teneurs en oxygène dissous montrent des fluctuations saisonnières illustrées par des valeurs assez élevées en période hivernale et printanière relevées dans les stations Ile de Srigina et Baie de Stora où les eaux bénéficient d'un renouvellement. Dans la station Mollo, les valeurs minimales de l'oxygène dissous sont obtenues en période estivale. La forte oxygénation du milieu, relevée en période hivernale et printanière dans les stations de l'Ile de Srigina et Baie de Stora, est due, aux basses de températures et aux agitations mécaniques provoquées par les vents. Selon Autoine et Bowker (1996), des facteurs interviennent dans le contrôle de la concentration en oxygène dissous de l'eau. Nos résultats sont conformes à ceux trouvés dans les golfes d'Annaba et Skikda et la baie de Collo (Guemouda, 2015), dans la baie d'Alger (Bachari-Houma (2011), et dans la côte Oranaise (Rouane-Hacene, 2013). Les faibles valeurs en oxygène

dissous enregistrées dans la station Mollo, seraient aussi liées aux rejets industriels de la plateforme pétrochimique et aux rejets de la centrale thermique.

Par ailleurs, la baisse du taux d'oxygène dissous relevées en période estivale serait, en revanche, liée non seulement à la forte élévation de la température et la salinité mais aussi à la respiration des organismes aquatiques vivants (faune, flore immergée) et au calme hydrodynamique, qui empêche le brassage de l'eau (Lacaze, 1996). A cela s'ajoute la dégradation bactérienne des détritus qui consomment énormément d'oxygène, à raison de 1 g d'O_2/Kg de matière sèche (Belaud, 1996). Ce qui nous permet de dire que, durant la période d'étude, les eaux du golfe, à l'exception de celles de la station Mollo, sont globalement de qualité bonne à acceptable si on se réfère aux normes recommandées pour les eaux marines.

Le tableau ci-dessous nous permet d'établir une comparaison entre les résultats qui se rapportent au golfe de Skikda pour la température, la salinité, l'oxygène dissous et le pH avec d'autres résultats réalisés sur les baies Algériennes. Nos résultats montrent qu'en général, du point de vu thermique, pH et salinité les eaux du golfe de Skikda ne présentent aucune altération. Leur qualité sur le littoral peut être considérée comme conforme aux normes de communauté européenne (1975).

Tableau 21. Représentation comparative des résultats obtenus (physico-chimique) avec ceux d'autre baie d'Algérie.

	T (°C)	S (‰)	pH	O_2 (%)	Références
Baie D'Annaba	19.31	36.84	7.84	54.04	Ouali (2006)
Baie D'Annaba	19.90				Frehi (2007)
Baie D'El Djmila (Alger)	19.73	36.53	7.92	-	Hamdi & Ait Kaci (2008)
Port d'Alger	20.55	32.7	6.88	3.2mg/l	Laama (2009)
Baie D'Annaba	20.80	39.15 g/l		6.84mg/l	Hadj-Moussa (2009)
Baie D'Oran	21.3	34.3	8.21	2.59	Remmili et Kerfouf (2013)
Baie de Mostaganem	18.5	35.8	7.93	2.90	
Baie d'Annaba	18.20	37.2	7.86	64	Belabed et al. (2013b)
Côte de Souk Tlata (Tlemcen)	18.40	-	8.26	-	Hachemaoui (2014)
Baie D'Annaba	22	-	8.15	3.8 mg/l	Boudraa et al. (2014)
Baie D'Annaba	19.82	33.82	-	8.07mg/l	Bouzenda et al (2017)
Baie D'Annaba	19.46	36.36	7.76	51.86	Ouali et al (2018)
Plagesafsaf (Golfe Skikda)	28,58	39	8,16	/	Hamidi, 1997
Port de pêche (Golfe Skikda)	26,3	39,6	8,14	/	
Plage Mollo (Golfe Skikda)	26,28	39,8	8,16	/	
Baie de Skikda	27.09	40.23	8.15	50.06	Gueddah (2003)
Golfe de Skikda	26,3	37,9	8,13	-	Maatala et al. (2014)
Golfe de Skikda	13	33,2	7,52-8,85	-	Bouhaine (2015)
Golfe de Skikda	20,5	36,97	-	-	Boucetta (2010)
Golfe de Skikda	**19.46**	**36.36**	**7.76**	**51.86**	**Présente étude**
CE	**-**	**-**	**6-9**	**80-120%**	**1975**

Les ETM dans le sédiment

Le sédiment est un récepteur naturel majeur de contaminants (Wen et *al.*, 1999). Plusieurs études ont été mené sur les sédiments pollués, pour détecter la présence de polluants et évaluer leur concentration (Fôstner, 1990 ;Calmane, 1996…).

Cette contamination métallique des sédiments constitue un danger pour l'eau, les espèces vivantes et pour la santé de l'homme (Förstner et *al.*, 1981 ; Boucheseiche et *al.*, 2002). La gestion de la qualité des milieux aquatiques et en particulier de leur phase sédimentaire est devenue une priorité pour de nombreux pays. Les métaux étudiés sont (Pb), (Cd), (Zn), (Cu), leur désorption de la matrice sédimentaire, leur diffusion dans la colonne d'eau, leur accumulation et leur transfert à différents niveaux de la chaîne marine peut les rendre toxiques à une certaine teneur **(**Ribeyre et *al* 1979).

Les résultats relatifs à la fluctuation spatio-temporelle en éléments traces dans les sédiments superficiels montrent l'existence des différences significatives ($p \leq 0.05$) pour les cinq métaux traces étudiés ; ce qui confirme que le comportement des différents métaux traces n'est pas le même au niveau du sédiment superficiel et l'accumulation diffère également d'une station à l'autre et d'une saison à une autre. Les fortes valeurs ont été, notamment, obtenues durant la période de crue, et les faibles valeurs en période de décrue. L'ordre d'abondance des éléments est donc le suivant : Cr> Zn> Pb> Cu> Cd et cela, quelle que soit la saison. Cet enrichissement en éléments traces métalliques est à mettre en relation avec les apports des eaux industrielles et urbaines qui se déversent dans la station Mollo. En effet, le Pb, Cd, Cr, Cu et Zn sont des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain et industriel (Bennasser et *al.*, 2000 ; El Morhit et *al.*, 2008). Habituellement le zinc est rencontré en association avec le plomb, le cuivre et le cadmium. Le cadmium est un métal que l'on trouve habituellement dans des gisements de plomb, de cuivre ou de zinc; puisque le cadmium est un sous-produit du traitement des concentrés de zinc, sa production dépend de la demande en zinc (Burnol, 2006).

Les résultats obtenus nous conduisent à établir également les ordres d'enrichissement des stations pour chaque métal, le résultat est le suivant : Mollo > Île de Srigina> Baie de Stora. La station de Mollo est la plus contaminée; ceci pourrait être lié, d'une part, à sa situation particulière dans le Golfe et d'autre part à sa proximité de l'Oued Saf-saf. En aval, l'oued Saf-Saf a connu une dégradation de la qualité de ses eaux, à cause des rejets domestiques des agglomérations d'El Harrouch, Salah Bouchaour, Ramdane Djamel, Beni Bachir et une partie des rejets de la ville de Skikda par le biais de l'oued Zeramna, qui déverse dans le Saf-Saf. Plus en aval, sur le tronçon de la zone industrielle, l'oued Saf-Saf reçoit les rejets des unités de la plateforme pétrochimique de Skikda et de la centrale thermique électrique (CTE) sans aucun traitement préalable. D'après un rapport du service de l'environnement de Skikda (1999), le complexe des matières plastiques (CP1/K) rejette des produits toxiques. Depuis les pressions anthropiques et l'implantation de différentes activités industrielles, économiques et touristiques, l'oued Saf-saf constitue le principal cours d'eau de la région de Skikda qui subit et continue à subir d'importantes dégradations en raison des rejets industriels bruts ; de la même manière, la ville de Skikda ne possède qu'un réseau d'égouts unitaire, où les eaux usées sont rejetées, soit

dans les principales rivières menant à la baie ou directement à la mer. Ces dégradations se sont répercutées sur la répartition des éléments métalliques dans le sédiment et dans les organismes étudiés (herbier de posidonie ; poisson).

En revanche, Cette contamination reflète probablement l'impact direct de sources naturelles (érosion naturelle, lessivage des sols) et / ou à d'autres activités industrielles (Conditionnement du poisson, société nationale de marbre ENA, cimenteries Hadjer Soud, grandes unités agro-alimentaires, emballage métallique à Azzaba) développées autour de la ville de Skikda. Ces eaux qui sont collectées et évacuées vers la rivière pour atteindre la mer sans aucun traitement préalable. D'autre part, la contamination des sédiments de la station de Mollo pourrait s'expliquer par la présence d'un courant général plus proche de la côte, provoquant l'écoulement des contaminants vers l'est (LEM., 1996). Les courants et l'hydrodynamisme influencent indubitablement la distribution spatiale des contaminants dans le milieu marin.

La présence du port de pêche, qui est soumis à diverses sources de pollution liées aux rejets urbains dans le port en plus des eaux de lavage des chalutiers et des sardiniers, est une source de pollution potentielle de la baie de Stora.

Par ailleurs, il faut s'interroger sur l'origine de la présence de contamination des sédiments de l'Île de Srigina située dans l'extrême Ouest du Golfe et qui est censée être moins exposée aux activités humaines. La contamination métallique des sédiments de cette dernière peut s'expliquer par les eaux urbaines drainées par l'Oued Guebli qui sont ensuite déversées dans la Baie de Collo pour ensuite être transportées par les courants vers l'Île de Srigina ; ces polluants peuvent s'accumuler dans cette partie semi-fermée du golfe. Par ailleurs, l'hypothèse géologique peut être aussi retenue (terrains d'origine volcanique ?!!!).

L'analyse en composante principale (ACP) réalisée à partir des données obtenues nous a permis d'établir une corrélation entre les paramètres physico-chimiques, la position des stations d'étude et l'effet de la saison sur l'accumulation des métaux lourds dans le sédiment de surface. Les résultats montrent une séparation de la station Mollo des deux autres stations (Baie de Stora et Île de Srigina) et une nette corrélation entre la température et la salinité des eaux et le facteur F1 ; ce dernier représente l'influence de la dilution des eaux de la station Mollo dû à une intrusion des eaux douces d'Oued Saf-Saf sur le phénomène d'adsorption des métaux lourds. Le facteur F1 représente le facteur anthropique, car ces métaux sont associés aux apports de polluants.

Selon Serpaud et *al.*, (1994), à l'exception du plomb, l'effet de la température sur la capacité d'adsorption des sédiments n'est pas très significatif dans l'intervalle (10-30°C). En revanche, ils ont noté une diminution de l'adsorption entre 30°C et 40°C, surtout dans le cas de Cu, Zn et Cd. Compte tenu du caractère exothermique des réactions de sorption, une augmentation de la température entraînerait une diminution de l'adsorption (Weber, 1972 cité par Serpaud et al., 1994). Ceci pourrait s'expliquer par, des comportements d'adsorptions des ETM comparables dans le sédiment vis à vis de la variation de la température de l'eau de mer du golfe de Skikda.

Les résultats obtenus par le présent travail confirment une contamination polymétallique dominée par trois éléments (Cd, Pb et Cr) et dans une moindre mesure par le Zn. A l'exception du cuivre, toutes les stations considérées présentent un IC supérieur à 3 et inférieur à 10. Toutefois, l'indice *PLI* reste supérieur à 1, pour les 5 ETM, ce qui caractérise une pollution

anthropique. Le littoral de Skikda, subit une forte pression anthropique, où les rejets des eaux usées de la ville se déversent en mer sans traitement préalable dans une station d'épuration (CNERU, 2004 a.).

Le **cadmium** est surtout présent dans les trois stations et plus particulièrement dans la station périurbaine (Mollo) où la contamination du sédiment par cet ETM est relativement élevée. Le cadmium provient essentiellement des activités industrielles pétrochimiques (Sonatrach et la raffinerie de pétrole) ou métallurgiques (emballage métallique à Azzaba) ainsi que la proximité du port et de la réserve de carburant et la circulation des bateaux… La localisation particulière de la Baie de Stora pourrait jouer en faveur de cette accumulation en cadmium dans le sédiment. Toutefois, il n'est pas exclu que cet enrichissement du sédiment soit lié aux activités agricoles.

D'une façon générale, les eaux ne contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre. Lorsque des teneurs plus élevées sont rencontrées dans les eaux superficielles et /ou dans les sédiments, l'origine du Cd doit être recherchée dans les effluents industriels. Il est très utilisé dans diverses industries telles que l'industrie de fabrication des engrais phosphatés (Le Goff et Bonnomet, 2004). Ce métal, naturellement en concentrations très faibles, est à 99,4 % d'origine anthropique (Migon et Caccia, 1990 ; Migon et Caccia, 1993). Le cadmium se volatilise facilement dans 'atmosphère et retombe sur le sol sous forme de poussières ou au cours de précipitations. On retrouve un gradient de contamination des sols autour des aires industrielles et urbanisées et sa concentration décroit rapidement avec l'augmentation de la distance à la source (Nations-Unies, INCHEM 2011).

Le **Plomb** est un élément non essentiel qui est toxique. Durant la campagne annuelle, la quantification saisonnière de ce dernier, dans le sédiment, a montré des teneurs élevées significatives *(*P<0,05)* dans les trois stations. Les plus fortes teneurs en Pb sont localisées dans la station Mollo ; ces dernières proviendraient des activités notamment pétrochimiques, des déchets industriels et principalement les rejets du complexe de fabrication des engrais phosphatés et des produits phytosanitaires, du fait que l'agglomération Skikdoise est réputée pour ses activités industrielle et agricole. Cet métal est ensuite rencontré dans la station située en zone « périurbaine » telle que Mollo et « portuaire » telle que la Baiede Stora et dans une moindre mesure à l'Île de Srigina. Par ailleurs, Le plomb, accompagne également l'usage de peintures protégeant la coque des bateaux contre les algues et coquillages.

En effet, la contamination des sédiments du golfe de Skikda nous laisse penser que l'origine anthropique de cette pollution par ce métal est indéniable ; du fait que la zone d'étude est située à proximité d'un axe routier important, car cet élément est utilisé comme antidétonant dans l'essence (Fernex et *al.,* 1995 ; Li et *al.,* 2003). Selon Chiffoleau (2001), les apports de plomb dans les eaux continentales se font majoritairement par voix atmosphérique. En effet, les carburants automobiles ont également longtemps été la cause d'une dissémination importante de plomb dans l'atmosphère au niveau des aires urbanisées. Les particules de plomb se déposant là encore sur la ville mais aussi aux alentours proches. A ceci s'ajoute l'activité touristique importante en période estivale (Diop et *al.,* 2015).

Le **chrome** était présent durant toute la période d'étude et dans les trois sites étudiés. Le test ANOVA, montre l'existence de différences significatives *(*p <0,05)* entre les stations et les

saisons en ce qui concerne les teneurs en chrome enregistrées dans le cadre de cette étude. Cet ETM est ensuite rencontré en fortes concentrations dans la zone « périurbaine » telle que Mollo. Belabed (2007) signale une forte présence de Cr dans les sites périurbains ou les indices de contamination relevés dépassent la valeur 8 et classe le sédiment superficiel de cette partie du Golfe dans la catégorie 2, c'est-à-dire contaminé par ce métal. Les valeurs alarmantes en Chrome rencontrées dans le Golfe de Skikda s'expliqueraient par l'industrie qui caractérise la région d'étude ; qui rejette leurs déchets industriels essentiellement du textile qui caractérise la région de Azzaba ainsi que les eaux résiduaires rejetées par le complexe SONATRACH dans l'oued Saf-Saf et contribuent à polluer les eaux du golfe de Skikda. En revanche, la contamination des sédiments de la Baie de Stora et de l'Ile de Srigina pourrait s'expliquer par les activités portuaires (port de pêche, port mixte) ainsi que les eaux urbaines et domestiques drainées par oued Guebli qui se jette dans la Baie de Collo. Gharsallah (2002) signale la présence de chrome dans le sédiment du golfe d'Annaba mais à des teneurs moins élevées que celles rencontrées par Belabed (2007). Le chrome est un des métaux les plus utilisés dans le monde et peut donc être rejeté en quantités significatives dans l'atmosphère et les milieux aquatiques et sa toxicité dépend de sa forme chimique. Ce métal est principalement utilisé pour le chromage, la fabrication d'alliages, d'agents oxydants, d'inhibiteurs de la corrosion (par ajout de certains de ses composés à l'eau industrielle de refroidissement comme élément anticorrosion) (Gaujous, 1995).

Selon certains auteurs, ce métal, en plus de son origine géologique pourrait provenir de la sédimentation d'organismes morts (Rain et Fernex, 1981 ; Anagnostou et *al.*, 1998 ; Boguer et *al.*, 1998). Chiffoleau et *al.*, (1994) rapportent la présence de concentrations élevées en chrome au large de la méditerranée et chez les Diatomées.

Le **zinc** est un élément essentiel mais peut devenir toxique à une certaine concentration ; il est l'élément le plus abondant dans les sédiments analysés. La présence de zinc est forte dans les stations Mollo et dans une moindre mesure la Baie de Store. La contamination des stations périurbaines aurait pour origine les nombreux émissaires d'eaux usées dont ces zones sont les réceptacles. Le test nous a permis d'observer une différence spatiale très hautement significative (***$p<0.001$) vis-à-vis les concentrations de ce dernier dans les sédiments superficiels.
Dans les sédiments portuaires ou côtiers, la teneur en Zinc dans les feuilles mures de la posidonie peut s'expliquer par la remise en suspension du Zinc déposé sur les sédiments lors des événements climatiques, des peintures antisalissures dans la protection des bateaux ainsi que des différentes opérations de réparations navales. Dans le milieu marin, le zinc proviendrait des produits pharmaceutiques ou domestiques, des conduites d'eau, des peintures, des piles et des traitements de surface (Tran, 2009) et de plusieurs sources industrielles (Savary, 2003). Cependant, elle peut provenir aussi, des sources domestiques et agricoles (Ramade, 1998). Effectivement, l'existence de différentes zones industrielles dans le site d'étude peut expliquer les concentrations élevées en Zn. Néanmoins, il nous semble que la zone industrielle, située à quelques mètres de l'embouchure de l'oued, a un impact direct. Les pratiques culturales concourent également, à l'enrichissement de l'eau en cet élément suite à l'utilisation des pesticides et des engrais phosphatés.

Nous notons, par ailleurs, que les valeurs rapportées par Hariti et Laroussi (2000) et Gharsallah (2002) sont plus élevées que celles de la présente étude ; à Skikda, les valeurs rapportées dans l'ancien port et le port de pêche (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003) sont nettement plus basses que celles relevées par Belabed (2008) dans le littoral d'Annaba. Les deux éléments traces, cuivre et

zinc font partie des oligo-éléments indispensables pour les organismes vivants et de ce fait leurs teneurs varieraient en fonction de certaines activités biologiques, telles que la maturation sexuelle chez certaines espèces de poissons et la respiration chez la moule (Lafaurie et *al.*, 1980).

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

Le **cuivre** présente des concentrations relativement faibles, cependant, nous ne pouvons rien dire sur la qualité de sédiment des stations étudiées vis-à-vis de cet élément, à l'exception des pics notés respectivement au printemps et en automne dans les échantillons de la station Mollo. Les niveaux de cuivre rencontrés durant la campagne et dans les trois sites diffèrent de manière significative (**p <0,01). Dans le cas de contamination des milieux aquatiques, le cuivre provient majoritairement de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de cuivre (13%) et des rejets d'eaux usées (Pichard et *al.*, 2005) ; le cuivre entre dans la composition de nombreux produits phytosanitaires (insecticides, fongicides, algicides) (Nakhlé, 2005). L'utilisation de peinture antisalissure (anti-fouling) constitue également une source importante de cuivre en zone portuaire (Konstantinou et Albanis, 2004).

Dans le sédiment du golfe de Skikda, (LEM, 1998 ; Gueddah, 2003) les teneurs en cuivre sont cinq fois plus élevées que celles que nous obtenons dans la présente étude ; nos valeurs sont similaires à celles signalées par Boutaiba-Tréa (2016) dans le golfe d'Annaba. Hariti et Laroissi (2000), Gharsalah (2002) et Belabed (2008) rapportent des teneurs en cuivre encore plus élevées que celles obtenus dans le présent travail.

Selon Forstner et Wittman (1981), une fraction importante des ETM présents dans l'environnement aquatique est associée d'une manière réversible aux sédiments superficiels. En absence de toute influence anthropique l'écorce terrestre renferme une certaine concentration en ETM dite teneur naturelle. Cette teneur naturelle en ETM varie avec le type de roche et la localisation géographique. Donc la seule présence d'un métal lourd dans l'environnement n'est pas suffisante pour l'évaluation de son impact. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux de concentrations anormalement élevées par rapport aux normes.

Globalement, les teneurs obtenues dans le cadre de cette étude restent inférieures aux valeurs retenues par le Ministère de la Recherche, de la Technologie et de l'Environnement (MRTED, 1991) mais elles sont toutefois supérieures aux normes françaises (ABRMC. 1991), à l'exception du cuivre. (Tableau. 22).

Tableau 22. Concentration des métaux lourds rencontrés dans les sédiments superficiels de différentes

Area	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	References
Gabes Gulf Tunisia (mg/kg)	5.2 – 7165	3.8 – 13.9	0.11 – 950		9 – 69.3	El Zrelli et *al.*, 2016
San Pietro Island Italy ($\mu g \cdot g^{-1}$)	0.49	1.45		3.91	167	Di Leo et *al.*, 2013
Annaba harbor, Algeria ($\mu g \cdot g^{-1}$)	190.23 - 301.17	15.01 -60.32	10.04 -186.19	0.9 - 2.62		Belabed et *al.*, 2013
Toulon Harbor ($\mu g \cdot g^{-1}$)	15 - 1880	5.8 - 1080	14 - 710	0.004 -3.4		Tessier, 2011
Skikda, Ancient harbor (Algeria) (mg/ kg)	166.51	59.64	118.73	< 10	67.89	LEM, 1998
Skikda Gulf, Algeria ($\mu g \cdot g^{-1}$)	150.38	23.34	75.99	4.05	143.28	Present study
French Standards	88	26	22	3	45	ABRMC, 1991
Algerian recommendations	500	150	250	3	250	MRTD, 1991

zones marines méditerranéennes

- **Les ETM dans les feuilles adultes de *Posidonia oceanica***

L'évaluation de la bioaccumulation des métaux dans les réseaux trophiques marins est souvent ambiguë. Comme de nombreux magnoliophytes, *Posidonia oceanica* possède à la fois un fort pouvoir de concentration en oligo-éléments ; ce pouvoir de concentration est proportionnel aux concentrations présentes dans l'environnement (Lewis et Devereux, 2009). Ce végétal montre une bonne résistance à la contamination métallique car l'espèce reste à proximité de sources importantes. De plus, *Posidonia oceanica* est souvent considérée comme un bio-indicateur de la contamination par les métaux sur de longues périodes (Meinesz et Laurent, 1978 ; Conti et *al.*, 2010). Les herbiers de *Posidonia oceanica* sont organisés en de nombreux réseaux alimentaires complexes, dont la plupart commencent par la consommation de feuilles de *P. oceanica* et des épiphytes qui leur sont associées (Pergent-Martini et Pergent, 2000). Étant donné que les espèces animales commercialisées font partie des brouteurs connus ou

potentiels de *P. oceanica,* l'étude des métaux de cette espèce présente non seulement un intérêt écotoxicologique mais également une préoccupation de santé publique.

Les résultats des dosages des ETM dans les feuilles adultes de *Posidonia oceanica* du Golfe de Skikda montrent que l'accumulation des ETM dans la plante est fonction de l'environnement, du métal et de la saison. L'ordre d'enrichissement total des échantillons d'herbiers par les éléments métalliques obéit à leur ordre de concentration dans les sédiments. En général, l'accumulation des ETM dans les feuilles adultes de l'herbier de Posidonie (quelle que soit la saison et la station d'échantillonnage) sont les suivant: Pb> Cr> Cu> Zn> Cd. Il convient de noter que les niveaux les plus élevés de métaux ont été enregistrés dans des échantillons d'herbiers prélevés à proximité des activités humaines, comme Mollo. La comparaison entre la bioaccumulation des ETM dans les tissus de la phanérogamme de la présente étude et d'autres phanérogames marines provenant d'autres sites révèle l'existence de différences potentielles d'accumulation entre les différentes espèces étudiées. Par ailleurs, les différences dans le mode d'accumulation de métaux traces dans les compartiments des plantes ont été signalés pour certains métaux chez *P. oceanica* et chez d'autres Phanérogammes marines (Tab. 25). De nombreux auteurs ont a rapporté les gradients de concentration suivants : Zn> Cu>Cd> Pb> Cr (Luy et *al.*, 2012; Warnau et *al.*, 1995; Schlacher-Hoenlinger et Schlacher, 1998; Campanella et *al.*, 2001; Conti et *al.*, 2010 ; Boutabia-Trea Saliha et *al.*, 2017) et Zn> Cu>Pb> Cd> Cr (Pergent-Martini, 1994) et Zn> Pb>Cu> Cd> Cr (Ledent et *al.*, 1993 ; Malea et Haritonidis, 1989).

L'accumulation et la mobilisation d'un métal donné seront différentes selon la plante examinée (Brinkhuis et *al.*, 1980). A titre d'exemple, Malea et Haritonidis (1989, 1995) rapportent que, par rapport à *Posidonia oceanica*, chez l'espèce *Cymodocea nodosa* s'accumule préférentiellement zinc (Zn) et plomb (Pb) bien que le phénomène inverse ait été observé pour le cuivre (Cu) et le cadmium (Cd). Enfin, il semblerait que la capacité des tissus de *Posidonia oceanica* du golfe de Skikda pour accumuler le plomb, est similaire à celle observée pour *Halophila stipulacea* ou *Cymodocea nodosa* (Tab. 23).

Tableau 23. Concentrations relatives de différents métaux selon les espèces. Échantillonnage effectué sur le golfe de Skikda et d'autres sites pour lesquels la source de pollution n'est pas identifiée

Espèces	Concentration du métal	Référence
Posidonia oceanica	Zn> Pb> Cu >Cd	Chabert et *al.*, (1983, 1989)
	Zn> Pb> Cu >Cd	Malea and Haritonidis (1989)
	Zn>Mn>Fe>Ni>Cu>Cr>Cd	Catsiki and Bei (1992)
	Zn>Fe>Pb>Cu>Ti>Cd>Cr	Ledent et al., (1993)
	Zn>Fe>Cu>Pb>Cd>Cr	Pergent-Martini (1994)
	Pb>Cr>Zn>Cu>Cd	**Présente étude**
Halophila stipulacea	Mg>Fe>Mn>Zn>Cd	Wehbeh (1984)
	Na>Ca>K>Mg>Fe>Pb>Zn>Cd>Cu	Malea (1994a)
Cymodocea nodosa	Zn>Pb>Cu>Cd	Chabert et *al.*, (1983, 1989)
	Ca>Na>K>Mg>Fe>Pb>Zn>Cd>Cu	Malea and Haritonidis (1995)

D'après les différentes analyses effectuées lors du présent travail, nous constatons que le cadmium, par rapport aux autres métaux, est moins accumulé par cette magnoliophyte marine. Rappelons, à cet effet, que le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants (Chiffoleau, 2001). Sa présence dans les feuilles examinées signifie que l'eau des stations choisis subit une pollution par le cadmium. Il est connu que le sédiment pourrait agir comme source de contamination pour les organismes (Villares *et al.*, 2001). D'après Brinkhuis *et al.*, (1980), les macrophytes marines absorbent les métaux soit à travers la surface de leurs feuilles (par absorption directe à partir de l'eau), soit à travers leurs racines (à partir du sédiment et l'eau interstitielle). Par ailleurs, le fait de ne pas trouver de corrélations entre les teneurs en cadmium des racines de posidonie et celles du sédiment suggérerait que le cadmium contenu dans les tissus de posidonie est le reflet du cadmium contenu dans l'eau (Tabl. 24). La contamination des tissus de cette plante par le cadmium pourrait s'expliquer par certains auteurs par son mode d'absorption; du fait que le Cd pénètre dans la plante essentiellement par les feuilles selon un mode d'absorption passif qui dépend de la surface de la feuille : c'est par la suite que cet élément se dirige vers les racines et les rhizomes (Brinkhuis et *al.*, 1980 ; Ward. 1989). Di Leo et *al.*, (2013) trouvent l'existence de corrélations positives significatives entre les concentrations de Cd dans les feuilles et les racines de *P. oceanica*.

Ce qui est très remarquable, ce sont les fortes concentrations de Pb et de Cr trouvées dans tous les échantillons de l'herbier de mer de tous les sites d'échantillonnés. Ces valeurs alarmantes en Chrome et en plomb peuvent s'expliquer par l'existence de ces derniers dans l'environnement. La présence de corrélations entre les teneurs en Pb au niveau des feuilles de la plante et entre le Cr et le Cd du sédiment indiquerait leur origine commune. La contamination donc des tissus de *P. oceanica* par ces éléments reflète en fait la contamination du milieu.

Dans les écosystèmes marins, de grandes quantités de Pb proviennent de la pollution atmosphérique, des gaz d'échappement de voiture (Di Tullio et *al.*, 1993). Leur teneur dans l'eau de mer est considérable du fait de leur dépôt, pendant des années, dans le sédiment (Finden & Joksimović et *al.*, 1948) pour ensuite être absorbés naturellement par les herbiers (Lafabrie et *al.*, 2007). Le plomb est un élément réputé peu mobile par rapport à d'autres métaux traces tels que le cadmium. Son cycle

biogéochimique dépend des caractéristiques physico-chimiques du sédiment. Il tend à former des complexes particulièrement stables, en conséquence, il va être stocké en grande partie dans le sédiment (Bourrelier et Berthelin, 1998). Quant au Cr, il est présent à de fortes concentrations dans ces mêmes tissus uniquement dans les sites où ses teneurs sont élevées.

En ce qui concerne les teneurs en Zn et en Cu enregistrées dans les feuilles adultes de la posidonie, elles s'expliqueraient par la spécification de leurs tissus photosynthétiques. Les feuilles adultes contiennent plus de zinc que de cuivre (Luy et *al.,* 2012). Selon Di Leo *et al.,* (2013) l'absence de corrélations entre les teneurs en Cu et en Zn au niveau des différents compartiments de la plante et entre le sédiment indiquerait que l'absorption de ces ETM se fait, comme suggéré par Lyngby et Brix, (1982), aussi bien par les feuilles que par les racines. Toutefois, le cuivre et le zinc sont essentiels pour la croissance et le métabolisme de la plante ; de ce fait leur accumulation serait affectée par les processus de régulation métabolique. En revanche, la concentration de ces oligo-éléments (Zn et Cu) suit un ordre décroissant, plaçant toujours le zinc avant le cuivre (Zn> Cu) (Molinier et Picard, 1952). Ces observations viennent conforter les résultats obtenus dans cette étude. En ce qui concerne le Cu, sa faible concentration dans les feuilles matures peut s'expliquer par son utilisation dans l'activité métabolique pendant la période de croissance des autres feuilles (feuilles intermédiaires et juvéniles) ; le cuivre est ainsi utilisé là où c'est nécessaire (Romero et *al.,* 2007). Par ailleurs, nos résultats montrent l'ordre d'accumulation biologique suivant : Pb>Cr>Zn>Cu>Cd, c.-à-d. une accumulation assez faible des ETM (Zn, Cu et Cd) par rapport aux autres métaux traces (Pb et Cr). Ces résultats ne concordent pas avec ceux rapportés dans bon nombre de travaux (Kaimoussi et *al.,* (2004) ; Ah-peng, (2003) ; Ater et *al.,* (2006), concernant l'accumulation du plomb ; ces auteurs signalent que le Zn s'accumule plus que les autres métaux lourds tels que le Cu et le Pb. De ce fait, leur accumulation serait affectée par les processus de régulation métaboliques de ce dernier sachant que le plomb n'a aucun rôle métabolique pour les plantes. De même, le Cu et le Zn sont essentiels pour la croissance et le métabolisme de la plante.

La comparaison de nos résultats avec ceux de la littérature des sites considérés comme non pollués (Warnau et *al.,* 1995 ; Campanella et *al.,* 2001 ; Di Leo et *al.,* 2013 ; Zakhama-Sraieb. R et *al..,* 2015) et pollués du golfe Antikyra -Grèce (Malea et *al.,* 1994), montre que les teneurs enregistrées dans le cadre de notre étude sont faibles pour le zinc et dans la gamme de variations pour le cuivre dans ces régions de la mer Méditerranée, en revanche les concentrations en plomb, cadmium et chrome sont largement supérieures.

La grille d'évaluation de la contamination de l'herbier de posidonie par les trois éléments (Pb, Cu et Cd) établie par Pergent-Martini et *al.,* (1999) ; Pasqualini et *al.,* 2001), nous permet de conclure que les différentes concentrations obtenues dans le cadre de cette étude sont anormales pour (Pb, Cu) et normales pour le Cd (Tab. 24). Ce résultat pourrait nous permettre de confirmer l'utilisation de l'espèce *Posidonia oceanica* comme bio indicatrice de référence dans la contamination par les métaux traces dans les écosystèmes côtiers.

Tableau 24. Moyennes et gammes de concentrations ($\mu g \cdot g^{-1}$ ps) dans les feuilles de *Posidonia oceanica* rapportées dans diverses études et interprétation des teneurs en métaux traces ($\mu g \cdot g^{-1}$ poids sec) mesurées dans les tissus foliaires de posidonie.

Area	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Reference

Annaba Gulf,Algeria	37,35	3,12	-	-	-	Boutabia-Trea Saliha et *al.*, 2017
Harbor El Kantaoui, Tunisia	50,06	7,41	1,6	0,83	14,77	Zakhama-Sraieb. R et *al..*, 2015
San Pietro Island Italy	167	3.91	- 1.45	- 0.49	- 14,77	Di Leo et *al.*, 2013
Sounion, Greece	70.9 ± 31.2	10.9 ± 2	-	-	5.46 ± 2 .47	Sanz-Lazaro et *al.*, 2012
Sicily, Italy	70.9 ± 31.2	11.7 ± 4.58	-	-	0.11 ± 0.03	Conti et *al.*, 2010
Favignana Island (Italy)	112 (105 - 118)	11.6 (5.7 - 20.2)	0.91 (0.70 - 1.18)	2.22 (1.13 - 2.78)	-	Campanella et *al*, 2001
Island of Ischia (Italy)	168	14.1	3.4	1	-	Schlacher-Hoenlinger and Schlacher, 1998
Calvi, Fran Marseille, Fran	154	10.2	5.96	2.3		Warnau et *al.*, 1995
Ischia, Italy	179	12.1	7.76	2.4	-	
	144	16.2	8.35	2.1		
Antikyra Gulf (Greece)	43.4 (27.1 - 97.7)	18 (2.8 - 148)	39.5 (10.5 - 123)	20.08 (2.7 - 44)	-	Malea et *al.*, 1994
Skikda Gulf, Algeria	**29.14 (8.52 - 40.17)**	**21.39 (6.07 - 52.44)**	**39.71 (7 .73 - 71.25)**	**1.5 (0.53 - 2.33)**	**35.52 (15.2 - 68.1)**	**Present Study**
Interpretation						Pergent-Martini et *al.*, 1999

Supernormal	-	< 10	< 5	< 1	-	and Pasqualini et *al.*, 2001
Normal	-	oct-14	10-mai	1.5 - 1	-	
Subnormal	-	14 - 20	oct-15	2.5 - 1.5	-	
Abnormal	-	> 20	> 15	> 2.5	-	

- ***Influence de la saison***

Plusieurs hypothèses peuvent être proposées pour expliquer le phénomène de variations saisonnière sur les niveaux d'éléments métalliques accumulés dans les tissus de *Posidonia oceanica*: l'existence de facteurs métaboliques, l'effet de l'âge des tissus, la dilution biologique et / ou des mécanismes de détoxication (Pergent- Martini & Pergent, 2000 ; Stauber et Florence., 1987). En outre, un certain nombre d'auteurs semble attribuer les faibles niveaux enregistrés au printemps et en été, le cas de notre étude, à l'augmentation de la biomasse et au phénomène de dilution biologique. Plusieurs auteurs ont souligné l'importance de ce phénomène dans les herbiers marins (Capiomont et *al.*, 2000). Selon Gobert. (2002), Si la croissance est toute l'année, elle est plus importante au printemps. Pour expliquer les fortes teneurs automnales en oligo-éléments, certaines théories sont avancées, par exemple, l'augmentation de la concentration de Cu et du zinc dans les feuilles vertes des échantillons de l'automne, souligne la nécessité physiologique et biochimique de ces éléments durant cette période de l'année (Zwart, 2005) et que le Cuivre et le zinc étant des métaux indispensables à l'organisme (floraison), ils sont donc naturellement présents dans les organismes vivants.

De la même manière, Ledent et al. (1993) rapportent que la saison d'échantillonnage est influencée de manière significative par les concentrations de métaux notées (Cd, Cr, Fe, Pb, Ti et Zn) dans les feuilles photosynthétiquement. Les différences enregistrées par certains auteurs (Tabl. 22) semblent être dues à des facteurs physico-chimiques et / ou paramètres biologiques susceptibles de modifier la disponibilité des éléments métalliques. Nos résultats de l'analyse en composante principale (ACP) montrent nettement l'effet de la température et de la salinité sur la bioaccumulation des micropolluants et suggérerait l'influence de ces facteurs environnementaux sur l'absorption et l'assimilation des ETM par les tissus de cette phanérogame marine. Wahbeh (1984) a montré que, dans certaines phanérogames, l'intensité lumineuse et la température augmentent considérablement la fixation. Brinkhuis et al. (1980) et Malea et Haritonidis (1995) ont souligné l'impact de la salinité sur l'accumulation de certains métaux (cadmium, sodium, par exemple) et Malea et al. (1994) ont souligné l'importance de la biomasse des épiphytes, très variable d'une saison à l'autre, qui peut avoir un effet sur les niveaux d'accumulation observés chez certains éléments (par exemple, le calcium).

Enfin, on pourrait dire que la réaction de l'herbier, face à un enrichissement en nutriments, peut varier selon l'espèce (Burkholder et *al.*, 1994 ; Udy et Dennison, 1997a) et les conditions propres aux sites étudiés (Alcoverro et al., 1997; Ferdie & Fourqurean, 2004) (Tab 25).

Tableau 25. Evolution des concentrations de métaux (maximales et / ou minimales) dans la phanérogame marine *(P. oceanica)* collectée à partir de différents sites méditerranéens

Métal	Max	Min	Référence
Cd	/	Hiver	Cristiani (198)
	Eté	Printemp	Malea and Haritonidis (1980a) ; Malea et *al.* (1994)
	Hiver	/	Ledent et *al.* (1993)
	Eté/Printemps	Hiver/Automne	**Présente étude**
Pb	/	Hiver	
	Hiver	Eté	Malea and Haritonidis (1989a); Ledent et *al.* (1993)
	Hiver/Automne	Eté/Printemps	**Présente étude**
Cr	Hiver	/	Ledent et *al.* (1993)
	Hiver/Automne	Eté/Printemps	**Présente étude**
Cu	/	Hiver	Cristiani (1980)
	Hiver	Eté	Malea and Haritonidis (1989a)
	Hiver/Automne	Eté/Printemps	**Présente étude**
Zn	Hiver	Eté	Malea and Haritonidis (1989a); Ledent et al. (1993)
	Hiver/Automne	Eté/Printemps	**Présente étude**

Le BCF est un paramètre utilisé pour décrire le transfert d'éléments traces métalliques (ETM) du biotope (eau, sédiments, air, sol) aux organismes. Il est issu du rapport entre la concentration d'un élément trace métallique dans un organisme en état d'équilibre et sa concentration dans le biotope (Usha et Vikram, 2012 ; Asante et *al.*, 2014). Si le BCF est supérieur à 1, il y a une bioconcentration de l'élément trace et donc son transfert du biotope vers l'organisme (Traore et *al.*, 2015).

Au niveau des feuilles adultes de *P. oceanica*, les valeurs du BCF varient selon l'élément métallique et les stations. Le BCF est nettement inférieur à 1 sauf pour le Cu. Donc notre végétale concentre le Zn, Cu, Ni et Cr dans ses tissus à partir du biotope. En effet, à faibles concentrations environnementales, les organismes tendent à concentrer les métaux, en particulier ceux qui leur sont essentiels et le BCF observé sera alors important. Une augmentation de l'exposition aux métaux induit des mécanismes de régulation physiologique (par exemple métallothionéines) : une partie du métal assimilé est alors éliminée et le BCF observé en sera d'autant plus faible. Les connaissances scientifiques sont actuellement insuffisantes pour prédire correctement la concentration dans les organismes à partir de celles rencontrées dans l'eau, et réciproquement (INERIS, 2004).

Les ETM dans le Muscle de *Sarpa salpa*

L'un des objectifs de cette étude est de doser les métaux traces contenus dans le muscle du poisson *Sarpa salpa* pêché dans le golfe de Skikda, afin de mettre en évidence d'éventuels transferts des micropolluants du milieu (et/ou la nourriture) vers le poisson. Conjointement, un suivi saisonnier de la biodisponibilité des ETM pour cette espèce de poisson est conduit durant un an, pour aider à mieux comprendre l'impact des facteurs biotiques (taille des organismes, cycle biologique) et des facteurs abiotiques (saisons, contamination du milieu) sur les niveaux de

bioaccumulation avec mise en évidence des profils d'accumulation (régulation, accumulation avec ou sans excrétion).

Par ailleurs, nous nous sommes également concentrés sur les niveaux de métaux traces dans le muscle du poisson en raison de leur importance pour la consommation humaine. En effet, le foie fixe les métaux lourds en grande quantité en première intention tandis que les muscles mettent beaucoup plus de temps à en accumuler. Ainsi, le foie est un organe à analyser en priorité en cas d'intoxication aiguë et on analysera le foie et/ou les muscles en cas de suspicion d'intoxication chronique, cas du golfe de Skikda. Les résultats statistiques de l'AV2 montrent que tous les métaux s'accumulent de manière variable et significative dans le muscle des poissons étudiés ($P<0,05$). Cependant, cette variabilité a été expliquée pour chaque facteur considéré dans le présent travail, telles que la station, la saison, le régime alimentaire ainsi que la taille de l'organisme. En conséquence, dans la littérature, la variabilité des métaux traces reconnue chez les poissons n'est pas induite par un seul facteur, mais par une combinaison des propriétés physiques et chimiques de l'eau de mer (Jazierska et Witeska, 2001), la saison (Çoğun et al., 2006; Dural et al., 2007; Dragun et al., 2007), l'habitat (Romeo et al., 1999; Kucuksezgin et al., 2001) et la capacité de détoxication (Dallinger et al., 1987). Par ailleurs, ces dernières années, de nombreuses études se sont intéressées à la relation entre la concentration de métaux dans les organismes et leur niveau trophique (Atwell et *al.*, 1998 ; Das et *al.*, 2003; Taylor et Maher, 2003; Quinn et al., 2003; Cabana et Rasmussen, 1996).

A la lumière des résultats obtenus, l'ordre d'accumulation des éléments métalliques dans le poisson obéit à leur ordre de concentration dans la posidonie. D'après les analyses du test de corrélation de Pearson, des corrélations positives significatives ($r\geq0,57$; $p\leq0,05$) ont été trouvées entre les compartiments (poisson*posidonie) confirment, d'une part, une homogénéité dans la distribution des métaux entre ces deux organismes et, d'autre part, d'un transfert des ETM de l'herbier vers le poisson. Il convient également de noter que, le poisson étudié est une espèce non migratrice et plus ou moins sédentaire dans l'herbier de posidonie. Les teneurs élevées des ETM dans le muscle de la saupe reflètent sans aucun doute la contamination du milieu et semble avoir une origine essentiellement trophique (posidonie/poisson). La taille des poissons retenus dans le cadre de cette étude est supérieure ou égale à 24 cm et leur régime alimentaire consiste, essentiellement, à brouter les feuilles de la posidonie ; ce qui pourrait représenter une source indéniable de contamination (Yilmaz, 2009 ; Verlaque, 1990 ; Stancheva et *al.*, 2013). Il s'agit d'ailleurs de l'un des deux facteurs (régime alimentaire, taille), pris en considération dans cette thèse pour lequel des différences de la bioaccumulation ont été observées pour l'ensemble des métaux considérés à savoir trois métaux essentiels (Cr, Cu et Zn) et deux non-essentiels (Cd, Pb).

De nombreux expériences ont démontré l'importance de la voie trophique dans l'accumulation des métaux chez de nombreux organismes (Metian et *al.*, 2009 ; Hédouin et *al.*, 2010b). Si la voie trophique est considérée comme étant la principale voie d'accumulation des éléments minéraux dans les organismes aquatiques, la bioaccumulation des métaux au niveau des organismes marins ne se fait pas principalement à travers la chaine trophique (Wang, 2002 ; Marin-Guirao et *al.*, 2008). D'autres voies comme l'ingestion à partir de l'eau environnante pourrait être aussi une cause de la bioaccumulation des métaux (Marin-Guirao et *al.*, 2008). Il a été montré que l'assimilation reste liée à l'eau, la nourriture et les sédiments, aux besoins

écologiques et aux gradients de concentration de l'eau et aussi à d'autres facteurs comme la salinité et la température (Pagenkopf, 1983 ; Guinot et *al.*, 2012 ; Ouali et *al.*, 2018).

La température est un facteur environnemental ''clé'' qui affecte la physiologie et le comportement des organismes ectothermes, tels que les poissons ; dans la majorité des études, une augmentation de la température entraine une augmentation de la bioaccumulation et la toxicité des polluants sur les organismes aquatiques (Schiedek et *al.*, 2007; Holmstrup, 2010). L'analyse multifactorielle à travers l'utilisation de l'Analyse en Composantes Principales confirme cette situation sur le diagramme des variations interstations des paramètres étudiés (Fig. 48). On y voit clairement qu'un effet positif de la température de l'eau a été observé sur la bioaccumulation du cadmium, chrome, zinc et plomb des individus prélevés dans la station Mollo (les teneurs en métaux traces sont positivement corrélées avec l'axe F1 qui explique à lui seul 66,8% de la variabilité totale. Un effet positif de la température a déjà été démontré sur l'efficacité de l'assimilation du Zn chez la carpe commune *C. carpio* nourrie avec des proies radiomarquées (Van Campenhout et *al.*, 2007). Il est à noter que, l'absorption et l'accumulation de plomb par les organismes aquatiques provenant de l'eau et les sédiments est également influencée par divers facteurs environnementaux tels que la température, la salinité et le pH. Par ailleurs, la température de l'eau peut également modifier les interactions entre les polluants eux−mêmes, de sorte que les effets combinés de l'augmentation de la température et des mélanges de contaminants chimiques soient difficiles à prédire (Laskowsk, 2010). A l'inverse, plusieurs études montrent qu'une exposition à des polluants est susceptible de diminuer la tolérance thermique des organismes ectothermes, dont les poissons (Lapointe et *al.*, 2011).

Sur l'ensemble des résultats obtenus, l'effet du site de prélèvement est significativement mis en évidence pour la bioconcentration des métaux traces dans le muscle du poisson. Nous pouvons alors établir l'ordre d'enrichissement spatial suivant: Mollo > Île Srigina>Baie de Stora. En effet, Mollo et la Baie de Stora sont les réceptacles de sources potentielles de contamination du sédiment superficiel représentées par les égouts de la ville de Skikda et les rejets industriels qui se font sans traitement préalable. La forte présence de métaux traces dans le muscle de *S. salpa* pêchée dans l'Île de Srigina à serait favorisée par les conditions hydrodynamiques particulières propres à cette partie du golfe semi-fermée. La faible circulation du courant d'eau favoriserait ainsi une sédimentation importante de matières organiques et de métaux lourds qui, dans certaines conditions environnementales, entretiendraient des liens étroits. L'influence du milieu sur la bioaccumulation des métaux peut résulter soit d'un comportement physico-chimique différent dans les conditions hydrologiques du golfe (salinité, turbidité ,...), soit d'apports anthropogènes consécutifs à l'utilisation différente de ce milieu par l'Homme. Les apports anthropiques, en fonction de leur nature et de leur intensité, peuvent influencer les poissons de l'herbier de posidonie soit (1) dans l'organisation trophique soit (2) dans le niveau de contamination des poissons (Dierking et *al.*, 2009 ; Harmelin-Vivien et *al.*, 2009). Ces modifications peuvent avoir des conséquences sur l'économie locale (pêches côtières, artisanales et récréatives), ainsi que sur la santé humaine. Dans les milieux pollués par les ETM, les poissons constituent une cible potentielle d'accumulation de ces éléments. L'accumulation d'un métal par un organisme et son transfert dans les réseaux trophiques dépend également de sa biodisponibilité dans les environnements biotique et abiotique de l'organisme (Gray, 2002, Neff, 2002).

De la même manière, en fonction de leur accumulation biologique, on peut établir la hiérarchie suivante entre les cinq métaux étudiés: Pb > Cr > Zn > Cu > Cd. Cet ordre pourrait être attribué à l'absorption, au métabolisme et à la détoxication des métaux chez les poissons (El Morhit et *al.*, 2012). Onwumere et Oladimeji (1990) rapportent que *Oreochromis nilotica*, exposée à des effluents traités de raffinerie de pétrole, accumule les métaux lourds dans l'ordre Pb>Cu>Zn>Mn>Cr>Ni > Cd.

Globalement les cinq métaux sont accumulés dans les organismes jusqu'à des niveaux moyens très inquiétants et qui dépassent largement les normes admises pour les poissons marins (OMS et FAO/WHO) à savoir le plomb 43,9 µg. g-1 ps, le cadmium 1,9 µg. g-1 ps et le chrome 18,69 µg. g-1 ps. Même si cette espèce est peu prisée des consommateurs, elle représente un réel danger pour la santé humaine dans le cadre d'une consommation régulière. Les fortes teneurs du plomb, chrome et cadmium dans les tissus musculaires du poisson peuvent être un indicateur réel du degré de contamination du site et de la nourriture ingérée. Le plomb et le cadmium sont des métaux non essentiels qui ne font pas l'objet de régulation ; leur concentration augmente dans les tissus en fonction des teneurs du milieu. Comme l'explique Odzak (1995), les concentrations plombiques sont plus élevées au niveau du muscle que dans le foie; le plomb absorbé peut être distribué rapidement aux autres tissus et organes (par exemple les os, les reins, les muscles), plutôt que de s'accumuler dans le foie. Cependant, les sites de stockage essentiels pour le cadmium, ce sont les tissus musculaire et nerveux (Stinson et Eaton, 1983). Cossa et al (1992) avancent que les teneurs en plomb dans le muscle tendent à diminuer avec la taille de l'individu dans les zones peu contaminées ; toutefois, dans les milieux très contaminés la relation inverse s'observe selon Bedsha et Sainbury (1977).

Le Cd et le Pb, deux xénobiotiques figurent dans la liste des substances dangereuses (CEE, 1982), et sont aussi considérés comme des polluants hautement dangereux et non biodégradables (EEA, 1997). Leur toxicité est reconnue, même à de très faibles concentrations et peut être attribuée à des interactions inappropriées avec différentes structures intracellulaires. Cette toxicité est renforcée par un phénomène de concentration dans l'organisme qu'on appelle bioaccumulation (Roesijadi, 1994) et l'effet toxique du Pb dépend du cycle de vie du poisson, du pH, de la dureté de l'eau et de la présence des matières organiques. En effet, les micropolluants sont connus pour produire des effets nocifs sur les organismes aquatiques le biote et la santé humaine. Cependant, les effets de ces métaux sur le poisson comprennent la réduction de la croissance et la capacité de reproduction, le déséquilibre dans le mouvement de nage et l'incapacité à capturer des proies (Patrick et Loutit, 1978).

Toutefois, les faibles taux de cuivre 9,21 µg. g-1 et de zinc 17,87 µg. g-1, mesurées dans le muscle du poisson, ne semble pas générer de risques toxiques pour le poisson. Il semble que les poissons présentent, dans l'ensemble, des systèmes de régulation efficaces pour ces deux éléments essentiels. La bioaccumulation du cuivre et du zinc est activement contrôlée par divers processus métaboliques et leurs taux sont le plus souvent, relativement indépendants des concentrations ambiantes, ce qui n'est pas le cas pour le cadmium et le plomb qui ne sont pas essentiels à la vie (Pattee et Pain, 2003). Le Zn ou le Cu, sont des co-facteurs de plusieurs systèmes enzymatiques (Bury et *al.*, 2003). En effet, La période de repos sexuel est une phase de gamétogenèse caractérisée par une accumulation accrue de réserves nutritives avec une synthèse

et mises en réserves de matériels glucidiques, lipidiques et protéiques (Webb, 1997). A la ponte, les réserves nutritives se puisent, automatiquement les concentrations en métaux lourds chutent (relargage des métaux à ce moment-là) et l'accumulation des réserves ne reprendra lentement qu'au début de la période du repos sexuel (Webb, 1997). Selon Lepori, (1980), la reproduction de *S. salpa*, en Algérie, a lieu au printemps et en automne lorsque les faibles teneurs sont enregistrées.

Il est aussi connu que les quantités de métaux absorbés par ces organes varient selon l'espèce (Akhtar et *al.*, 2005). Il est prouvé que l'accumulation des métaux dans les organes des poissons dépend de divers facteurs tels que le niveau de polluants dans l'eau et les sédiments, l'alimentation, la taille, le sexe, le comportement et les habitudes alimentaires, le cycle de reproduction,….etc, (Al-Yousuf et *al.*, 2000 ; Canli et Ath, 2003). Une grande différence dans la bioaccumulation des différents micropolluants est rapportée chez la même espèce pêchée dans différentes régions dans le monde ; ce qui veut dire, que les facteurs intrinsèques sont identiques, nous pouvons incriminer dans ce cas les changements des facteurs extrinsèques.

Il est à noter que des concentrations importantes de Pb sont retrouvées au niveau de la chair de cette espèce en comparaison avec celles relevées chez d'autres poissons téléostéens pêchés le long du littoral algérien (Benguedda, 1993; Merbouh 1998 ; Aoudjit, 2000; Borsali – Mrabet, 2007; Belhoucine, 2012; Bouhadiba, 2011; Dali et *al.*, 2014 ; Akli, 2016 ; Ouali et al., 2018) et dans le monde (Afonso et *al.*, 2017 ; Dural *et al.*, 2011 ; Uluozlu *et al.*, 2007 ; Türkmen et *al.*, 2005 ; Canli et Atli, 2003). En revanche, les teneurs en plomb notées dans le cadre de cette étude, sont inférieures aux concentrations trouvées dans le muscle de la daurade et le pageot pêchés au niveau de la Turquie (Creti et al., 2010 ; Eluturhan et al., 2007) ; ces auteurs rapportent des teneurs comprises entre 120-185 $\mu g.g^{-1}$(Tab. 28).

La saupe du golfe de Skikda ne renferme pas de concentrations en Zn importantes au niveau de sa chair par rapport à la même espèce et à d'autres espèces de poisson téléostéen des côtes Algériennes et d'autres régions dans le monde (Tab. 26).

Tableau 26. Concentrations de métaux lourds dans le muscle de la Saupe (*Sarpa salpa*) et d'autres espèces de poissons marins pêchées dans différentes régions de Méditerranée (µg.g-1 de poids sec).

Région	Zn	Cu	Pb	Cd	References
Baie d'Oran (Algérie)	10.99	-	2.17	0.02	Merbouh (1998)
Baie d'Oran (Algérie)	13.5	-	0,4	-	Aoudjit (2000)
Mer Méditerranée (Nord-Est) Saupe	16.48	2.34	2.98	0.45	Canli & Atli 2003

Golfe d'Arziew (Algérie)		93.51	-	3.7	0.85	Bengueda (1993)
Mer Égée orientale (Turquie)	Pageot	3384	152	71	1,7	Eluturhan et al., 2007
Baie de Bousmail (Algérie)	Saupe	45	-	0.01	-	Akli 2016
Côte de l'île de Gran Canaria (îles Canaries)	Saupe	10.18	0.5	0.029	0.0021	Afonso et al 2017
Arsuz (Turquie)	Daurade	3.131	0.961	1.985	1.441	Türkmen et al 2005
Port d'Iskundruem (Turquie)		6.303	1.281	2.291	1.783	
Petrotrans (Turquie)		5.184	1.474	2.667	1.404	
Baie d'Iskundruem (Turquie)		4.873	1.239	2.314	1.341	
Mer Noire (Turquie)	Daurade	56.3	0.86	0.62	0.5	Uluozlu et al 2007
Mer Brème (Turkey)	Daurade	-	-	120-185	5-18	Creti et al., 2010
Baie d'Iskundruem (Turquie)	Daurade	14.34	6.23	3.80	1.25	Dural et al., 2011
		7,89	-	0,27	0,24	Belhoucine (2012)
Golfe de Skikda (Algérie	Saupe	14.87	8.55	43.95	1.16	Present study

Conclusion & perspectives

Conclusion et perspectives

Cette étude est une contribution à la connaissance du degré de pollution du golfe de Skikda avec un intérêt particulier pour la contamination métallique *via deux* modèles biologiques (un poisson et une phanérogame marine).

Afin de pouvoir utiliser une espèce comme représentative du degré de contamination de son environnement, il faut également s'assurer que les teneurs en contaminants dans les organismes biointégrateurs - poissons ou posidonies - reflètent réellement la concentration dans le milieu environnant et non pas des variations dues à des facteurs physiques ou biologiques. Ces facteurs interviennent en effet sur la bioaccumulation des contaminants. Etant donné qu'il est impossible de travailler, dans des mêmes conditions, sur un lot d'individus dont les caractéristiques évoluent en fonction des périodes de l'année, il est indispensable de définir les conditions d'exploitation des résultats obtenus et d'arriver à exprimer des concentrations qui ne reflètent pratiquement que les concentrations du milieu. En effet, ces mêmes variations (pouvant occasionner un stress sur l'animal ou le végétal) peuvent avoir des répercussions sur la biochimie de ces organismes et donc sur leur aptitude à accumuler et excréter les métaux.

Nos valeurs moyennes en métaux traces ce sont révélées très hétérogènes, et varient d'une manière significative selon les paramètres à considérés dans la présente étude : abiotiques (hydrologiques, station ou habita, saison, compartiments) et physiologiques ou biologiques pris en considération (organe et régime alimentaire).

Il resssort alors de cette étude que:

- Les variations de la température des eaux font ressortir deux grandes périodes thermiques ; une période froide (automne, hiver) et une période chaude (printemps, été).En effet, les fluctuations de ce paramètre abiotique sont liées aux conditions météorologiques car la couche superficielle est soumise à l'influence directe du climat régional. Les températures enregistrées dans le Golfe de Skikda semblent être favorables au développement de *Posidonia oceanica*; car cette dernière supporterait des températures variant de 10 à 28°C, et n'ont pas favorable aux téléostéens marins dont la température optimale où l'efficacité de conversion alimentaire est de l'ordre de 17°C et 20°C.

- La faible oxygénation des eaux notée dans la station Mollo pourrait s'expliquerer par la la forte contamination de cette station d'étude situées à proximité des rejets des eux chaudes de la raffinerie du pétrole et les eux urbains et industrielles de la Sonatrach diversées dans l'Oued Saf-Saf.

- le pH de l'eau est neutre à lègèrement alcalin et la salinité est plus moins stable et en accord avec les moyennes observées en mer Méditerranée et avec celles mesurées habituellement sur les côtes algériennes. Par ailleurs, la salinité rencontrée dans le Golfe serait satisfaisante pour le développement normal de *Posidonia oceanica.*

-Cette étude met en évidence la présence d'une pollution polymétalliques (essentiellement en cadmium, plomb, chrome et dans une moindre mesure en zinc), classant les sédiments du golfe de Skikda dans la catégorie ''zone polluée'' ($3 \leq IC \leq 9$).

-En ce qui concerne l'origine de cette pollution, elle est anthropique (PLI>1).

L'analyse de la distribution spatiale des éléments traces métalliques montrent l'existence d'une différence hautement significative pour tout les éléments dosés (quelque soit le compartiment et la saison).

-Les fluctuations saisonnières des teneurs métalliques, notamment en cuivre et en zinc, mises en évidence chez Sarpa salpa paraissent liées aux variations des facteurs physico-chimiques du milieu (pH, salinité, température) mais surtout aux processus physiologiques en rapport avec l'activité de reproduction du poisson (la ponte).

-Dans l'herbier, la variation saisonnière des ETM est à mettre en relation avec l'état physiologique de la plante et les facteurs métaboliques. Nous relevons, en effet, les concentrations maximales en automne et en hiver et les minimales au printemps; ceci souligne l'importance de ces éléments pour la croissance et le développement de la plante et le phénomène de dilution biologique.

-Si on tient compte des compartiments, les niveaux des ETM baissent selon l'ordre Cr> Zn> Pb> Cu> Cd, dans le sédiment, selon l'ordre Pb>Cr>Zn>Cu>Cd dans la plante et dans le muscle (cela, quelle que soit la saison et la station).

-Les analyses effectuées ont permis d'identifier les échantillons (sédiments, plante et poisson) de la station de Mollo comme les plus contaminés.

-Nous notons que les taux de transfert des ETM du milieu vers l'organisme varient selon le tissu et de l'élément trace. Le calcul des FCB de différents compartiments, montre que la bioaccumulation est plus importante dans les feuilles de posidonie que dans le muscle de la saupe.

Ces résultats préliminaires montrent que la bioconcentration des micropolluants est possible aussi bien pour la posidonie que pour la saupe, mais que les réponses sont très variables en fonction de l'élément trace.

-Nous remarquons que les doses moyennes des métaux lourds relevées dans le muscle de la saupe comparées à celles fournies par la littérature, sont inquiétantes.

-Les concentrations moyennes en plomb, en chrome et dans une moindre mesure en cadmium sont très élevées, en comparaison avec les doses maximales de métaux toxiques recommandées par la FAO/WHO pour la consommation humaine.

-Selon les analyses en composantes principales (ACP), il apparait clairement un effet de la température et de la salinité sur la bioaccumulation et l'assimilation des métaux traces.

-L'absence de corrélations entre les compartiments (sédiment/poisson), conforte l'hypothèse de l'origine trophique (posidonie/poisson) de la bioaccumulation des micropolluants étudiés.

En conclusion, la baie de Stora et l'île de Srigina forment un cohérent naturel avec le paysage et le patrimoine naturel, atteignant les grands parcs méditerranéens nationaux, et par conséquent, elle offre une forte protection.

En perspectives

-Les analyses effectuées dans le golfe de Skikda sont partielles et irrégulières; pour cela, il faudrait mettre en œuvre une politique de sécurité et de protection de l'environnement notamment par :

-L'élargissement de la liste des ETM à doser (Cd, Pb, Hg, As, Fe…) pour une meilleure évaluation du niveau de contamination de l'écosystème côtier.

-La poursuite de pareilles études par le dosage des métaux traces dans les différentes parties de de cette phanérogame marine (rhizomes, feuilles juvéniles, feuilles intermédiaires et feuilles adultes) et ses épiphytes, du fait que cette plante est largement utilisée dans les programmes de biosurveuillance des milieux marins et littoraux.

-La poursuite de la recherche sur la bioaccumulation des ETM chez des animaux brouteurs de posidonie appartenant à d'autres groupes zoologiques. Du fait que cette phanérogame se place à la base de la chaine trophique en Méditerranée, elle représenterait une probable source de métaux pour les organismes qui broutent ses feuilles.
-Pour mieux appréhender le fonctionnement de l'écosystème et afin de suivre le transfert des contaminants dans la chaine alimentaire, il serait judicieux d'utiliser les traceurs trophiques (isotopes stables).

-L`élargissement de l'utilisation de cette espèce dans la bio surveillance de l'écosystème côtier algérien par la création d'un réseau de bio-surveillance à l'échelle nationale et internationale.

-Doser les biomarqueurs (GST, GSH, MDA et les plus sensibles, telle que la métallothionéine). Ces biomarqueurs fournissent des signaux d'alarmes précoces sur les effets biologiques des contaminants, d'où leur utilisation à titre indicatif et préventif d'une exposition et/ou d'effets des xénobiotiques.

Références bibliographiques

A

Adams, S.M., 2002. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.621 p.

Adjimi-Macherki, M., 2002. Etude d'une contamination par le cadmium et le plomb sur le mollusque bivalve Cerastoderma glaucum issu de la région de Sfax : étude in situ et in vivo. DEA Faculté de Sciences de Sfax, 75 p.

Akhtar N, Ahmad T, Gulfrazm et Khanum R, 2005. Adverse Effectsof Metal Ions Pollution on Aquatic Biotaand Seasonal Variations. Pakistan J of BiolSci 8 (8) :1086–1089

Aoudjit, N., 2001. Etude de certains facteurs biologiques et de la contamination de la Bogue (Boops Boops) par les métaux lourds provenant de la baie d'Oran. Thèse de Magister: Université d'Oran. 243p.

Alcoverro; T., Duarte; C.M., Romero; J., 1995. Annual growth dynamics of Posidonia oceanica : Contribution of large-scale versus local factors to seasonality. Mar. Ecol. Prog. Ser. 120, 203-210.

Alcoverro, T., Duarte, C.M., Romero, J., 1997. The influence of herbivores on posidoniaoceanica epiphytes. Aquat. Bot.; 56 (2): 93 – 104.

Alcoverro, T., Cebrián, E., Ballesteros, E., 2001. The photosynthetic capacity of the seagrass *Posidonia oceanica* : influence of nitrogen and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 261, 107-120.

Alloway, B. J., Ayres, D. C., 1997. Chemical principles of environmental pollution. Second edition. Blackie Academic & Professional. 395 p.

Altındag Ahmet, Sibel Yigit, 2005. Assessment of heavy metal concentrations in the food web of lake Beysehir, Turkey. Elsevier, Chemosphere, 60: 552–556.

Amado Filho, G.M., Karez, C.S., Andrade, L.R., Yoneshigue-Valentin, Y., Pfeiffer, W.C., 1997. Effects on growth and accumulation of zinc in six seaweed species. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 37, 223-228.

Amado Filho, G.M., Andrade, L.R., Karez, C.S., Farina, M., Pfeiffer, W.C., 1999. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Environmental Research* 48, 213-224.

Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Berthet, B., Metayer, C., 1987. Contribution to ecotoxicoloical study of Cadmium, Lead, Copper and Zinc in the mussel *Mytilus edulis*. Mar Biol, (90), 425-431.

Amiard, J.C., 2011. Les risques chimiques environnementaux. Méthodes d'évaluation et impacts sur les organismes. Editions REC & DOC, Paris, 783 p.

Andral, B., Stanisiere, J.Y., Sauzade, D., Damier, E., Thebault, H., Galgani, F., Boissery, P., 2004b. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin* 49, 704-712.

Arnoux, A., 1993. Les indicateurs physic-chimiques de la qualité du milieu marin. *In* : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C. edit, GIS Posidonie pub., France, 3, 43-58.

Ardizzone, G.D., Pelusi, P., 1984. Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* meadows. *In* : International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J. edit., GIS Posidonie pub., France, 1, 63-72.

ATSDR, 2008. "Draft toxicological profile for chromium, TP7." U.S. Department of Health and Human services.

ATSDR, 2010. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (octobre 2010). Site de toxicologie, [PDF]. Adresse URL: http://www.atsdr.cdc.gov/toxguides/toxguide-13.pdf .

Atwell L, Hobson KA, Welch HE, 1998. Biomagnification and bioaccumulation of mercury in an arctic marine food web: insights from stable nitrogen isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1114-1121.

Augier, H., Gilles, G., Ramonda, G., 1980. Utilisation de la Phanérogame marine *Posidonia oceanica* Delile pour mesurer le degré de contamination mercurielle des eaux littorales méditerranéennes. *Comptes Rendus hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences*

285, 1557-1560.

Augier, H., 1985. L'herbier à *Posidonia oceanica*, son importance pour le littoral méditerranéen, sa valeur comme indicateur biologique de l'état de santé de la mer, son utilisation dans la surveillance du milieu, les bilans écologiques et les études d'impact. *Vie marine* 7, 85-113.

Augier, H., 2010. Guide des fonds marins de Méditerranée ; écologie, flore, faune, plongées. Delachaux & Niestle, 456 p.

Asante F., Agbeko E., Addae G. et Quainoo A.K., 2014. Bioaccumulation of Heavy Metals in Water, Sediments and Tissues of Some Selected Fishes from the Red Volta, Nangodi in the Upper East Region of Ghana. British Journal of Applied Science and Technology, Vol.4, N°4, pp. 594-603

Ayad F., 2011. Etude de la pollution métallique par trois métaux lourds (Cd, Pb, Zn) dans les organes (Foie, muscle, gonades) chez le sar *Diplodus sargus* (L. 1758) pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de magister, université d'Oran.136p.

B

Badsha, K. S. & Sainsbury, M., 1977. Uptake of zinc, lead and cadmium by young whiting in the Severn estuary. — Mar. Pollut. Bull.8, 164–166.

Bagenal, T. B., 1954. The growth rate of the hake, (Merluccius merluccius L.), in the Clyde and other Scottish sea areas. I mar. biol. Assoc. U.K 33: 69-95.

Balestri E., Cinelli F., 2003. Sexual reproductive success in Posidonia oceanica. Aquat. Bot. 75, 21–32.

Balestri E., Benedetti Cecchi, L., Lardicci, C., 2004. Variability in patterns of growth and morphology of *Posidonia oceanica* exposed to urban and industrial wastes: contrasts with two reference locations. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 308: 1-21.

Baroli M., Cossu A., Cristini A., De Falco g., Gazale V., Pergent G., Pergent-Martini C., 2001. Concentrations of trace metals (Cd, Cu, Fe, Pb) in *Posidonia oceanica* seagrass of Liscia bay, Sardinia (Italy). In "Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystem" Faranda

F.M., Guglielmo L., Spezie G. eds. Springer-Verlag publ., Proceed. Convegno Diversità e cambiamento, Ischia 10-14 novembre 1998.

Barreiro, R., Picado, L., Real, C., 2002. Biomonitoring heavy metals in estuaries : a field comparison of two brown algae species inhabiting upper estuarine reaches. *Environmental Monitoring and Assessment* 75, 121-134.

Bauchot, M.-L et Hureau, J.-C., 1986. Sparidae. P.883-907.In P.J.P. Whitehhead,M.-L. Bauchot,J.-C Hureau, J Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterraean. Volume 2. UNESCO, Paris.

Belhoucine F., 2012. Etude de la biologie, de la croissance et de la reproduction d'un poisson téléostéen le merlu (*Merluccius merluccius* L. 1758) et son utilisation comme indicateur biologique de la pollution par les métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans la baie d'Oran, Algerie. Thèse de doctorat, université d'Oran, 275p+ annexes.

Beliaeff, B., O'Connor, T.P., Claisse, D., 1998. Comparison of chemical concentrations in mussels and oysters from the United States and France. *Environmental Monitoring and Assessment* 49, 87-95.

Bellan, G., 1993. Les indicateurs biologiques du milieu marin – Remarques introductives. *In* : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C., edit., GIS Posidonie pub., France, 3, 35-42.

Bellan-Santini D., Lacaze J.-C. & Poizat C. 1994. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée. Synthèse, menaces et perspectives. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 246p.

Belabed, B.-E., Laffray, X., Dhib, A., Fertouna-Belakhal, M., Turki, S., & Aleya, L. (2013). Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Marine Pollution Bulletin,* 74(1), 477-489.

Belabed, B.-E., Meddour, A., Samraoui, B., & Chenchouni, H. (2017). Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring and Assessment,* 189(6), 265.

Ben Alaya, H., 1972. Répartition et conditions d'installation de Posidonia oceanic Delile et Cymodocea nodosa Ascherson dans le golfe de Tunis. Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô,

2(3): 331-416.

Benamar N., 2006. Evaluation de la pollution marine par trois éléments en trace métallique (Cd, Pb, Zn) sur un poisson pélagique, l'allache *Sardinella aurita* (Valencienne, 1847) pêchée dans la baie d'Oran. Mémoire de magister, université d'Oran, 197p.

Benguedda-Rahal W., 1993. Contribution à l'étude de quelque polluants métalliques chez la moule Perna perna et le rouget Mullus surmuletus dans la partie occidental du golf d'Arzew. Mémoire de magister en oceanographie biologique, 108p.

Bensahla talet L., 2001. Contamination du rouget de vase (*Mullus barbatus* L.1758) par quatre métaux lourds (Cd, Pb, Cu et Zn) pêché dans la baie d'Arzew. Mémoire de magister, université d'Oran, 105p

Bentata k ., 2015. Evaluation de la contamination métallique par trois métaux traces (Zn, Ni et Zn) du rouget de vase *Mullus barbatus* (L ,1758) péché au niveau de la côte occidentale algérienne , thése de magister ,université d'Oran, 122 p.

Bethoux, J.P., Gentili B., 1996. The Mediterranean Climatic Sea, coastal and deep-sea signatures of and environmental changes. J. Mar. Syst. 7, 383-394.

Bethoux, J.P., Morin P., Chaumery C., Connan O., Gentili B., Ruiz-Pino D., 1998. Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balance and statistical analysis of concentrations with respect to environmental change. Mar. Chem. 63, 155–169.

Bethoux, J.P., Gentili B., Morin P., Nicolas E., Pierre C., Ruiz-Pino D., 1999. The Mediterranean Sea : a miniature ocean for climatic and environmental studies and a key for the climatic functioning of the North Atlantic. Prog. Oceanogr. 44, 131–146.

Bielmyer, G.K., Brix, K.V., Capo, T.R., Grosell, M., 2005. The effects of metals on embryo-larval and adult life stages of the sea urchin, *Diadema antillarum*. *Aquatic Toxicology* 74, 254-263.

Blanc, J.J., 1956. Etudes géologiques et sédimentologiques. Ann. Inst. Oceanogr. 32, 123- 153.

Blanc J.J., 1985. Ruptures d'équilibre au littoral de Provence Occidentale : l'action des tempêtes, relation avec les aménagements littoraux sur les équilibres sédimentaires, et en particulier sur l'herbier à Posidonia oceanica. Téthys 11, 350-359.

Blandin, P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systems écologiques. *Bulletin d'Ecologie* 17, 211-307.

Boudelaa S et Medjram M.S, 2011. Assessment of chemical and petrochemical effluent:-case of hydrocarbon pole of skikda, Algeria. European Journal of Scientific Research, 63(4):563-584.

Boudouresque C.F., Cinelli F., Fresi E., Mazzella L., Richard M., 1979. La sous-strate algale de l'herbier à Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile : Etude de la courbe aireespèces. Rapp. P.V. Réun. Commiss. Internation. Explor. Sci. Médit. 25-26, 205-207.

Boudouresque, C.F., Thommeret, J., Thommeret, Y., 1980. Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile intercallé dans l'herbier à *Posidonia oceanica* de la baie de Calvi (Corse). Journées d'Etudes sur la Systématique et la Biogéographie en Méditerranée, CIESM publ, 139-142.

Boudouresque, C.F., Meinesz, A., 1982. Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cahiers du Parc national de Port-Cros* 4, 1-79.

Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., 1983. L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : les intéractions entre la plante et le sédiment. Journal de Recherche Océanographique 8(2-3), 99-122.

Boudouresque C.F., Gravez V., Meinesz A., Molenaar H., Pergent G., Vitiello P., 1995. L'herbier à Posidonia oceanica en Méditerranée : Protection légale et gestion. In : "Pour qui la méditerranée au 21 ème Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée", OKEANOS 94, Maison de l'Environnement de Montpellier Edit. 209-220.

Boudouresque, C. F., 1996. *Impact de l'homme et conservation du milieu marin en méditerranée*. GIS Posidonie.

Boudouresque, C.F., 2006. Les herbiers à *Posidonia oceanica*. *In* : Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica.* Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P.,

Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., edit., RAMOGE pub., France, 10-24.

Boudouresque, C.F., Thommeret, J., et Thommeret, Y., 1981. Sur la découverte d'un bioconcrétionnement fossile dans l'herbier *posidonea oceanica* de la baie de Calvi (corse). Journée d'étude sur la systématique évolutive et biogéographie en Méditerranée ; Cagliari 13-14 octobre 1980

Boudouresque, C.F., 1993. Qualité du milieu marin. *In* : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C. edit., GIS Posidonie pub., France, 283-289.

Boudouresque, C.F., Jeudy De Grissac,, A., Meinesz A., 1984. Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de Posidonia oceanica dans la baie d'Elbu (Corse). In: Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. (eds), International Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ., Marseille, Fr, 1: 185-191

Boudouresque, C., Arrighi, F., Finelli, F., Lefevre, R., 1995. Arrachage des faisceaux de Posidonia oceanica par les ancres : Un protocole d'étude. Rapp. Comm. Inter. Mer Médit., 34, p. 21.

Boudouresque C.F., Charbonnel E., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Cadiou G., Bertrandy M.C., Foret P., Ragazzi M., Rico-Raimondino V., 2000. A monitoring network based on the seagrass Posidonia oceanica in the north-western Mediterranean Sea. Biologia Marina Mediterranea, 7 (2): 328-331.

Boudouresque, C.F., 2006. Les herbiers à *Posidonia oceanica*. *In* : Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica.* Boudouresque, C.F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., edit., RAMOGE pub., France, 10-24.

Boudouresque C.F., Bernard G., Bonhomme P., Charbonnel E., Diviacco G., Meinesz A., Pergent G., Pergent-Martini C., Ruitton S., Tunesi L., 2006a. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE pub., Monaco: 202 p.

Bouhadiba S, 2011. Evaluation de la concentration des quatre métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn) chez le mulet (*Mugit cephalus* L. 1758) pêché dans les baie d'Oran et de Béni saf. Mémoire de

Magister, université d'Oran, 125p

Bourdial, I., 1988. Invasion sournoise des métaux lourds. Sciences et vie n°852. Paris:

52-59.

Bonnet, C., 2000. Développement de Bioessais sur sediments et applications de l'étude, en laboratoire de la toxicité de sediments dulçaquicoles contaminés. Thèse de doctorat. Metz : université de Metz, 326.

Borum, J., Greve, T.M., 2004. The four european seagrass species. In : European seagrasses: an introduction to monitoring and management. J Borum, CM Duarte, D KrauseJensen, TM Greve, Edit., 1-7.

Borsali-Mrabet S., 2007. Contamination du rouget de roche (*Mullus surmuletus* L. 1758) dans les organes (foie, muscle et gonades), par trois métaux lourds pêché dans la baie d'Oran. Mémoire de magister, université d'Oran, 197p.

Borgmann, U., 2000. Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: bio-accumulation-toxicity relationships¸ water concentrations and sediment spiking approaches. Aquatic Ecosystem Health and Management 3: 277-289.

Brayan, G.W., 1979. Bioaccumulation of marine pollutants. Phil. Trans. R.Soc.Iond.B., 286: 483-505.

Brix, H., Lyngby, J.E., Schierup, H.H., 1983. Eelgrass (*Zostera marina* L.) as an indicator organism of trace metals in the Limfjord, Denmark. *Marine Environmental Research* 8, 165-181.

Bryan, G et Langston, W.J., 1992. Biovailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environmental Pollution 76, 89-131.

Buia, M.C., Zupo, V., Mazzella, L., 1992. Primary production and growth in Posidonia oceanica. Mar. Ecol. P.S.Z.N.I. 13, 2-16.

Burgess, R.M. et Scott, K.J., 1992. The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and Effects. In Burton, GAJ (Eds). Sediment

Toxicity Assessment, Lewis, Chelsea, MI, USA. 129-165.

Burgess, R.M., Schweitzer, K.A., McKinney, R.A., Phelps, D.K., 1993. Contaminated marine sediment: water column and interstitial toxic effect. Environ Toxicol Chem 12:127-138.

Burgeot, T., Bocquene, G., Porte, C., Dimeet, J., Santella, R.M., 1996. Bioindicators of pollutant exposure in the northwestern Mediterranean sea. *Marine Ecology Progrress Series* 131, 125-141.

Burton, G.A., 1992. Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, London, 211.

Bury N.R., Walker P.A. et Gloverc.N., 2003. Nutritive metal uptake in teleostfish. J of Experi Biol, 206: 11–23.

C

Cabana G, Rasmussen JB 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 93: 10844-10847.

Caliceti, M., Argese, E., Sfriso, A., Pavoni, B., 2002. Heavy metal contamination in the seaweeds of the Venice lagoon. *Chemosphere* 47, 443-454.

Callender, E., 2003. Heavy metals in the environment-historical trends. *Treatise on geochemistry, 9*, 612.

Campanella, L., Conti, M.E., Cubadda, F., Sucapane, C., 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111, 117-126.

Capiomont A., Piazzi L., Pergent G., 2000. Seasonal variations of total mercury levels in foliar tissues of Posidonia oceanica. J. mar. Biol. Ass. U.K. 80(6): 1119-1123.

Castro, L., Carmo, C., Peres, I., Pihan, J.C., 1996. The clam *Ruditapes decussatus* L., as a pollution bioindicator : zinc and lead accumulation and depuration. *Ecologie* 27 (4), 263-268.

Catsiki, V.A., Florou, H., 1984. Bioaccumulation des métaux Cr, Cd, Ni, et Cu dans le golfe de Gera, Ile de Lesvos, Mer Egée, Grèce (Note préliminaire). *Journées Etudes Pollutions, Lucerne, C.I.E.S.M.*, 317-320.

Caye, G., Meinesz, A., 1984. Observations sur la floraison et la fructification de *Posidonia oceanica* dans la baie de Villefranche et en Corse du Sud. *In* : International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J. edit., GIS Posidonie pub., France, 1, 193-201.

Caye, G., 1989. Sur la morphogénèse, le cycle végétatif et le reproduction de deux phanérogames marines de Méditerranée : Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile et Cymodocea nodosa (Ucria) Ascherson. Thèse habilitation, Univ. Nice, 1-229

Cambridge, M.L., McComb, A.J., 1984. The loss of seagrass in Cockburn sound, Western Australia. I. The time course and magnitude of seagrass decline in relation to industrial development. Aquat. Bot. 20, 229-243.

Cardoso, P.G., Pardal, M.A., Lillebø, A.I., Ferreira, S.M., Raffaelli, D., Marques, J.C., 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 302, 233-248.

Cancemi, G., De Falco, G., Pergent, G., 2003. Effects of organic matter input from a fish farming facility on a Posidonia oceanica meadow. Estuar. Coast. Shelf Sci. 56, 961- 968.

Canli, M. et Furness, R.W., 1993a. Heavy metals in tissues of the Norway lobster *Nephrops norvegicus* : effects of sex, size and seaso. Chem. Ecol. 8, 19-32.

Capiomont, A., Sandmeier, M., Caye, G., Meinesz, A., 1996. Enzyme polymorphism in Posidonia oceanica, a seagrass endemic to the Mediterranean. *Aquatic Botany*, *54*(4), 265-277.

Capiomont A., Piazzi L., Pergent G., 2000. Seasonal variations of total mercury levels in foliar tissues of Posidonia oceanica. J. mar. Biol. Ass. U.K. 80(6): 1119-1123.

C.E.E, 1982. Communication de la commission au conseil relative aux substances dangereuses susceptibles de figurer sur la liste I de la directive 76/464/CCE du conseil. J.O. n° C 176 : 3-10.

Celebi, B., Cemal Gucu, A., Ok, M., Sakinan, S., Akoglu, E., 2006. Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant sea (Eastern Mediterranean). *Biologia Marina Mediterranea* 13 (4), 34-38.

Chapman, P.M., Wang, F., Jansen, C., Persoone, G., Allen, H.E., 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release¸ bioavailability¸ risk assessment¸ and remediation. Can J fish Aquatic Sci 55:2212-2243.

Chesworth, J.C., Donkin, M.E., Brown, M.T., 2004. The interactive effects of the antifouling herbicides Irgarol 1051 and Diuron on the seagrass Zostera marina. Aquatic Toxicol. 66, 293–305.

Cinelli, F., Pardi, G., Papi, I., 1995. Plant biology. *In : La Posidonia oceanica.* Cinelli, F., Fresi, E., Lorenzi, C., Mucedola, A. edit.. Revista Marittima pub., Italie, 17-27.

Claisse, D., Cossa, D., Bretaudeau-Sanjuan, J., Touchard, G., Bombled, B., 2001.

Methylmercury in molluscs along the french coast. *Marine Pollution Bulletin* 42 (4), 329-332.

Clemens S., 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. Planta, 212, 475-486.

Colombo, P.M, Rascio, N et Cinelli, f., 1983. Posidonia oceanica (L.). a structural study of the photosynthetic apparatus. PSZNI Mar Ecol 4: 133-145.

Connell, D.W., Chaisuksant, Y., Yu J., 1999. Importance of Internal Biotic Concentrations in Risk evaluations with Aquatic Systems. Mar Pollut Bull 39 (1-12): 54-61.

Cook A., Andrew S.M., Johnson M.S., 1990. Water Air Soil Poll. 51: 43-54.

Coelho, J.P., Pereira, M.E., Duarte, A., Pardal, M.A., 2005. Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65, 492-500.

Çoğun HY, Yűzereroğlu TA, Firat Ő, Gők G, Kargin F, 2006. Metal concentrations in fish

species from the northeast Mediterranena Sea. *Environmental Monitoring and Assessment* 121: 431–438.

Cossa, D., Elbaz-poulichet, Agnassia-Borelli, m. et Romeo, M, 1992. Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques de l'IFREMER, : 135 p.

Cotzias, G-C., 1967. Trace elements and environmental health. Proc univ MO, 1st Ann conf 5.

Crouzet, A., 1981. Mise en évidence de variations cycliques dans les écailles de *Posidonia oceanica* (Potamogetonaceae). *Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros* 7, 129-135.

D

D'Adamo, R., Di Stasio, M. et Fabbrochini, A. 2008. Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study. Evironmental monitoring and assessment 143, 15-24.

Daby D., 2003. Effects of seagrass bed removal for tourism purposes in a Mauritian bay. Environ. Pollut. 125, 313-324.

Daby, D., 2006. Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. Water, Air and soil pollution 174, 63-91.

Dallinger R, Prosi F, Segner H, Back H, 1987. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia* 73: 91-98.

Das K, Beans C, Holsbeek L, Mauger G, Berrow SD, Rogan E, Bouquegneau JM, 2003. Marine mammals from northeast atlantic: relationship between their trophic status as determined by δ13C and δ15N measurements and their trace metal concentrations. *Marine Environmental Research* 56: 349-365.

Den Hartog, C., 1970. The Seagrasses of the world. Verhandelingen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, Afd. Naturkunde. Tweede Reeks, Deel 59,N°1.North Holland publ., Netherl. 275.

Deniseger J., Erickson J., Austin A., Roch M., Clark M.J.R., 1990. Water Research, 24 403-416.

Denis-Karafistan, A., Martin, J.M., Minas, H., Brasseur, P., Nihoul, J., Denis, C., 1998. Space and seasonal distributions of nitrates in the Mediterranean Sea derived from a variational inverse model. Deep Sea Res. P1 45, 387-408.

Depledge, M.H et Rainbow, P.S., 1990. Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. Comp. Biochem. Physiol. C 97 : 1-7

Delgado, O., Ruiz, J., Pérez M., Romero, J., Ballesteros, E., 1999. Effects of fish farming on seagrass (Posidonia oceanica) in a Mediterranean bay : seagrass decline after organic loading cessation. Oceanol. Acta 22, 109-117.

Djabali. F., 1988. Prospection et chalutage en baies de Skikda et de Jijel. Rapp. ISMAL: 18.

Dierking J, Wafo E, Schembri T, Lagadec V, Nicolas C, Letourneur Y, Harmelin-Vivien M, 2009. Spatial patterns in PCBs, pesticides, mercury and cadmium in the common sole in the NW Mediterranean Sea, and a novel use of contaminants as biomarkers. Marine Pollution Bulletin 58 (11):1605-1614.

Diop, C. 2014. Étude de la contamination, de la spéciation et de la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les eaux et sédiments côtiers et estuariens au Sénégal : évaluation de la toxicité potentielle. Thèse de Doctorat, Université de Lile 1, France, 288p.

Diop C., Dewaelé D., Cazier F., Diouf A., Ouddane B., 2015. Chemosphere, 138 : 980-987.

Dural M, Göksu MZL, Özak AA, 2007. Investigationof heavy metal levels in economically important fish species captured from the Tuzlalagoon. *Food Chemistry* 102: 415-421

Duarte, C.M. 2002. The future of seagrass meadows. Environ Conserv 29:192–206.

Dragun Z, Raspor B, Podrug M, 2007. The influence of the season and the biotic factors on the cytosolic metal concentrations in the gills of the European chub (*Leuciscus cephalus* L.). *Chemosphere* 69: 911–919.

Drew, E. et Jupp, B.P., 1976. Some aspects of the growth of Posidonia oceanica in Malta. In : Underwater Research. Academic Press, Drew, Lythgoe, Woods Edit. 357-367.

DPSB, 2012. Direction de la planification et de suivi du budget de la wilaya de Skikda (ex DPAT : Direction de la planification et de l'aménagement du territoire de la wilaya de Skikda). Monographie de la wilaya de Skikda.

DRE, 2013. Direction des ressources en eau de la wilaya de Skikda.

Duarte, C.M., 2002. The future of seagrass meadows. Environ. Conserv. 29, 192-206.

Duarte, C.M.; Agusti, S.; Peters, H., 1987. An upper limit to the abundance of aquatic organisms. Oecologia, 74, 272-276.

E

E.E.A, 1997. Inter-regional forum. 2nd meeting repport of european marine conventions. Rome, 6-7 novembre 1997. Doc. European Environemental Agency. Technical repport N°10. 57p

Eilser, R., 1981. Trace Metal Concentrations in Marine Organisms. Pergamon Press, New York. 30.

El Asmi-Djellouli Z., 2005. Effets des herbiers à Posidonia oceanica sur la dynamique marine et la sedimentologie littorale dans la baie de Monastir (Tunisie orientale). Thèse Doct. Univ. Tunis-El Manar 1-185.

Elbetieha, A., Al-Hamood, M.H., 1997. Long-term exposure of male and female mice to trivalent and Cr (VI) compounds : effect on fertility. *Toxicology* 116, 19-47.

Elkalay, K., Frangoulis, C., Skliris, N., Goffart, A, Gobert, S., Lepoint, G., Hecq, J.H., 2003. A model of seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological Modelling* 167, 1-18.

EL MORHIT, M., FEKHAOUI, M., EL ABIDI,A., YAHYAOUI A, 2012. Contamination métallique des muscles de cinq espèces de poissons de l'estuaire du bas loukkos (côte atlantique marocaine). Science Lib Editions Mersenne : Volume 4, N 0 120116 .ISSN 2111-4706:21p

Ettajani, H., 1994. Transfert des éléments traces essentiels ou toxiques dans la chaîne trophique marine à mollusque. Thèse¸ Université de Tours¸ France, 199.

F

Fang, T.H et Hong, E., 1999. Mechqnisms influencing the spatial distribution of trace metals in surficial sediments of the South-Western Taiwan, Marine pollution Bulletin 38(11), 1026- 1037.

Fanning, K.A., 1992. Nutrient Provinces in the Sea : Concentration Ratios, Reaction Rate Ratios, and Ideal Covariation. J. Geophys. Res. 97, 5693–5712.

Favero, N., Cattalini, F., Bertaggia, D., Albergoni, V., 1996. Metal accumulation in a biological indicator (*Ulva rigida*) from the lagoon of Venice (Italy). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 31, 9-18.

Förstner, U et Wittman, GTW., 1979. Metal pollution in the aquatic environment. SpringerVerlag. New-York. 475.

Frederiksen, M., Krause-Jensen, D., Holmer, M., Laursen, J.S., 2004. Spatial and temporal variation in eelgrass (Zostera marina) landscapes : influence of physical setting. Aquat. Bot. 78, 147-165.

Ferrat, L., Pergent-Martini, C., Roméo, M., 2003b. Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality : application to seagrasses. *Aquatic Toxicology* 65, 187-204.

Fischer, W., Bauchot, M.L., Schneider M., 1987. Fiches d'identification des espèces pour les besoins de la pêche. Méditerranée et mer Noire.ED.F.A.O. Rome, 2 :761-1530.

Flammang, P., Warnau, M., Temara, A., Lane, D.J.W., Jangoux, M., 1997. Heavy metals in *Diadema setosum* (Echinodermata Echinoidea) from Singapore coral reefs. *Journal of Sea Research* 38, 35–45.

Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M., 1999. Effects of boat anchoring in Posidonia oceanica seagrass beds in the Port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea).

Aquat. Conserv. 9, 391–400.

Frodello, J.P., Roméo, M., Viale, D., 2000. Distribution of mercury in the organs and tissues of five toothed-whale species of the Mediterranean. *Environmental Pollution* 108, 447–452.

Fourqurean, J.W., Moore, T.O., Fry, B., Hollibaugh, J.T., 1997. Spatial and temporal variation in C:N:P ratios, delta N-15 and delta C-13 of eelgrass *Zostera marina* as indicators of ecosystem processes, Tomales Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series* 157, 147-157.

G

Gäbler, H.E., 1997. Mobility of heavy metal as a function of pH of samples from an overbank sediment profile contaminated by mining activities. Journal of Geochemical Exploration¸ vol.58¸ pp. 185-194.

Gagneux-Moreaux, S. (2006). Les métaux (Cd, Cu, Pb et Zn) dans la production des microalgues sur différents milieux de culture: biodisponibilité, bioaccumulation et impact physiologique. *Doctoral dissertation, Université de Nantes (France).*

Garrigues, P., Marbonne, J-F., Budzinski, H., Morin, B., Augagneur, S., Mora, P., Clerandeau, C., 2001. La contamination chimique de l'estuaire de la seine par l'utilisation de biomarqueurs, de bioessais et couplage avec analyses chimiques. Rapport intene 40 p.

Giusti, L., 2001. Heavy metal contamination of brown seaweed and sediments from the UK coastline between the Wear river and the Tees river. *Environmental International* 26, 275-286.

Gnassia-Barelli, M., Lemee, R., Pesando, D., Roméo, M., 1995. Heavy metal distribution in *Caulerpa taxifolia* from the North-Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 30, 749-755.

Geffard, O., Geffard, A., His, E., Boudzinski, H., Amiard-Triquet, C., 2001. Réponses des larves de Crassostrea gigas exposées à deux sédiments contaminés par les métaux. Icroissance et bioaccumulation métallique. J. Rech. Ocean. Vol. 2 (3) : 35-38.

Giesen, W., Van Katwijk, M.M., Hartog Den, C., 1990. Eelgrass condition and turbidity in the

Dutch Wadden Sea. Aquat. Bot. 37, 71-85.

Giraud, G., Boudouresque, C.F., Cinelli, F., Fresi, E., Mazzella, L., 1979. Observations sur l'herbier de Posidonia oceanica (L.) Delile autour de l'île d'Ischia (Italie). G. Bot. Ital. 114, 261-274.

Glémarec, M., Hily, C., Hussenot, E., Le Gall, C., Le Moal, Y., 1980. Recherches sur les indicateurs biologiques en milieu sédimentaire marin. *In* : Ecologie appliquée – Indicateurs biologiques et techniques d'études. Journées d'étude de l'association française des ingénieurs écologues, Grenoble, 13-14 Nov 1980, 118-140.

Giraud, G. 1979. Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de posidonia oceanica (L.) Delile. autour de l'Ilie d'Ischia (Italie). G.bot.ital. 113 (4) :261-274.

Gobert, S, Cambridge, M.T., Velimirov, B, Pergent, G, Lepoint, G, Bouquegneau, J.M., Walker, D.I. 2006. Biology of *Posidonia*. In *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, AWD Larkum, RJ Orth, CM Duarte (eds). Springer: Dordrecht; 387– 408.

Goldberg, E.D., 1975. The Mussel Watch : A first step in global marine pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 1-111.

Goldberg, E.D., Bowen, V.T., Farrington, J.W., Harvey, G., Martin, J.H., Parker, P.L., Risebrough, R.W., Robertson, W., Schneider, E., Gamble, E., 1978. The mussel watch. *Environmental conservation* 5 (2), 101-125.

Goldberg, E.D., Koide, M., Hodge, V., Flegal, A.R., Martin, J.H., 1983. US Mussel Watch : 1977-1978 results on trace metals and radionuclides. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 16, 69- 93.

Goyal, N., Jain, S.C., Banerjee, U.C., 2003. Comparative studies on the microbial adsorption of heavy metals. *Advances in Environmental Research* 7, 311-319.

Guemouda M, 2015. Impact de la pollution par les hydrocarbures sur Perinereis cultrifera (Annélides, Polychètes) dans le littoral Est-Algérien. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba: 309p.

Guiney, P.D., Melancon, M.J., Lech J.J., Peterson, R.E., 1979. Effects of egg and sperm maturation and spawning on the distribution and elimination of a polychlorinated biphenyl in rainbow trout (Salmo gardneri). Toxicol. Appl. Pharmacol. 47, 261-272.

Guhathakurta, H., Kaviraj, A., 2000. Heavy metal concentration in water, sediment, shrimp (*Penaeus monodon*) and mullet (*Liza Parsia*) in some brackish water ponds of Sunderban, India. *Marine Pollution Bulletin* 40 (11), 914–920.

Gray JS, 2002. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. Marine Pollution Bulletin 45 (1):46-52

H

Hamza-Chaffai, A., 1993. Etude de la bioaccumulation métallique et des métallothionéïnes chez des poissons de la côte de Sfax pour le Sud. Doctorat de l'Ecole National des Ingénieur Sfax. 157.

Hamilton, S.J et Mehrle, P.M., 1986. Evaluation of metallothionein measurement as a biological indicator of stress for cadmium in brook trout. Trans. Am. Fish. Soc. 116, 551-560.

Hamza-Chaffai, A., 1993. Etude de la bioaccumulation métallique et des métallothionéïnes chez des poissons de la côte de Sfax pour le Sud. Doctorat de l'Ecole National des Ingénieur Sfax. 157.

Harmelin-Vivien M, Cossa D, Crochet S, Bănaru D, Letourneur Y, Mellon-Duval C, 2009. Difference of mercury bioaccumulation in red mullets from the north-western Mediterranean and Black seas. Marine Pollution Bulletin 58 (5):679-685

Hartog, C. den, 1970. The sea-grasses of the world. *Verh. Kon. Ned. Akad. Wetens. Afd. Naturk. Ser*. 2 (59), 1-275.

Havens, K.E., Hauxwell, J., Tyler, A.C., Thomas S., McGlathery, K.J., Cebrián, J., Valiela, I., Steinman, A.D., Hwang, S.J, 2001. Complex interactions between autotrophs in shallow marine and freshwater ecosystems : implications for community responses to nutrient stress. Environ. Pollut. 113, 95-107.

Haynes, D., Ralph, P., Prange, J., Dennison, B., 2000. The impact of the herbicide diuron on photosynthesis in three species of tropical seagrass. Mar. Pollut. Bull. 41, 288-293.

Helsen, L. et E. Van den Bulck. 2005. "Review of disposal technologies for chromated copper arsenate (CCA) treated wood waste, with detailed analyses of thermochemical conversion processes." Environmental Pollution 134(2): 301-314

Heath, A.G., 1987. Water Pollution and Fish Physiology. CRC press, Florida, USA. 11.

Hemalatha, S., Platel, K., Srinivasan, K., 2006. Zinc and iron contents and their bioaccessibility in cereals and pulses consumed in India. *Food Chemistry* 102, 1328-1336.

Hashmia, M. I., Mustafa, S., Tariq, S. A., 2002. Heavy metal concentrations in water and tiger prawn (*Penaeus monodon*) from grow-out farms in Sabah, North Borneo. *Food Chemistry* 79, 151–156.

Hartog, C. den, 1970. The sea-grasses of the world. *Verh. Kon. Ned. Akad. Wetens. Afd. Naturk. Ser*. 2 (59), 1-275.

Holmstrup. M; Bindesbøl. A.M; Oostingh. G.J; A. Duschl. A; Scheil. V; Köhler. H.R; S. Loureiro; Soares. A.M.V.M; Ferreira. A.L.G; Kienle. C; Gerhardt. A; Laskowski. R; Kramarz. P.E; Bayley. M; Svendsen. C and Spurgeon. D.J, 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review, Sci. Total Environ., vol. 408, no. 18, pp. 3746–3762.

Honda, K., Tatsukava, R., Itano, K., Miyazaki, N., Fujiyama, T., 1983. Heavy metals concentration in muscle, liver and kidney tissue of striped dolphin *Stenella coeruleoalba* and their variation with body length, weight, age and sex. *Agricultural and Biological Chemistry* 47 (6), 1219-1228.

Huang, K., Ferrin-O'Connell, I., Zhang, W., Leonard, G.A., O'Shea, E.K., Quiocho, F.A., 2007. Structure of the Pho85-Pho80 CDK-cyclin complex of the phosphate-responsive signal transduction pathway. Mol Cell, 28(4):614-23

I

Illou, S., 1999. Impact des rejets telluriques d'origines domestiques et industrielles sur les environnemnets côtiers : cas du littoral nord de la ville de Sfax (Tunisie). Thèse de doctorat; Univ. Tunis II. Fac. Sci. de Tunis. 259.

Invers, O., Pérez, M., Romero, J., 2002. Seasonal nitrogen speciation in temperate seagrass *Posidonia ocianica* (L.) DELILE. J Exp Mar Ecol 273; 219-240.

Invers, O., Kraemer, G.P., Pérez, M., Romero, J., 2004. Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass Posidonia oceanica. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 303, 97-114.

INERIS, 2004. Devenir et comportement desmétaux dans l'eau : Biodisponibilité et modèle BLM. Rapport téchnique p85.

I.S.T.P.M., 1982. Rapport de mission sur l'évaluation des ressources halieutiques de la marge continentale algérienne, stocks pélagiques, stocks démersaux exploitables au chalut. Rpp. Campagne Thallasa. Ichtys., Joamy : 101 p.

J

Jebali, J., 2002. Contribution à l'étude écotoxicologique du littoral Tunisien. DEA de la Faculté des Sciences de Bizerte, 45.

Jensen, H.F., Holmer, M., Dahllöf, I., 2004. Effects of tributyltin (TBT) on the seagrass Ruppia maritima. Mar. Pollut. Bull. 49, 564–573.

Jerieska B, Witeska M, 2001. Metal toxicity to fish. University of Podlasie. Monografie 42.

K

Kaim, W., Schwederski, B., 1994. Bioinorganic Chemistry : Inorganic Elements in the Chemistry of Life. John Wiley and Sons, Chichester, 1-401.

Kalay, M., Ay, Ö., Canli, M., 1999. Heavy metal concentrations in fish tissues from the Northeast Mediterrenean Sea. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 63,673-681.

Kalay, M., Canli, M., 2000. Elimination of essential (Cu, Zn) and non-essential (Cd, Pb) metals from tissues of a freshwater fish Tilapia zillii following an uptake protocol. Tr.J.Zoology. 24,429-436.

Karez, C.S., Magalhaes, V.F., Pfeiffer, W.C., 1994. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environmental Pollution* 83, 351-356.

Kargın, F., Dönmez, A., Çoğun, H. Y., 2001. Distribution of heavy metals in different tissues of the shrimp *Penaeus semiculatus* and *Metapenaeus monocerus* from the Iskenderun Gulf, Turkey : seasonal variations. *Bulletin of Environment Contamination and Toxicology* 66, 102–109.

Katz, S.A., Salem, H., 1994. The biological and environmental chemistry of chromium. VCH pub., New York, 65-119.

Kelly, J.R., Levine, S.N., Buttel,, L.A., Carr K.A., Rudnick, D.T., Morton, R.D., 1990. The effects of tributyltin within a Thalassia seagrass ecosystem. Estuaries 13, 301-310.

Kerdoun, A., 1992. Stratégie de développement et protection de l'environnement en Méditerranée. In : Symposium Sud et îles méditerranéennes : Terre d'initiatives ou terres d'assistances ? Univ. Corse publ. 399-405.

Kito, H., Ose, Y., Mizuhira, V., Sato, T., Ishikawa ,T., Tazawat,T., 1982. Separation and purification of (Cd, Cu, Zn) metallothionein in carp hepato pancreas. Comp. Biochem. Physiol., 73:121-127.

Kojadinovic, J., Potier, M., Le corre, M., Cosson, R-P., Bustamante, P., 2007. Bioaccumulation of trace elements in pelagic fish from the Western Indian Ocean. Environmental Pollution 146, 548-566.

Kowalski, Z., Kulczycka, J., Wzorek, Z., 2007. Life cycle assessment of different variants of sodium chromate production in Poland. *Journal of Cleaner Production* 15, 28-37.

Klavins, M., Briede, A., Rodinov, V., Kokorite, I., Parele, E., Kalvina, I., 2000. Heavy metals in rivers of latvia. The Science of the Total Environnement 262, 175-183.

Kucuksezgin F, Altay O, Uluturhan E, Kontas A, 2001. Trace metal and organochlorine residue levels in red mullet (*Mullus barbatus*) from the Eastern Aegean, Turkey. *Water Research* 35: 2327–2332.

Kuo, J., Hartog, C. den, 2001. Seagrass taxonomy and identification key. *In* : Global seagrass research methods. Short, Coles, Short edit., Elsevier, pub., Amsterdam, 31-58.

L

Lafabrie, C. 2007. *Utilisation de Posidonia oceanica (L.) Delile comme bio-indicateur de la contamination métallique* (Doctoral dissertation, Université de Corse).

Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.C., Ramade, F., 1998. Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier pub. 1-320.

Lapointe, B.E., Tomasko, D.A., Matzie, W.R., 1994. Eutrophication and trophic state classification of seagrass communities in the Florida Keys. B. Mar. Sci. 54, 696-717.

Lauenstein, G.G., Robertson, A., O'Connor, T.P., 1990. Comparison of trace metal data in mussels and oysters from a Mussel Watch programme of the 1970s with those from a 1980s programme. *Marine Pollution Bulletin* 21, 440-447.

Larkum, A.W.D., West, R.J., 1990. Long-term changes of seagrass meadows in Botany Bay, Australia. Aquat. Bot. 37, 55-70.

Langston, W.J., 1990. Toxic effects of metals and the incidence of marine ecosystems. In : Furness, R.W., Rainbow, P.S.(Eds.), Heavy metals in the Marine Environment.CRC Press, New York.

Lapointe. D; Pierron. F and P. Couture. P, 2011. Individual and combined effects of heat stress and aqueous or dietary copper exposure in fathead minnows (Pimephales promelas), Aquat. Toxicol., vol. 104, no. 1–2, pp. 80–85.

Lau, S.¸ Chu, LM., 1999. Contamination release from sediment in a coastal wetland. *Wat Res* 33(4): 909-918.

Laskowski. R; Bednarska. A. J; Kramarz. P.E; Loureiro. S; Scheil. V; Kudłek. J and Holmstrup. M, 2010. Interactions between toxic chemicals and natural environmental factors - A meta-analysis and case studies, Sci. Total Environ., vol. 408, no. 18, pp. 3763–3774.

Lee, G.F. et Jones, RA., 1982. Dredged material evaluations: correlations between chemical and biological evaluation procedures. Journal Wat Contr Pollut Fed 54: 406-407.

Leal, M.C.F., Vasconcelos, M.T., Sousa-Pinto, I., Cabral, J.P.S., 1997. Biomonitoring with benthic macroalgae and direct assay of heavy metals in seawater of the Oporto coast (Northwest Portugal). *Marine Pollution Bulletin* 34, 1006-1015.

Leblanc, J.C, Yoon, H., Kombadjian, A., Verger, P. 2000. Nutritional intakes of vegetarian populations in france, European Journal of Clinical Nutrition, 54: 1-7.

LEM., 1996. Etude d'extension du port de Stora. Avant- projet sommaire. Rapp. Juillet, 1996 : 31p.

Legorburu, I., Canton, L, Millan. E, 1988. Casado. Niveaux en métaux traces: A. dans les poissons de rivière Unda (Espagne) Anguillidae, Mugillidae et Salmonidés. Envron. Technol. Lett,; 9:. 1373-1378.

Lewis, M.A., Scott, G.I., Bearden, D.W., Quarles, R.L., Moore J., Strozier, E.D., Sivertsen, S.K., Dias, A.R., Sanders, M. 2002. Fish tissue quality in near-coastal areas of the Gulf of Mexico receiving point source discharges. Sci. Total Environ., 284, 249–61.

Lipkin, Y., 1977. Seagrass vegetation of Sinai and Israel. In : Seagrass ecosystems, a scientific perspective. P. Mc Roy, C.Helfferich, Edit. Dekker publ. 263-293.J

Long, E.R., MacDonald, D.D., Severn, C.G., Hong, C.B., 2000. Classifying probabilities of acute toxicity in marine sediments with empirically derived sediment quality guide lines. Environ Toxicol Chem 19 (10): 2598-2601.

Lecointere, G., Le Guyader, H. 2001. La classification phylogénétique du vivant 2éme édition Belin.

Lovett Doust, J., Schmidt, M., Lovett Doust, L., 1994. Biological assessment of aquatic pollution : a review, with emphasis on plants as biomonitors. *Biological Reviews* 69, 147–86.

M

Maamri, A., Bärlocher, F., Pattee E., Chergui, H., 2001. Fungal and Bacterial Colonisation of Salix pedicellataLeaves Decaying in Permanent and Intermittent Streams in Eastern Morocco. International Review of Hydrobiology, 86(3): 337-348.

Maatallah R, Cheggour M, Louadi K & Djebar Ab, 2014. Patellidae gasteropods and their use in the assessment of coastal pollution in Skikda (north-east of Algeria). Revue du CAMES. 02(1): 15-29.

Macinnis-Ng, C.M.O., Ralph, P.J., 2004a. Variations in sensitivity to copper and zinc among three isolated populations of the seagrass, Zostera capricorni. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 302, 63–83.

Macinnis-Ng, C.M.O., Ralph, P.J., 2004b. In situ impact of multiple pulses of metal and herbicide on the seagrass, Zostera capricorni. Aquat. Toxicol. 67, 227–237.

Marbà, N., Duarte, C.M., Alexandra, A., Cabaço, S., 2004. How do seagrasses grow and spread ? In : European seagrasses: an introduction to monitoring and management. J Borum, CM Duarte, D Krause-Jensen, TM Greve, Edit. 11-18.

Mason, A.Z et Jenkins, K.D., 1995. Metal detoxification in aquatic organisms. Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. In: IUPAC Series on Analytic and Physical Chemistry of Environmental Systems, vol. 3. John Wiley and Sons, Chichester, England, pp. 479-607.

Mate, 2003. ministère algérien de l'aménagement du territoire et de l'environnement, sous-direction de la préservation des zones marines du littoral et des zones humides, (2003), Description détaillée du programme de surveillance du littoral MED POL Phase III.

Matthiessen, P., Bifield, S., Jarrett, F., Kirby, MF., Law, RJ., McMinn, WR., Sheahan, DA., Thain, JE., Whale, GF., 1998. An assessment of sediment toxicity in the River Tyne Estuary, UK by means of bioassays. Mar Environ Res 45(1):1-15.

Majori, L., Petronio, F., 1973. Marine pollution by metals and their accumulation by biological indicators (accumulation factor). *Revue Internationale d'Océanographie en Méditerranée* 31-32, 55-88.

Marbà, N., Duarte, C. M., Holmer, M., Martínez, R., Basterretxea, G., Orfila, A., Tintoré, J. 2004. Effectiveness of protection of seagrass (Posidonia oceanica) populations in Cabrera National Park (Spain). *Environmental Conservation*, *29*(4), 509-518.

Marcovecchio, J.E., Moreno, V.J., Bastida, R.O., Gerpe, M.S., Rodríguez, D.H., 1990. Tissue distribution of heavy metals in small cetaceans from the Southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 21(6), 299-304.

Marcovecchio, J.E., Gerpe, M.S., Bastida, R.O., Rodriguez, D.H., Morón, S.G., 1994. Environmental contamination and marine mammals in coastal waters from Argentina : an overview. *The Science of the Total Environment* 154, 141–151.

Maserti, B.E., Ferrara, R., Paterno, P., 1988. *Posidonia* as an indicator of mercury contamination. *Marine Pollution Bulletin* 19, 381-382.

Mazzella, L., Gambi, M.C., Russo, G.F., Buia, M.C., 1984. Deep flowering and fruiting of *Posidonia oceanica* beds around the Island of Ischia (Gulf of Naples). *In* : International Workshop on *Posidonia oceanica* beds. Boudouresque, C.F., Jeudy de Grissac, A., Olivier, J. edit., GIS Posidonie pub., France, 1, 203-209.

Meinesz A., Astier J.M., Lefevre J.R., 1981. Impact de l'amènagement du domaine maritime sur l'étage infralittoral du Var, France (Méditerranée occidentale). Ann. Inst. Océanogr. 57, 65-77.

Meinesz, A., Molenaar, H., Bellone, E., Loques, F., 1992. Vegetative reproduction in *Posidonia oceanica*. I. Effects of rhizome length and transplantation season in orthotropic shoots. *Marine Ecology PSZNI* 13(2), 163-174.

Merbouh, N., 1998. Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) d'un poisson pélagique, la sardine (*Sardina pilchardus*, Walbaum, 1792), pêché dans la baie d'Oran. Thèse de Magister. I.S.M.A.L. (Alger): 139p. Milla T., 1998- Contribution à l'étude des peuplements macrobenthique de substra

McCauley, D-J., DeGraeve, G-M., Linton, T-K., 2000. Sediment quality guidelines and assessment: overview and research needs. Environmental Sciences & Policy 3: 133-144.

McGeer, J-C., Brix, K-V., Skeaff, J-M., Deforest, D.K;, Brighman, S.I., Adams, W-J., Green, A., 2003. Inverse relationship between bioconcentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. Environm. Toxicol. Chem 22(5):1017-1037.

Mc Lean, J., Beveridge, T.J., 2001. Chromate reduction by a pseudomonad isolated from a site contaminated with chromated copper arsenate. *Applied and Environmental Microbiology* 67, 1076-1084.

Mc Roy, C.P., Helfferich, C., 1980. Applied aspects of seagrasses. *In* : Handbook of seagrass biology : an ecosystem perspective. Phillips, R.C., Mc Roy, C.P. edit., Garland STPM Press pub., New York, 297-343.

Mézédjri L, 2008. Modélisation de l'Impact de la Pollution Industrielle Hydrique dans le Golfe de Skikda (Littoral Est algérien). Thèse de Doctorat d'état, Université Badji Mokhtar Annaba : 147p.

Milazzo M., Badalamenti F., Ceccherelli G., Chemello R., 2004. Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, Western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 299: 51-62.

Millot. C. 1987. The circulation of Levantine intermediate water in the Algerian basin. J. Geophys. Resear., 92(C8): 5265-8276.

Millot, C., Taupier-Letage, I., 2005. circulation in the Mediterranean sea, handbook of environmental chemistry, vol 5 part k, 29-66.

Miquel, G., 2001. Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Rapport 261.

Miller, P.A., Munkittrick, K.R., Dixon, D.G., 1992. Relationship between concentrations of

copper and zinc in water, sediment, benthic invertebrates and tissues of white sucker (Catastomus commersoni) at metal-contaminated sites. Can J Fish Aquat Sci. 49, 978–85.

Molinier, R., Picard, J., 1952. Recherches sur les herbiers de Phanérogames marines du littoral méditerranéen français. *Annales de l'Institut Océanographique* 27(3), 157-234.

Molfetas S., Blandin P., 1980. Quelques éléments de réflexion sur la notion d'indicateur écologique. *In* : Journées d'étude de l'association française des ingénieurs écologues, Grenoble, 13- 14 novembre 1980, AFIE, Mainvilliers, 167-173.

Montefalcone M., Albertelli G., Morri C., Parravicini V., Bianchi C. N., 2009. Legal protection is not enough: *Posidonia oceanica* meadows in marine protected areas are not healthier than those in unprotected areas of the northwest Mediterranean Sea. Marine Pollution Bulletin, 58: 515-519.

Monteiro-Neto, C., Vinhas Itavo, R., de Souza Moraes, L.E., 2003. Concentrations of heavy metals in *Sotalia fluviatilis* (Cetacea : Delphinidae) off the coast of Ceará, northeast Brazil. *Environmental Pollution* 123, 319-324.

Mossé, R.A., 1984. Les écailles des rhizomes plagiotropes de Posidonia oceanica : étude des variations cycliques. In : International Workshop on Posidonia oceanica Beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. Edit., GIS Posidonie publ. 1, 217- 226.

Morillo, J., Usero, J., Gracia, I., 2005. Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain). *Chemosphere* 58, 1421-1430.

Muñoz-Olivas, R., Cámara, C., 2001. Speciation related to human health. *In* : Trace element speciation for environment, food and health. Ebdon, L., Pitts, L., Cornelis, R., Crews, H., Donard, O.F.X., Quevauviller, P., edit, The Royal Society of Chemistry, pub., 331-353.

Mzimela, H.M.,Wepner, V., Cyrus, D.P., 2003. Seasonal variation of selected metals in sediments, water and tissues of the groovy mullet, Liza dumerelii (Mugilidae) from the Mhlathuze Estuary, South Africa. Marine Pollution Bulletin. 46, 659-676.

N

Nakhlé, K.F., Cossa, D., Khalaf, G., Beliaeff, B., 2006. *Brachidontes variabilis* and *Patella* sp. As quantitative biological indicators for cadmium, lead and mercury in the Lebanese coastal waters. *Environmental Pollution* 142, 73-82.

Nations-Unies, INCHEM (février 2011) Lead, [en ligne] Adresse URL: http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc85.htm#SectionNumber:1.1

Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world. 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc. New York. 600 p

Neff JM, 2002. Bioaccumulation in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier

Noel-Lambot, F., Gerday, C., Disache A., 1978. Distribution of Cd, Zn and Cu in liver and gills of the eel Anguilla anguilla with special reference to metallothionein. Comp. Biochem. Physiol., 61C:177-181.

Nriagu, J.O., Nieboer, E., 1988. Chromium in the natural and human environment. *In*: Advances in Environmental Science andTechnology. Nriagu, J.O., Nieboer, E., edit., John Wiley & Sons, pub., New York, 1-785.

Nriagu, JO. 1996. "History of global metal pollution". In Science 272 (5259): 223-224. Dans dans G. Bridge, 2004, "Contested Terrain: Mining and the Environment", In Annual Review of Environment and Resources, vol. 29, p. 215.

O

Odzak, N., Zvonaric, T., 1995. Le cadmium et le plomb dans l'absorption des aliments par le loup Dicentrarchus poissons. Sci eau. Technol, 1995; 32: 49 -. 55.

Olivera, M, Santos, MA, Pacheco, M., 2004. Glutathione protects heavy metal-induced inhibition of hepatic microsomal ethoxyresorufin O-deethylase activity in Dicentrarchus labrax L. Ecotoxicol Environ Saf; 58:379–85.

Olivier, F., Ridd, M., Klumpp, D., 2002. The use of transplanted cultured tropical oysters (*Saccostrea commercialis*) to monitor Cd levels in North Queensland coastal waters (Australia). *Marine Pollution Bulletin* 44, 1051-1062.

Orth R.J., Carruthers T.J.B., Dennison W.C., Duarte C.M., Fourqurean J.W., Heck K.L., Hughes A.R., Kendrick G.A., enworthy W.J., Olyarnik S., Short F.T., Waycott M., Williams S.L., 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. BioScience, 56: 987-996.

Osame, M., Takizawa, Y., 2001. Methylmercury poisoning in Minamata and Niigata, Japan.

Ostapczuk, P., Burow, M., May, K., Mohl, C., Froning, M., Sussenbach, B., Waidmann, E., Emons, H., 1997a. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. *Chemosphere* 34 (9-10), 2049-2058.

Ostapczuk, P., Schladot, J.D., Emons, H., Oxynos, K., Schramm, K.W., Grimmer, G., Jacob, J., 1997b. Environmental monitoring and banking of marine pollutants by using common mussels. *Chemosphere* 34 (9-10), 2143-2151.

P

PL.RM. Palaniappan, Selvi Sabhanayakam, N. Krishnakumar, M. Vadivelu ; 2008. Morphological changes due to Lead exposure and the influence of DMSA on the gill tissues of the freshwater fish, *Catla catla*; Food and Chemical Toxicology n° 46.

Pasqualini V., Pergent-Martini C., Pergent G., 1998a. Identification of natural and anthropic impacts on littoral ecosystems. In : Third International Workshop on Seagrass Biology, Philippine, 102.

Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Clabaut, P., Pergent G., 1998b. Mapping of Posidonia oceanica using aerial photographs and side-scan sonar : Application of the island of Corsica (France). Estuar. Coast. Shelf S. 47, 359-367.

Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Pergent, G., 1999. Environmental impact identification along the Corsican coast (Mediterranean Sea) using image processing. Aquat. Bot. 65, 311–320.

Pasqualini, V., Clabaut, P., Pergent, G., Benyoussef, L., Pergent-Martini, C., 2000.

Contribution of side scan sonar to the management of Mediterranean littoral ecosystems. Int. J. Remote Sens. 21, 367-378.

Pattee O.H. et Pain D.J., 2003. Leadin the environment. In: Hoffman :373.408.

Pérès, J., 1976. La pollution des eaux marines. Bordas Paris 230.

Pérès, J.M. 1984. La régression des herbiers à Posidonia oceanica. In : International Workshop on Posidonia oceanica Beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. Edit., GIS Posidonie publ. 445-454.

Pergent, G., Mendez, S., Pergent-Martini, C., Pasqualini, V., 1999. Preliminary data on the impact of fish farming facilities on Posidonia oceanica meadows in the Mediterranean. Oceanol. Acta 22, 95-107.

Peterson, GS.¸ Ankley, GT.¸ Leonard, EN., 1996. Effects of bioturbation on metal-sulfide oxidation in surficial freshwater sediments sediments. Environ Toxicol Chem 15: 2147-2155.

Pergent, G., 1987. Recherche lépidochronologiques chez Posidonia oceanica (Patamogetonaceae). Fluctuations des paramètres anatomiques et morphologiques des écailles des rhizomes. Thèse Doctorat. Université. Aix- Marseille II: p.853.

Pergent, G., 1991. Les indicateurs écologiques de la qualité du milieu marin en Méditerranée. *Oceanis* 17(4), 341-350.

Pergent, G et Pergent-Martini, C. 1991. Leaf renewal cycle and primary production of *Posidonia oceanica* in the bay of Lacco Ameno (Ischia, Italy) using lepidochronological analysis. *Aquat. Bot.* 42: 49-66.

Pergent, G., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.F. 1995. Utilisation de l'herbier à *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de la qualité du milieu littoral en Méditerranée : état des connaissances. Mésogée 54, 3-29.

Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2000. Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution* 13, 1-6.

Pergent, G., Ben Maiz, N., Boudouesque, C.F., Meinesz, A., 1989a. The flowering of *Posidonia oceanica* over the past fifty years : a lepidochronological study. *In* : International workshop on *Posidonia* beds. Boudouresque, C.F., Meinesz, A., Fresi, E., Gravez,V. edit., GIS Posidonie pub., France, 2, 69-76.

Pergent, G., Boudouresque, C.F., Crouzet, A., Meinesz, A., 1989b. Cyclic changes along *Posidonia oceanica* rhizomes (lepidochronology) : present state and perspectives. *Marine Ecology PSZNI* 10(3), 221-230.

Pergent, G., Zaouali, J., 1992. Analyse phénologique et lépidochronologique de *Posidonia oceanica* dans une lagune hyperhaline du Sud tunisien. *Rapports et Procès Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientifique en Méditerranée* 33, 48.

Pergent-Martini, C., 1994. Impact d'un rejet d'eaux usées urbaines sur l'herbier à Posidonia oceanica, avant et après la mise en service d'une station d'épuration. Thèse Doct. Univ. Corse, 1-208.

Pergent, G., Djellouli, A., Hamza, A.A., Ettayeb, K.S., El Mansouri, A.A., Talha, F.M., Hamza, M.A., Pergent-Martini, C., Platini, F., 2002. Characterization of the benthic vegetation in the Farwà lagoon (Libya). *Journal of Coastal Conservation* 8, 119-126.

Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2000. Marine phanerogams as a tool in the evaluation of marine trace-metal contamination : an example from the Mediterranean. *International Journal of Environment and Pollution* 13, 1-6.

Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrian, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzi, L., Pirrotta, M., Relini, G., Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B., 2005. Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows : Use and application. *Ecological Indicators* 5, 213–230.

Pergent-Martini C., Boudouresque C.F., Pasqualini V., Pergent G., 2006. Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. Marine Ecology - an Evolutionary Perspective, 27: 310-319.

Piazzi, L., Acunto, S., Cinelli, F., 1999 2000. In situ survival and development of Posidonia oceanica (L.) Delile seedlings. Aquatic Botany 63, 103-112.

Phillips, D.J.H., 1977. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of trace metals in Scandinavian waters – I : zinc and cadmium. *Marine Biology* 43, 283-291.

Phillips, D.J.H., 1980. Quantitative aquatic biological indicators : Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Phillips, D.J.H., edit., Applied Science pub., Barking, 1-488.

Phillips, D.J.H., Segar, D.A., 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants : programme design imperatives. *Marine Pollution Bulletin* 17, 10-17.

Phillips, D.J.H., 1990. Use of macroalgae and invertebrates as monitors of metal levels in estuaries and coastal waters. *In* : Heavy Metals in the Marine Environment. Furness, R.W., Rainbow, P.S., edit., CRC Press, Boca Raton, pub., Florida, 81–99.

Phillips, D.J.H., Rainbow, P.S., 1993. Biomonitoring of trace aquatic contaminants. Environmental Management Series. Phillips, D.J.H., Rainbow, P.S., edit., Alden Press Ltd, pub., Oxford, 1-371.

Phillips, D.J.H., 1994. Macrophytes as biomonitors of trace metals. *Biomonitoring of Coastal Waters and Estuaries*, 85-103.

Platini, F., 2000. La protection des habitats aux herbiers en Méditerranée. Rapp. PNUE, PAM, CAR/ASP Edit. PNUE publ. 1-65.

PNUE, 1990. Livre rouge "Gérard Vuignier" des végétaux, peuplement et paysages marins menacés de Méditerranée. UNEP/IUCN/ GIS Posidonie. UNEP, MAP Technical Reports 43, 1-250.

PNUE, 2001. Projet de lignes directrices pour les études d'impact sur les herbiers marins. PNUE/CARASP – Tunis 1-45.

Plumlee, G.S., Ziegler, T.L. (2003). The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elservier-Pergamon, Oxford, pp. 264-310.

Preen, A., Marsh, H., 1995. Response of dugongs to large-scale loss of seagrass from Hervey Bay, Queensland, Australia. Wildlife Res. 22, 507-519.

Power, E-A et Chapman, P-M., 1992. Assessing sediment quality. In burton, GAJ (Eds). Sediment Toxicity Assessment, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.

Prange, J.A., Dennison, W.C., 2000. Physiological Responses of Five Seagrass Species to Trace Metals. Mar. Pollut. Bull. 41, 327-336.

Procaccini G., Buia M.C., Gambi M.C., Perez M., Pergent G., Pergent-Martini C. and Romero J., 2003. Seagrass status and extent along the Mediterranean coasts of Italy, France and Spain. In: Green E.P., Short F.T., Spalding M.D. edits. World Atlas of Seagrass: Present status and future conservation. University of California Press publ. et al., 2003.

Porcher, M., 1984. Impact des mouillages forains sur les herbiers à Posidonia oceanica. In : International Workshop on Posidonia oceanica Beds. Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. Edit., GIS Posidonie publ. 1, 145-148.

Pourang, N., Dennis, J. H., Ghourchian, H., 2004. Tissue distribution and redistribution of trace elements in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein. *Ecotoxicology* 13, 519-533.

Procaccini, G., Mazzella, L., 1996. Genetic structure of the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Western Mediterranean: ecological implications. *Marine Ecology Progress Series* 140, 153-160.

Procaccini, G., Buia, M.C., Gambi, M.C., Perez, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Romero, J., 2003. The seagrasses of the western Mediterranean. In : World Atlas of Seagrasses. Green E.P., Short F.T. Edit. Univ. California Press 48-58.

R

Rainbow, P.S., Phillips, D., 1993. Cosmopolitan biomonitors of trace metals. *Marine Pollution Bulletin* 26 (11), 593-601.

Rainbow, P.S., 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 31, 183-192.

Rainbow, P.S., Wolowicz, M., Fialkowski, W., Smith, B.D., Sokolowski, A., 2000. Biomonitoring of trace metals in the Gulf of Gdansk, using mussel (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*). *Water Research* 34(6), 1823-1829.

Ralph, P.J., 2000. Herbicide toxicity of Halophila ovalis assessed by chlorophyll a fluorescence. Aquat. Bot. 66, 141–152.

Ramade, F., 1990a. La conservation des écosystèmes littoraux méditerranéens. B. Soc. Zool. Fr. 114, 121-136.

Ramade, F., 1990b. Conservation des Ecosystèmes méditerranéens – Enjeux et Perspectives. Les Fascicules du Plan Bleu, PNUE/PAM 3, 1-144.

Ramade, F., 1993. Discours d'ouverture. *In* : Qualité du milieu marin - Indicateurs biologiques et physico-chimiques. 3èmes Rencontres scientifiques de la Côte Bleue. Boudouresque, C.F., Avon, M., Pergent-Martini, C., edit., GIS Posidonie, pub., 19-30.

Rao, J.V., Kavitha, P., Srikanth, K., Usman, P.K. et Rao, T.G. 2007. Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponges, Sigmadocia fibulata inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. Toxicological and environmental chemestry 89, 487-498.

Rapin, F., Forstner, U., Garcia, I-J., Nembrini, G., 1982. Etude de la répartition des métaux lourds dans les sédiments superficiels de la Baie des Anges (Méditerranée, France) par spéciation chimique. 6 ème Journées. Etud. Pollutions, Cannes, CIESM, 107-114.

Rasmussen, AD.¸ Andersen, O., 1999. Cadmium transfer between water and sediments studied in laboratory experiments and with a computer model. Bull Environ Contam Toxicol 63: 720-727.

Remili S, & Kerfouf A, 2013. Évaluation de la qualité physico-chimique et du niveau de contamination métallique (Cd, Pb, Zn) des rejets d'eaux usées d'Oran et de Mostaganem (littoral Ouest algérien). Physio-Géo. Géographie physique et environnement, 7 :165-182.

Rodriguez, C., Guerrero, J., Benedicto, J.M., Jornet, A., 1995. Spatial distribution of heavy metals in mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Spanish mediterranean coast. *Rapports de la Communauté Internationale sur la mer Méditerranée* 34, 145.

Roesijadi, G et Robinson, W.E., 1994. Metal regulation in aquatic animals: mechanism of uptake, accumulation and release. In: Malins, D.C., Ostrander, G.K. (Eds.), Aquatic Toxicology (Molecular, Biochemical and Cellular Perspectives. Pub-lishers, London.

Roméo, M et Amiard, J-C., 1992. Devenir et effets des éléments traces chez les organismes marins. Analysis Magazine, Vol. 20, 42-44.

Roméo, M., Gnassia-Barelli, M., Sidoumou, Z., Nguyen, P., 1993. Variations spatio-temporelles des concentrations en métaux traces chez le mollusque *Donax rugosus* de la côte mauritanienne. *Bulletin d'Ecologie* 24 (2-3-4), 83-86.

Roméo, M., Mathieu, A., Gnassia-Barelli, M., Romana, A., Lafaurie, M., 1994. Heavy metal content and biotransformation enzymes in 2 fish species from the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 107, 15-22.

Romeo M, Siau Y, Sidoumou Z, Gnassia-Barelli M, 1999. Heavy metal distribution in different fish species from the Mauritania coast. *The Science of the Total Environment* 232: 169-175.

Roméro, J., 1989a. Premières données sur la production primaire d'un herbier de Posidonia oceanica en Méditerranée occidentale (côtes catalanes). Rapp. P.V. Commiss. Internation. Explor. Sci. Médit., Monaco, 28 (3): 129-130.

Rouane-Hacene O, Belhaouari B, Djeribiai A& Boutiba Z, 2014. Highlighting of the Algerian experience in the integrated management of water resources. Journal of Biodiversityand Environmental Sciences, 5(1): 555-5614.

Rouidi S, Hadjem A, Asia L, Mille G & Tahar A, 2013. Sources and distribution of hydrocarbons in surface sediments of saf-saf oued (Skikda city, northeastern Algeria). Annals of

Biological Research, 4(4): 61-69.

Rotini, A., Belmonte, A., Barrote, I., Micheli, C., Peirano, A., Santos, R.O., Silva, J., Migliore, L., 2013. Effectiveness and consistency of a suite of descriptors for assessing the ecological status of seagrass meadows (*Posidonia oceanica* L. Delile). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 130: 252-259.

Ruiz, J.M., Pérez, M., Romero, J., 2001. Effects of fish farm loadings on seagrass (Posidonia oceanica) distribution, growth and photosynthesis. Mar. Pollut. Bull. 42, 749-760.

Ruiz J.M., Romero J. 2003. Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass Posidonia oceanica. Mar. Pollut. Bull. 46, 1523-1533.

S

Sanchez-Lizaso J.L., Guillen J.E., Ramos-Esplà A.A., 1990. The regression of *Posidonia oceanica* meadows in El Campello (Spain). Rapport Commission Internationale Mer Méditerranée, 32 (1): B-I 10: p. 7.

Sanchiz, C., García-Carrascosa, A.M., Pastor, A., 1999. Bioaccumulation of Hg, Cd, Pb and Zn in four marine phanerogams and the alga *Caulerpa prolifera* (Försskal) Lamouroux from the East Coast of Spain. *Botanica Marina* 42, 157-164.

Sanchiz, C., García-Carrascosa, A.M., Pastor, A., 2001. Relationships between sediment physico-chemical characteristics and heavy metal bioaccumulation in Mediterranean soft-bottom macrophytes. *Aquatic Botany* 69, 63-73.

Schiedek. D; Sundelin. B; J. W. Readman. J.W and R. W. Macdonald. R.W, 2007. Interactions between climate change and contaminants, Mar. Pollut. Bull., vol. 54, no. 12, pp. 1845–1856.

Schlenk, D., Benson, W.H. (Eds), 2001. Target Organ Toxicity in Marine and Freshwater Teleosts, Volume 1- Organs, Taylor and Franchis, London and New York.

Sellali, B., Chouakri, S., Azzouz, M., Boudjellal, B., 1995. Chlorinated hydrocarbons in mussels from algiers'bay. *Rapports de la Commission Internationale en mer Méditerranée* 34, 148.

Short, F.T., Burdick, D.M., 1996. Quantifying eelgrass habitat loss in relation to housing development and nitrogen loading in Waquoit Bay, Massachusetts. Estuaries 19, 730-739.

Short, F.T., Wyllie-Echeverria, S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environ. Conserv. 23, 17-27.

Short, F.T., Coles, R.G., Pergent-Martini, C., 2001. Global seagrass distribution. In: Global Seagrass Research Methods. Short, F.T., Coles, R.G. Edit. Elsevier Scientific publ. B.V. 5-30.

Sigg, L., Behra, P., Stumm, W., 2000. Chimie des milieux aquatiques – Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, 3e édition. Paris :DUNOD: 567.

Sin, S.N., Chua, H., Lo, W.J., Ng, L.M., 2001. Assessment of Heavy Metal Cations in Sediments of Shing Mun River, Hong Kong. E nvironment International 26(5-6):297-301.

Smith, S., Peterson, P.J., Kwan, K.H.M., 1989. Chromium accumulation, transport and toxicity in plants. *Toxicology and Environmental Chemistry* 24, 241-251.

Smolders, R., Bervoets, L., Wepener, V. et Blust, R. 2003. A conceptual framework for using mussels as biomonitors in whole efflent toxicity. Human and ecological risk assessment 9, 741-760.

Soltan, D., 1994. Etude de la faisabilité de l'utilisation des peuplements algaux comme bio-indicateurs de la qualité des eaux littorals marines en Méditerranée. Premier rapport intermédiaire : Analyse des données bibliographiques. Contrat N°9406 GIS Posidonie / Service assainissement Ville de Marseille, 1-12.

Spalding, M.D., M. Taylor, C. Ravilious, F.T. Short and E. Green. 2003. Global overview. The distribution and status of seagrasses. In: (E.P. Green and F.T. Short, eds), World atlas of seagrasses. University of California Press, Berkeley, CA. pp. 5–26.

Stoppelli, N., Peirano, A., 1996. Continuous flowering of Posidonia oceanica (L.) Delile in the Bay of Monterosso al Mare (SP) (Northwestern Mediterranean Sea). Bollettino dei Musei e degli Istituti dell'Università di Genova 60-61, 31- 40.

Stauber, J. L., Florence, T. M., 1989. The effect of culture medium on metal toxicity to the marine diatom Nitzschia closterium and the freshwater green alga Chlorella pyrenoidosa. *Water Research*, *23*(7), 907-911.

Suzuki, T., Miyata, N., Horitsu, H., Kawai, K., Takamizawa, K., Tai, Y., Okazaki, M., 1992. NAD(P)H-dependent chromium (VI) reductase of *Pseudomonas ambigua* G-1 : a Cr(V) intermediate is formed during the reduction of Cr(VI) to Cr(III). *The Journal of Bacteriology* 174, 5340-5345.

T

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

Tack, F.M., Callewaert, O.W.J.J., Verloo, M.G., 1996. Metal mobility as a function of pH in a contaminated dredged sediment affected by oxidation. Environmental Pollution, vol.91, n°2, pp.199-208.

Tam, N.F.Y., Wong, Y. S., 2000. Spatial Variation of heavy metals in surface sediments of Hong Kong Mangrove Swaps. Environnemental Pollution 110,195-205.

Taylor A, Maher W, 2003. The use of two marine gastropods, *Austrocochlea constricta* and *Bembicium auratum* as biomonitors of zinc, cadmium and copper exposure: effects of mass, withing and between site variability and net accumulation relative to environmental exposure. *Journal of Coastal Research* 19(3): 541-549.

Tessier, E., Garnier, C., Mullot, J.-U., Lenoble, V., Arnaud, M., Raynaud, M., Mounier, S., 2011. Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France). Mar. Pollut. Bull. 62, p. 2075–2086.

Thélin, I., Boudouresque, C.F., 1983. Longévité des feuilles de *Posidonia oceanica* dans un

herbier de la baie de Port-Cros (Var, France). *Rapports et Procès Verbaux des Réunions de la Commission Internationale sur l'Exploration Scientique en Méditerranée* 28(3), 115-116.

Thélin, I., Boudouresque, C.F., 1985. Posidonia oceanica flowering and fruiting recent data from an international inquiry. Posidonia Newsletter 1, 5-14.

Thomas R. Dulski, A. 1996. Manual for the chemical analysis of metals, vol. 25, ASTM International, 251 p. (ISBN 0803120664, lire en ligne [archive]), p. 71

Traore A., Ake-Assi Y., Ahoussi Kouassi E., Soro N., 2015. Evaluation de la concentration des elements traces (pb, cu, zn, fe, cd et hg) dans les crevettes (macrobrachium vollenhovenii) des lagunes aghien et potou (sud-est de la côte d'ivoire). Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°24, Décembre 2015, pp. 129-142.

Türkmen, A., Türkmen, M., Tepe, Y., Akyurt, İ, 2005. Heavy metals in three commercially valuable fish species from İskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry* 91, 167-172.

Turley, C. M. 1999. The changing Mediterranean Sea — a sensitive ecosystem?, Prog.

Oceanogr., 44(1-3), 387-400.

U

Ucun, H., Bayhan, Y.K., Kaya, Y., Cakıcı, A., Algur, O.F., 2002. Biosorption of chromium (VI) from aqueous solution by cone biomass of *Pinus sylvestris*. *Bioresource Technology* 85, 155- 158.

Usha D. et Vikram R. M, 2012. Assessment of heavy metals concentrations in water and four fish species from the Uppanar River at Cuddalore (TAMIL NADU, INDIA). Continental J. Environmental Sciences, Vol.6, N°3, pp. 32- 41.

Usero, J., Morillo, J., Gracia, I., 2005. Heavy metal concentrations in molluscs from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere* 59, 1175-1181.

V

Valiela, I., Bowen, J.L., 2002. Nitrogen sources to watersheds and estuaries: role of land cover mosaics and losses within watersheds. Environ. Pollut. 118, 239-248.

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

W

Walker, D.I., Lukatelich, R.J., Bastyan, G., McComb, A. J., 1989. Effect of boat moorings on seagrass beds near Perth, Western Australia. Aquat. Bot. 36, 69-77.

Wang, Y.T., Shen, H., 1995. Bacterial reduction of hexavalent chromium. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* 14, 159-163.

Ward, T.J., 1989. The accumulation and effects of metals in seagrass habitats. *In* : Biology of seagrasses, Aquatic Plant Studies 2. Larkum, A.W.D., Mc Comb, A.J., Shepherd, S.A., edit., Elsevier pub., 797-820**.**

Warnau, M., Ledent, G., Temara, A., Bouquegneau, J.M., Jangoux, M., Dubois, P., 1995. Heavy metals in *Posidonia oceanica* and *Paracentrotus lividus* from seagrass beds of the north-western Mediterranean. *The Science of the Total Environment* 171, 95-99.

Waycott, M., Longstaff, B.J., Mellors, J., 2005. Seagrass population dynamics and water quality in the Great Barrier Reef region : A review and future research directions. Mar. Poll. Bull. 51, 343-350.

Wen, X et Allen, HE., 1999. Mobilization of heavy metals from An River sediment. Sci Total Environ 227: 101-108.

Wittmann, K.J. 1984. Temporal and morphological variations of growth in natural stand of Posidonia oceanica (L.) Delile. Mar. Ecol. P.S.Z.N. I. 5, 301–316.

Wood, J-M., 1974. Biological cycles for toxic elements in the environment. Science 183, 1049-

1052.

X

Xuelu G., A.C. Chen-tung (2012). Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. Water Res., 46, 1901-1911.

Y

Yuan, C., Shi, J., He, B., Liu, J., Liang, L., Jiang, G. 2004. Speciation of heavy metals in marine sediments from the East China sea by ICP-MS with sequential extraction. *Environment International, 30,* 769–783.

Yılmaz, Ö., Kaynak, G. et Vural. M 2003. A new taxon of Linum (Linaceae) from Northwest Anatolia, Turkey. Ann. Bot. Fenn. 40: 147–150.

Yılmaz, A. B., Yılmaz, L., 2007. Influences of sex and seasons on levels of heavy metals in tissues of green tiger shrimp (*Penaeus semisulcatus* de Hann, 1844). *Food Chemistry* 101, 1696-1701.

Z

Zhang, J., Li, X., 1987. Chromium pollution of soil and water in Jinzhou. *Journal of Chinese Preventive Medicine* 21, 262-264.

Zhou, J.L., Salvador, S.M., Liu, Y.P., Sequeira, M. 2001. Heavy metals in the tissues of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *The Science of the Total Environment* 273, 61-76.

Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L., Calmano, W. 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Science of The Total Environment, 266,* 195–202

Résumés

Resumé

L'objectif de ce travail est le diagnostic de l'état de santé du golfe de Skikda qui constitue un écosystème de haute importance grâce à sa richesse halieutique, région réputée comme étant le plus grand pôle industriel d'Afrique du Nord ; par une approche multicompartiments (biotope et biocénose) d'un point de vue chimique.

Les teneurs en éléments traces métalliques ETM (Cd, Pb, Cr, Cu et Zn), ont été déterminées dans le muscle de la saupe, *Sarpa salpa* ; les feuilles adultes de posidonie et le sédiment superficiel recueilli dans le golfe de Skikda durant la période de l'année (2010-2011), dans trois stations.

La distribution de métaux traces dans les sédiments et les herbiers montre une fluctuation spatiotemporelle significative. Les analyses effectuées ont permis d'identifier les échantillons de la station de Mollo comme les plus contaminés. En effet, la contamination des tissus de *P. oceanica* et *Sarpa salpa* reflète la contamination du site. Le calcul de l'indice de contamination (IC), confirme la présence d'une pollution polymétallique en Cd, Pb, Cr et Zn dont les teneurs les plus élevées étaient en période pluviale et les plus basses étaient en période sèche. Les niveaux des ETM dans le sédiment et la plante ont diminué dans l'ordre (Cr> Zn> Pb> Cu> Cd), (Pb>Cr>Zn>Cu>Cd) et dans le muscle Pb > Cr > Zn > Cu > Cd, respectivement, cela, quelle que soit la saison. Une tendance générale de variation saisonnière des concentrations de métaux lourds dans les feuilles de la posidonie et le muscle de la saupe a été observée. Cette variation saisonnière des métaux lourds peut s'expliquer par d'une part par la dynamique de croissance de la posidonie et le cycle biologique de la saupe et d'autre part, par l'effet des paramètres hydrologiques. Une corrélation positive significative ($r \geq 0,57$; $p \leq 0,05$) entre les compartiments (poisson/posidonie), confirme notre hypothèse de l'origine trophique des métaux traces métalliques étudiés. Les résultats de l'ANOVA indiquent que les niveaux des ETM, dans les deux compartiments, diffèrent significativement entre les saisons et les stations ($p < 0,05$).

Mots-clés : Posidonie; Saupe ; Bioaccumulation; bioindicateur; santé; écosystème marin.

Summary

The objective of this work is the diagnosis of health state of Annaba gulf which constitutes an ecosystem of high importance thanks to its richness halieutic, region reputed as being the largest and most diversified industrial pole of Africa; by a multi-compartment approach (sediment and biota) from a chemical point of view.

The level of trace metal elements TME (Cd, Pb, Cr, Cu and Zn) was determined in salema, *Sarpa salpa,* adult leaves of *Posidonia oceanica*, the retained superficial sediment in three stations from Gulf of Skikda over the period from winter 2010 at summer 2011.

The distribution of trace metals in sediment and plant shows a significant fluctuation spatiotemporal. The analyzes carried out made it possible to identify the samples of the Mollo station as the most contaminated ones. Indeed, the contamination of *P. oceanica* tissues reflects the contamination of the site. The e contamination index (CI) are calculated; and confirm the presence of a polymetallic pollution in Cd, Pb, Cr and Zn, whose highest levels are recorded during the rainy season and the lowest are noted during the dry period. The levels of the TME in the sediment, plant and salema decreased in the following order (Cr> Zn> Pb> Cu> Cd.), (Pb>Cr>Zn>Cu>Cd) and in muscles Pb > Cr > Zn > Cu > Cd, respectively, and this, whatever the season. A general trend of seasonal variation in heavy metal concentrations in the leaves of the Posidonia and the muscle of the salema was observed. This seasonal variation of heavy metals can be explained on the one hand by the growth dynamics of the posidonia and the biological cycle of the saupe and on the other hand, by the effect of the hydrological parameters. A significant positive correlation ($r \geq 0.57$; $p \leq 0.05$) between the compartments (fish / posidonia), confirms our hypothesis of the trophic origin of the trace metal metals studied. A significant difference was noticed in the level of TME in the two compartments (ANOVA, $p<0,001$).

Keywords: Posidonia; Salema; bioaccumulation; bioindicator; health; marine ecosystem.

ملخص

الهدف من هذا العمل هو تشخيص الحالة الصحية لخليج سكيكدة الذي يمثل محيط بيئي ذو أهمية كبيرة بفضل تنوع ثرواته السمكية وبانه منطقة معروفة باسم أكبر مركز صناعي في أفريقيا وهذا من خلال تتبع عدة وحدات (الرواسب والكائنات الحية) من وجهة نظر كيميائية.

تم تحديد مستويات العناصر المعدنية من (، Cd، Pb، Cr، Cu و Zn) في منبر السوبا ، Sarpa salpa ، أوراق Posidonia البالغة والرواسب السطحية التي تم جمعها في خليج سكيكدة خلال الفترة من السنة 2010 -2011 ، في ثلاث محطات

ويظهر توزيع المعادن النزرة في الرواسب والأعشاب البحرية تقلبات كبيرة في الزمانية المكانية. جعلت التحليلات التي أجريت من الممكن تحديد عينات من محطة مولو بأنها الأكثر تلوثا. في الواقع ، فإن تلوث أنسجة المحيط الهادئ يعكس تلوث الموقع. ويؤكد حساب مؤشر التلوث (CI) وجود تلوث متعدد المعادن في Cd و Pb و Cr و Zn، وكانت أعلى مستوياته خلال موسم الأمطار وكانت أقلها في فترة الجفاف. انخفضت مستويات ETM في الرواسب والنبات بالترتيب (Cr> Zn> Pb> Cu> Cd) ، (Pb> Cr> Zn> Cu> Cd) وفي العضلة (Pb > Cr > Zn > Cu > Cd) على التوالي ، أيًا كان الموسم. وقد لوحظ نمط عام من التباين الموسمي في تركيزات المعادن الثقيلة في أوراق posidonia وعضلات الاسماك. يمكن تفسير هذا الاختلاف الموسمي للمعادن الثقيلة من ناحية بديناميكية نمو posidonia والدورة البيولوجية للاسماك ومن ناحية أخرى ، من خلال تأثير العوامل الهيدرولوجية للخليج. يؤكد الارتباط الإيجابي الهام ($p \leq 0.05$ ؛ $r \geq 0.57$) بين المقصورات (الأسماك / posidonia) ، فرضيتنا عن المصدر الاساسي لتلوث الانسجة بالمعادن الثقيلة التي تمت دراستها هو بالاساس غدائي.

نتائج ANOVA تشير إلى أن مستويات ETM ،في كل الانماط المدروسة، تختلف بشكل كبير بين المواسم والمحطات ($P < 0.001$).

الكلمات المفتاحة: خليج سكيكدة، المعادن الثقيلة (ETM)، الرواسب السطحية، العمق، الشلبة، الصحة، السمية.

Annexex

Figure 50. Image satellite du complexe de transport et de stockage des hydrocarbures RTE. (Quickbird, 2003).

Figure.51. Photo du canal de rejet de la du complexe de transport et de stockage des hydrocarbures(RTE).

Figure 52. Image satellite du complexe de Raffinage du Pétrole (RAF) (Quickbird, 2003).

Figure 53. Photo du canal de rejets du complexe de Raffinage du Pétrole (RAF) de Skikda.

Figure 54. Image satellite de la centrale thermique électrique (CTE) (Quickbird, 2003).

Figure 55. Photo du canal de rejet de la central thermique électrique (CTE).

Figure 56. Photo du canal de rejet du complexe du gaz naturel liquéfié (GNL).

Figure 57. Photo du canal de rejet de la direction régionale de la zone industrielle de Skikda (DRIK).

Figure 58. Photos du canal de rejet du complexe des matières plastiques (CP1K).

Figure 59. Photos du canal de rejet du complexe Polymed