

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
المدرسة الوطنية العليا للعلوم البحر و تهيئة الساحل  
École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer  
et de l'Aménagement du Littoral



Mémoire de Fin d'Études  
En vue de l'obtention du Diplôme d'Ingénieur en Sciences de la Mer

Option : Environnement

Thème :

# Contribution à l'étude de l'impact de la pollution chimique sur l'herbier à Posidonie dans la baie d'Alger

Présenté par : M. GUENDOUZI Yacine

Soutenu le 24 Septembre 2011, devant le jury composé de :

M. GUERFI M.	Président
M <sup>me</sup> . GHALMI R.	Promotrice
M <sup>elle</sup> . LAMOUTI S.	Co-promotrice
M. LOURGUIOUI H.	Examineur
M. BOUKORTT R.	Examineur

Promotion 2010/2011

# Remerciements

*Avant tout, je remercie notre dieu, ALLAH, le Miséricordieux, l'Unique,  
Le Puissant ... pour sa protection et son guide.*

*Je tiens à remercier vivement M<sup>me</sup> GHALMI R et M<sup>elle</sup> LAMOUTI S mes promotrices, pour  
l'aide scientifique et morale qu'elles ont su m'apporter tout au long de ce mémoire ;*

*Je remercie également, M. GUERFI M ; M. LOURGUIOUI H et M. BOUKORTT R qui m'ont  
fait l'honneur de bien vouloir constituer mon jury de thèse ;*

*Je tiens aussi à remercier les deux clubs de plongée : le récif de Tamenfoust et CRRS de Rais  
Hamidou ;*

*Un grand merci pour BOUKRINA. Y ; OUNADI F ; EDDALIA N et BOUDJELEL B, du  
laboratoire de Sidi-Fredj pour votre aide et vos encouragements ;*

*Mes remerciements vont aussi à M. MOUALI M, M<sup>elle</sup> AZOUANI S et M. HOUASS O. de  
l'Observatoire Nationale de l'Environnement et du Développement Durable (ONEDD) ;*

*À tout le personnel de la bibliothèque de l'École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer  
et de l'Aménagement du Littoral ;*

*Et bien sûr mes parents, mes sœurs qui ont été présents à chaque étape, toujours à  
m'encourager ;*

*Je tiens à adresser des remerciements très chaleureux à M. LAKFEL Nassim et  
M. TARMOUL Fatah ;*

*A ces remerciements, j'associer l'expression de ma reconnaissancet à toutes les personnes  
qui ont participé bénévolement de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire ;*

*Merci à tous ceux que je n'ai pas cités ici mais à qui je pense quand même !!!*

*GUENDOUZI. Y*

# SOMMAIRE

Introduction .....	01
<b>Chapitre I : Généralités</b>	
I.1. LA POLLUTION CHIMIQUE MARINE .....	03
I.1.1. LA POLLUTION MARINE .....	03
I.1.2. LA POLLUTION CHIMIQUE .....	03
I.1.3 ÉVALUATION DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE DANS LE MILIEU MARIN .....	03
I.2. CONTAMINATION MÉTALLIQUE DU MILIEU MARIN .....	03
I.2.1. LES ÉLÉMENTS EN TRACES MÉTALLIQUES (ETM) .....	03
I.2.2. PROPRIÉTÉS BIOLOGIQUES ET TOXICITÉ DES ÉLÉMENTS EN TRACES MÉTALLIQUES .....	04
I.2.2.1. LES ÉLÉMENTS NON-ESSENTIELS .....	04
I.2.2.2. LES ÉLÉMENTS ESSENTIELS .....	05
I.3. LES SELS NUTRITIFS .....	05
I.3.1. L'AZOTE .....	05
I.3.2. LE PHOSPHORE .....	05
I.3.3. LE SILICIUM.....	05
I.4. LES MATIÈRES EN SUSPENSION (MES) .....	06
I.5. LA MATIÈRE ORGANIQUE (MO) .....	06
I.6. L'ÉCOSYSTÈME À <i>POSIDONIA OCEANICA</i> .....	06
I.6.1. ARGUMENTAIRE SUR L'UTILISATION DE L'ÉCOSYSTÈME À POSIDONIE.....	06
I.6.2. COMPARTIMENT SEDIMENT .....	07
I.6.3. COMPARTIMENT POSIDONIE .....	08

I.6.3.1. PRÉSENTATION DE LA POSIDONIE .....	08
I.6.3.2. DESCRIPTION ET DISTRIBUTION .....	09
I.6.3.3. ÉCOLOGIE .....	12
I.6.3.4. FAUNE ET FLORE ASSOCIÉES .....	12
I.6.3.5. IMPORTANCE ET RÔLE .....	13
I.6.3.6. MENACES SUR L'HERBIER : CAUSES DE RÉGRESSION .....	14
I.6.3.7. <i>POSIDONIA OCEANICA</i> COMME UN BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE .....	15
I.6.4. COMPARTIMENT OURSIN .....	15

## **Chapitre II : matériels et méthodes**

II.1. PRÉSENTATION DE LA BAIE D'ALGER .....	16
II.1.1. GÉOMORPHOLOGIE .....	16
II.1.2. SÉDIMENTOLOGIE .....	16
II.1.3. FACTEURS HYDRODYNAMIQUES .....	17
II.1.3.1. LES HOULES .....	17
II.1.3.2. LES COURANTS .....	18
II.1.3.2.1. Les courants généraux .....	18
II.1.3.2.2. Les courants côtiers .....	18
II.1.3.2.3. Les courants de dérive littorale .....	18
II.2. ÉTAT DE LA POLLUTION DANS LA BAIE D'ALGER .....	18
II.3. PROTOCOLE DE PRÉLÈVEMENT ET STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE .....	20
II.3.1. SITES DE PRÉLÈVEMENT (CHOIX ET DESCRIPTION) .....	20
II.3.2. PRÉLÈVEMENT ET ÉCHANTILLONNAGE .....	23
II.3.2.1. SÉDIMENT .....	23
II.3.2.2. POSIDONIE .....	23
II.3.2.3. OURSIN .....	24
II.3.2.4. L'EAU DE MER .....	24

II.4. PROTOCOLE D'ANALYSE .....	25
II.4.1. DOSAGE DES MÉTAUX LOURDS .....	25
II.4.1.1. TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS .....	25
II.4.1.2. NETTOYAGE DES INSTRUMENTS .....	26
II.4.1.3. MINÉRALISATION DES ÉCHANTILLONS .....	26
II.4.1.4. ANALYSE DES ÉCHANTILLONS PAR LA MÉTHODE DE LA SAA .....	30
II.4.1.5. LE TAUX D'HUMIDITÉ .....	31
II.4.1.6. INDICE DE CONTAMINATION .....	32
II.4.1.7. RELATION ENTRE LE MERCURE ET L'ÉTAT DE L'HERBIER DE POSIDONIE.....	33
II.4.1.8. BIOCONCENTRATIONS MÉTAL .....	33
II.4.2. DOSAGE DES SELS NUTRITIFS .....	33
II.4.2.1. DOSAGE DE L'AMMONIUM .....	34
II.4.2.2. DOSAGE DES NITRITES .....	34
II.4.2.3. DOSAGE DES NITRATES .....	34
II.4.2.4. DOSAGE DES ORTHOPHOSPHATES .....	35
II.4.2.5. DOSAGE DU SILICIUM DISSOUT .....	35
II.4.3. DÉTERMINATION DU POIDS SESTONIQUE (MES) .....	36
II.4.4. DETERMINATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE (MO) .....	37

### **Chapitre III : résultats et discussion**

III.1. LES ÉLÉMENTS EN TRACE MÉTALLIQUE .....	38
III.1.1. ETAT DE CONTAMINATION DU SÉDIMENT .....	38
III.1.1.1. LE MERCURE (Hg) .....	39
III.1.1.2. LE PLOMB (Pb) .....	40
III.1.1.3. LE ZINC (Zn) .....	40
III.1.1.4. INDICE DE CONTAMINATION (IC) .....	41
III.1.2. ÉTAT DE CONTAMINATION DE LA POSIDONIE .....	43

III.1.2.1. LE MERCURE (Hg) .....	44
III.1.2.2. LE PLOMB (Pb) .....	45
III.1.2.3. LE ZINC (Zn) .....	46
III.1.3. ETAT DE CONTAMINATION DES OURSINS .....	47
III.1.3.1 LE MERCURE (Hg) .....	48
III.1.3.2. LE PLOMB (Pb) .....	49
III.1.3.3. LE ZINC (Zn) .....	50
III.1.4. BIOCONCENTRATIONS DES ETM .....	50
III.2. LES SELS NUTRITIFS .....	52
III.2.1. DISTRIBUTION HORIZONTALE DES SELS NUTRITIFS .....	53
III.2.2. L'AZOTE .....	55
III.2.2.1. AMMONIUM (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	55
III.2.2.2. NITRITE (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) .....	56
III.2.2.3. NITRATE (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) .....	57
III.2.3. LE PHOSPHORE .....	57
III.2.4. LE SILICIUM .....	59
III.3. LA MATIERE EN SUSPENSION (MES) .....	60
III.4. LA MATIERE ORGANIQUE (MO) .....	61
Conclusion .....	63

Bibliographie

Annexes

# Liste des tableaux

<b>Tableau II.1</b> : Les activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005) .....	<b>19</b>
<b>Tableau II.2</b> : Localisation géographique des stations de prélèvement en baie d'Alger ....	<b>21</b>
<b>Tableau II.3</b> : Valeurs de l'indice de contamination (IC) (ALZIEU <i>et al.</i> , 1999) .....	<b>32</b>
<b>Tableau II.4</b> : Classification des herbiers de <i>Posidonia oceanica</i> en fonction de l'état de traces de contamination métallique $\mu\text{g/g}$ P.S. (PERGENT-MARTINI <i>et al.</i> , 2005) .....	<b>33</b>
<b>Tableau III.1</b> : Valeurs extrêmes, moyennes et écart type des concentrations en ETM dans les sédiments superficiels marins des deux zones étudiées .....	<b>38</b>
<b>Tableau III.2</b> : Comparaison des statistiques de concentrations maximales en ETM dans les sédiments, exprimées en $\mu\text{g/g}$ de poids sec (P.S) dans nos zones d'études avec différentes régions de la Méditerranée occidentale .....	<b>38</b>
<b>Tableau III.3</b> : Indice de Contamination en Mercure, Plomb et Zinc des sédiments des deux zones d'étude .....	<b>41</b>
<b>Tableau III.4</b> : Valeurs extrêmes, moyennes et écart type des concentrations en ETM dans les gonades d'oursin commun dans les deux zones étudiées .....	<b>43</b>
<b>Tableau III.5</b> : Comparaison des concentrations maximales en ETM dans les rhizomes, exprimées en $\mu\text{g/g}$ de poids sec (P.S) dans nos zones d'études avec différentes régions de la Méditerranée occidentale .....	<b>44</b>
<b>Tableau III.6</b> : État de l'herbier de posidonie dans les deux zones d'études en fonction de la concentration en mercure $\mu\text{g/g}$ P.S d'après PERGENT-MARTINI <i>et al.</i> (2005).....	<b>45</b>
<b>Tableau III.7</b> : Valeurs extrêmes, moyennes et écart type des ETM des gonades d'oursin commun des deux zones étudiées .....	<b>47</b>
<b>Tableau III.8</b> : Comparaison des concentrations maximales en ETM dans les gonades d'oursins <i>Paracentrotus lividus</i> , exprimées en $\mu\text{g/g}$ de poids sec (P.S) dans nos zones d'études avec différentes régions de la Méditerranée occidentale .....	<b>47</b>
<b>Tableau III.9</b> : Niveau de contamination en ETM moyennes dans les trois matrices étudiées sur les deux zones d'études, (AP : Alger plage ; RH : Rais Hamidou) .....	<b>52</b>
<b>Tableau III.10</b> : résultat d'analyse des sels nutritifs dans la baie d'Alger (Mai, 2011) .....	<b>52</b>
<b>Tableau III. 11</b> : Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type des sels nutritifs des eaux de surface d'Alger plage et Rais Hamidou .....	<b>55</b>
<b>Tableau III.12</b> : les concentrations de MES (mg/l) dans les eaux de surface dans les deux zones d'étude .....	<b>60</b>
<b>Tableau III.13</b> : Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type de MES dans les eaux de surface d'Alger plage et Rais Hamidou .....	<b>60</b>
<b>Tableau III.14</b> : Les concentrations de MO (mg/l) dans les eaux de surface dans les deux zones d'étude .....	<b>61</b>
<b>Tableau III.15</b> : Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type de la MO dans les eaux de surface d'Alger plage et Rais Hamidou .....	<b>61</b>

# Liste des figures

<b>Figure I.1 :</b> Voies d'accumulation et de transfert d'un toxique dans trois maillons de la chaîne trophique (TARMOUL, 2010, modifiée) : la posidonie, l'oursin commun et l'homme .....	<b>07</b>
<b>Figure I.2 :</b> Aspect général d'un herbier à <i>Posidonia oceanica</i> .....	<b>08</b>
<b>Figure I.3 :</b> Un rhizome plagiotrope de <i>Posidonia oceanica</i> portant des racines ainsi que des rhizomes orthotropes avec des faisceaux de feuilles à leurs extrémités .....	<b>09</b>
<b>Figure I.4 :</b> Structure d'un faisceau de feuilles de <i>Posidonia oceanica</i> .....	<b>10</b>
<b>Figure I.5 :</b> La matre de posidonie .....	<b>10</b>
<b>Figure I.6 :</b> Floraison de <i>Posidonia oceanica</i> .....	<b>11</b>
<b>Figure I.7 :</b> Distribution géographique de <i>Posidonia oceanica</i> en méditerranée (GIS Posidonie in BOUDOURESQUE, 2010) .....	<b>11</b>
<b>Figure I.8 :</b> Schématisation des principaux rôles de l'herbier de Posidonie dans l'équilibre écologique des fonds littoraux méditerranéens (© GIS Posidonie, in CHARBONNEL <i>et al.</i> , 2000) .....	<b>13</b>
<b>Figure II.1:</b> Situation géographique de la baie d'Alger (Google Earth, 2011) .....	<b>16</b>
<b>Figure II.2 :</b> Nature du fond de la baie d'Alger (d'après MAOUCHE, 1987 - modifiée) ...	<b>17</b>
<b>Figure II.3:</b> Schéma synthétique de la dynamique littoral dans la baie d'Alger (d'après BELKESSA, 2005 - modifiée) .....	<b>18</b>
<b>Figure II.4:</b> Cimenterie de Rais Hamidou (Photo : LAMOUTI, 2011) .....	<b>19</b>
<b>Figure II.5 :</b> Stratégie d'échantillonnage et localisation des stations de prélèvement dans les deux zones d'étude .....	<b>22</b>
<b>Figure II.6 :</b> (A) boîte en plastique (pour le prélèvement) ; (B) piluliers en verre (pour la conservation après lyophilisation) .....	<b>23</b>
<b>Figure II.7 :</b> Récupération des gonades d'oursins .....	<b>24</b>
<b>Figure II.8:</b> (A) Conductimètre ; (B) pH-mètre .....	<b>24</b>
<b>Figure II.9 :</b> (A) Lyophilisateur ; (B) Broyeur centrifuge à billes .....	<b>25</b>
<b>Figure II.10. :</b> Procédure de digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination du mercure total par CV-AAS .....	<b>27</b>
<b>Figure II.11:</b> Procédure de digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination de Plomb et Zinc par AAS .....	<b>29</b>
<b>Figure II.12 :</b> Droite d'étalonnage du Mercure .....	<b>31</b>
<b>Figure II.13 :</b> Droite d'étalonnage du Plomb pour le biote .....	<b>31</b>
<b>Figure II.14 :</b> Droite d'étalonnage du Plomb pour le sédiment .....	<b>31</b>
<b>Figure II.15 :</b> Droite d'étalonnage du Zinc .....	<b>31</b>
<b>Figure II.16 :</b> Réactifs de GRIESS pour le dosage des nitrites .....	<b>34</b>
<b>Figure II.17 :</b> Droite d'étalonnage de l'Ammonium .....	<b>35</b>
<b>Figure II.18 :</b> Droite d'étalonnage de Nitrite .....	<b>35</b>
<b>Figure II.19 :</b> Droite d'étalonnage de Nitrate .....	<b>36</b>
<b>Figure II.20 :</b> Droite d'étalonnage d'Orthophosphate .....	<b>36</b>
<b>Figure II.21 :</b> Droite d'étalonnage du Silicium dissout .....	<b>36</b>
<b>Figure II.22:</b> (A) Balance; (B) Filtre WHATMAN GF/C .....	<b>36</b>
<b>Figure II.23 :</b> (A) four à moufle ; (B) creuset en porcelaine .....	<b>37</b>
<b>Figure III.1 :</b> Histogramme de comparaison des concentrations moyenne de Mercure (Hg) en µg/g P.S dans les sédiments de nos zones d'étude avec les zones de référence non polluées : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010) ; Canari (Corse, France in LAFABRIE, 2007) .....	<b>39</b>

<b>Figure III.2</b> : Histogramme de comparaison des concentrations moyenne de Plomb (Pb) en $\mu\text{g/g}$ P.S dans les sédiments de nos zones d'étude avec la zones de référence : baie d'Alger (BOUDJELLAL <i>et al.</i> , 1992), Alger plage (SOUALILI <i>et al.</i> , 2008) et frange littorale Nord-Ouest du Golf de Tunis (RAIS et GUEDDARI, 1992) ...	<b>40</b>
<b>Figure III.3</b> : Histogramme de comparaison des concentrations moyennesde Zinc (Zn) en $\mu\text{g/g}$ P.S dans les sédiments des zones d'étude avec la zone de référence Corne d'Or (TARMOUL, 2010) et le seuil de contamination (MOORE et AMAMOORTHY, 1984 <i>in</i> ALZIEU <i>et al.</i> , 1999) .....	<b>41</b>
<b>Figure III.4</b> : Indice de Contamination en Mercure (Hg) des sédiments des zones d'étude par rapport aux zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie <i>in</i> TARMOUL, 2010) et Canari (Corse, France <i>in</i> LAFABRIE, 2007) .....	<b>42</b>
<b>Figure III.5</b> : Indice de Contamination en Plomb (Pb) des sédiments des zones d'étude par rapport aux zones de référence : Sidi Fredj et Tamentfoust (SOUALILI <i>et al.</i> , 2008). .....	<b>42</b>
<b>Figure III.6</b> : Indice de Contamination en Zinc (Zn) des sédiments des zones d'étude par rapport à la zone de référence Corne d'Or (TARMOUL, 2010) et le seuil de contamination (MOORE et RAMAMOORTHY, 1984 <i>in</i> ALZIEU <i>et al.</i> , 1999) .....	<b>43</b>
<b>Figure III.7</b> : Histogramme de comparaison entre les concentrations en Mercure des rhizomes dans nos zones d'études avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie <i>in</i> TARMOUL, 2010) et Calvi (Corse, France <i>in</i> LAFABRIE, 2007) .....	<b>45</b>
<b>Figure III.8</b> : Histogramme de comparaison entre les concentrations de plomb dans les rhizomes de nos zones études avec les zones de référence : Calvi, (France <i>in</i> WARNAU <i>et al.</i> , 1995 et LAFABRIE, 2007) .....	<b>46</b>
<b>Figure. III.9</b> : Histogramme de comparaison entre les concentrations de zinc dans les rhizomes dans nos zones d'étude avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie <i>in</i> TARMOUL, 2010) et Calvi, (France <i>in</i> WARNAU <i>et al.</i> , 1995) .....	<b>46</b>
<b>Figure III.10</b> : Histogramme de comparaison entre les concentrations de mercure dans les gonades d'oursin commun de nos zones d'études avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie <i>in</i> TARMOUL, 2010) et Calvi (Corse, France <i>in</i> WARNAU <i>et al.</i> , 1995) .....	<b>49</b>
<b>Figure III.11</b> : Histogramme de comparaison entre les concentrations en Plomb dans les gonades d'oursin commun de nos zones d'études avec la zone de Calvi (Corse, France <i>in</i> WARNAU <i>et al.</i> , 1995) et port de cap de l'eau (Maroc <i>in</i> DEMNATI <i>et al.</i> , 2002) .....	<b>49</b>
<b>Figure III.12</b> : Histogramme de comparaison entre les concentrations de zinc dans les gonades d'oursin commun de notre étude avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie <i>in</i> TARMOUL, 2010) et, Marseille (France <i>in</i> WARNAU <i>et al.</i> , 1995) .....	<b>50</b>
<b>Figure III.13</b> : Histogramme de facteur de biosédiment de mercure Hg, Pb et Zn chez la posidonie et l'oursin dans la zone d'Alger plage .....	<b>51</b>
<b>Figure III.14</b> : Histogramme de facteur de biosédiment de mercure Hg, Pb et Zn chez la posidonie et l'oursin dans la zone de Rais Hamidou .....	<b>51</b>
<b>Figure III.15</b> : Variation de Nitrite, Nitrate et Orthophosphate des eaux de surface d'Alger plage .....	<b>53</b>
<b>Figure III.16</b> : Variation d'Ammonium des eaux de surface d'Alger plage .....	<b>53</b>
<b>Figure III.17</b> : Variation de silicate des eaux de surface d'Alger plage .....	<b>54</b>
<b>Figure III.18</b> : Variation de Nitrite, Nitrate et Orthophosphate des eaux de surface de Rais Hamidou .....	<b>54</b>

<b>Figure III.19</b> : Variation d'Ammonium des eaux de surface de Rais Hamidou .....	<b>54</b>
<b>Figure III.20</b> : Variation de Silicate des eaux de surface de Rais Hamidou .....	<b>55</b>
<b>Figure III.21</b> : Histogramme des concentrations en Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans les deux zones d'étude .....	<b>55</b>
<b>Figure III.22</b> : Histogramme des concentrations en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) dans les deux zones d'étude .....	<b>56</b>
<b>Figure III.23</b> : Histogramme des concentrations en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) dans les deux zones d'étude .....	<b>57</b>
<b>Figure III.24</b> : Histogramme des concentrations en Ortho-phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) dans les deux zones d'étude .....	<b>57</b>
<b>Figure III.25</b> : Courbe de tendance entre le $\text{NO}_3^-$ et $\text{PO}_4^{3-}$ dans la zone d'Alger plage .....	<b>58</b>
<b>Figure III.26</b> : Courbe de tendance entre le $\text{NO}_3^-$ et $\text{PO}_4^{3-}$ dans la zone de Rais Hamidou ...	<b>58</b>
<b>Figure III.27</b> : Histogramme des concentrations en silicium dissout ( $\text{SiO}_2$ ) dans les deux zones d'étude .....	<b>59</b>
<b>Figure III.28</b> : Courbe de tendance entre le $\text{PO}_4^{3-}$ et $\text{SiO}_2$ dans la zone d'Alger plage .....	<b>59</b>
<b>Figure III.29</b> : Histogramme des concentrations de MES (mg/l) dans les deux zones d'étude .....	<b>60</b>
<b>Figure III.30</b> : Histogramme des concentrations de MO (mg/l) dans les deux zones d'étude .....	<b>62</b>

# Introduction

La pollution des écosystèmes marins et littoraux est un problème environnemental majeur ; qui représente un véritable danger pour la santé publique, les facteurs qui en sont responsables ne cessent de s'accroître, surtout par l'action anthropique, en raison principalement de la pression démographique et du développement technologique des villes, plus accentuées sur les zones côtières.

La zone méditerranéenne a été classée par le PNUE comme l'une des cinq régions du monde où les problèmes environnementaux sont les plus graves, alors que la mer Méditerranée est classée parmi les sept mers les plus menacées (BOUDOURESQUE, 1996).

Ces dernières décennies, les activités anthropiques (la pollution du milieu marin, la pêche irresponsable, l'urbanisation anarchique du littoral,...), ont rendu les écosystèmes Méditerranéens dangereusement vulnérables.

La côte algérienne est située dans le bassin Algero-provençal (Méditerranée occidentale), partie intégrante de la Méditerranée qui est concernée de facto par les préoccupations d'ordre environnementales de l'ensemble de la région.

Le long de la côte algérienne (1200 Km), diverses sources de pollution ont des impacts non négligeables sur le milieu marin. Les villes côtières les plus polluées sont principalement Annaba, Alger et Oran.

La zone d'étude (Baie d'Alger) est une région qui reçoit quotidiennement des flux de pollution de différents types, essentiellement les rejets urbains et industriels (d'oued el Harrach et el Hamiz, de port d'Alger, la cimenterie de Rais-Hamidou,...), les rejets d'origine agricoles lors des lessivages des bassins versants sont aussi non négligeables, ainsi que la pollution directe par l'homme (plage de baignade, complexes touristique, etc.)

La contamination métallique des écosystèmes aquatiques a attiré l'attention de chercheurs d'horizons très différents. Elle constitue en effet l'un des aspects de la pollution le plus menaçant pour ces milieux. Par ses effets toxiques, elle est capable d'engendrer des situations critiques voire dangereuses. Contrairement à de nombreux toxiques organiques, les éléments en traces métalliques ne sont pas totalement éliminés par voie biologique et par conséquent sont sujets à un effet cumulatif dans les divers compartiments de l'écosystème (eau, sédiment, faune et flore).

La biosurveillance de la qualité des eaux littorales nécessite l'utilisation d'espèces bioindicatrices de la qualité des écosystèmes, afin d'évaluer l'état de pollution.

La magnoliophyte *Posidonia oceanica* est un bioindicateur résistant à la contamination métallique (FERRAT *et al.*, 2002) présentant un fort pouvoir de concentration en éléments traces, proportionnel aux teneurs présentes dans le milieu (PERGENT-MARTINI et PERGENT, 2000).

L'échinides *Paracentrothus lividus* étant un brouteur de posidonie, présentant un potentiel bioaccumulateur assez considérable, pouvant fournir ainsi des renseignements précieux sur les transferts trophiques des différents polluants étudiés (WARNAU *et al.*, 2006)

Notre travail est une modeste contribution à l'évaluation du degré de pollution chimique au sein de l'écosystème à *Posidonia oceanica* de deux zones d'études situées dans la baie d'Alger (Alger plage et Rais-Hamidou), afin de permettre une meilleure connaissance de l'état de santé des herbiers et du milieu où ils se trouvent, pour une meilleure gestion et protection du littoral.

Pour cela nous avons procédé à : l'estimation de la contamination métallique par la méthode de spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) dans trois compartiments (La posidonie, l'oursin et le sédiment), la détermination d'indice de contamination, facteur du biosédiment contribue à l'évaluation d'une éventuelle pollution qui est susceptible de menacer l'écosystème à posidonie au niveau des deux zones d'étude.

Nous avons également analysé les teneurs en sels nutritifs, la matière en suspension et la matière organique ; afin de déterminer l'origine et la nature de cette pollution.

Generalités

## I.1. LA POLLUTION CHIMIQUE MARINE

### I.1.1. LA POLLUTION MARINE

La pollution marine a été définie par la Commission Océanographique Internationale de l'UNESCO comme étant : « ... l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans l'environnement marin pouvant entraîner des effets délétères, tels que dommages aux ressources biologiques, dangers pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, y compris les pêcheries, détérioration des qualités de l'eau de mer pour son utilisation et réduction des possibilités dans le domaine des loisirs ».

Il existe plusieurs types de la pollution marine, outre la pollution chimique, la pollution physique, et la pollution biologique.

### I.1.2. LA POLLUTION CHIMIQUE

La pollution chimique regroupe l'ensemble des éléments toxiques dus à la présence des composés chimiques organiques ou inorganiques qui peuvent avoir diverses origines : industrielle, agricole, domestique, urbaine, etc. Leur toxicité peut être directe si elle est limitée dans le temps et ne s'accumule pas dans les tissus des êtres vivants affectant directement leur croissance, leur reproduction et leur comportement, ou être chronique dans le cas où les produits toxiques sont non-dégradables, s'accumulent dans les tissus des organismes marins (*in* HAMZAOUÏ, 1983) et constituent une menace sur la santé humaine. (BOUTIN *et al.*, 1992). Parmi les substances toxiques bioaccumulables on peut citer :

- Les éléments en traces métalliques : mercure, plomb, zinc, cadmium, etc.
- Les organométalliques : éthylmercure, phénolmercure, etc.
- Les organochlorés : DDT, pesticides, etc.

### I.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 (LAFABRIE, 2007). Cette méthode a atteint très rapidement ses limites du fait : (i) de la forte variabilité spatio-temporelle des masses d'eaux (OSTAPCZUK *et al.*, 1997) ; (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, *à 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 fait naître le concept d'indicateur biologique.

## I.2. CONTAMINATION MÉTALLIQUE DU MILIEU MARIN

### I.2.1. LES ÉLÉMENTS EN TRACES MÉTALLIQUES (ETM)

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité (MIQUEL, 2001).

On appelle en général « Métaux Lourds » les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à  $5 \text{ g/cm}^3$  (HOLLEMAN et WIBERG 1985). La classification des métaux lourds est souvent discutée car certains métaux ne sont pas particulièrement « lourds » (cas du Zinc) et certains éléments ne sont pas tous des métaux (cas de l'Arsenic). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation « Métaux Lourds », l'appellation « Éléments en Traces Métalliques » (ETM), « Éléments Traces » ou encore « Métaux Traces » (CHIFFOLEAU *et al.*, 2001).

## I.2.2. PROPRIÉTÉS BIOLOGIQUES ET TOXICITÉ DES ÉLÉMENTS EN TRACES MÉTALLIQUES

### I.2.2.1. LES ÉLÉMENTS NON-ESSENTIELS

#### A- Le Mercure (Hg)

Le mercure dénommé, par le passé, le vif argent : Hydrargyrum (d'où le symbole Hg) (PICOT, 2003) est un métal toxique et rare dans le milieu naturel : il se trouve, cependant, en traces (MIQUEL, 2001.) dont la dynamique dans l'environnement est conditionnée par trois propriétés fondamentales: (i) physique : par sa volatilité à température ambiante ; (ii) chimique : par la stabilité de ses liaisons avec le carbone et le soufre ; et (iii) biologique : par sa très forte bioconcentration et sa toxicité (CASAS, 2005).

Le mercure n'a pas de rôle biologique connu (SUSZEYNSKY et SHANN, 1995). C'est un élément trace métallique dit non-essentiel (LA FABRIE, 2007). C'est aussi un métal toxique en raison de son extrême volatilité (puisqu'il peut être facilement respiré), de sa relative solubilité dans l'eau et les graisses (il peut être facilement transporté dans le corps), et de sa capacité à se lier avec d'autres molécules (tel que le carbone donnant naissance à des composés difficilement dégradables dont le méthyl-mercure) (COSSA *et al.*, 1990 ). Il peut se lier dans l'organisme aux molécules constituant la cellule vivante (acides nucléiques, protéines...) modifiant leur structure ou inhibant leurs activités biologiques (MIQUEL, 2001). La toxicité du mercure dans le milieu aquatique varie avec la température et la salinité : elle augmente généralement avec la température et à faible salinité (MARCHAND et KANTIN, 1997). Cette dernière est également renforcée par la bioaccumulation ou la bioamplification (MIQUEL, 2001.). Les empoisonnements au mercure des mineurs d'Almadén en Espagne au XVI<sup>ème</sup> siècle (MENENDEZ-NAVARRO, 1996), des pêcheurs et de leur familles dans la Baie de Minamata au Japon en 1953 (FUJIKI et TAJIMA, 1992) et des populations en Iraq en 1970 (BAKIR *et al.*, 1973) ont révélé le potentiel léthal du mercure (ISRAR *et al.*, 2006).

#### B- Le Plomb (Pb)

Le Plomb fait partie des ETM non-essentiels (MIQUEL, 2001) les plus abondants et les plus largement répandus (MISHRA *et al.*, 2006). De même que le Mercure, il peut être bio-amplifié dans les systèmes biologiques devenant un potentiel contaminant pour les différents maillons trophiques (JURADO *et al.*, 2007). La toxicité du Plomb s'exerce aussi bien sur les végétaux que sur les animaux et les êtres humains (WANG *et al.*, 2006). Une exposition chronique au plomb provoque des effets nocifs sur la santé humaine en affectant le système nerveux, immunitaire, rénal, gastro-intestinal, cardio-vasculaire et reproductif (KIM, 2004).

### I.2.2.2. LES ÉLÉMENTS ESSENTIELS

#### Le Zinc (Zn)

Le Zinc est un métal dit essentiel (PICOT, 2003 ; KAIMOUSSI *et al.*, 2004 ; CASAS, 2005). Il est impliqué dans de nombreux processus physiologiques et est donc indispensable à la vie d'un grand nombre d'organismes « oligoélément » (RENGEL, 1999), en particulier comme coenzyme (CASAS, 2005). Néanmoins, à de fortes concentrations, il devient toxique pour les végétaux et les animaux et constitue de ce fait un contaminant majeur pour le milieu terrestre et aquatique (HEMALATHA *et al.*, 2006).

## I.3. LES SELS NUTRITIFS

Les sels ou éléments nutritifs sont de par leur fonction des constituants dissous de l'eau de mer impliqués dans le métabolisme des organismes vivants. Bien que d'après cette définition un grand nombre d'éléments biologiquement actifs, constituants majeurs ou éléments traces, puissent rentrer dans cette catégorie, le terme est traditionnellement réservé aux composés minéraux combinés de l'azote (nitrate, nitrite, ammonium), du phosphore (phosphate) et du silicium (silicate) (SPENCER, 1975).

Les plus importants de ces sels nutritifs sont l'azote et le phosphore qui sont assimilés par la biomasse végétale durant la photosynthèse dans la zone euphotique. Ces éléments nutritifs sont le support du cycle de la vie biologique marine.

### I.3.1. L'AZOTE

La forme la plus abondante de l'azote dans l'eau de mer est l'azote élémentaire gazeux. L'azote inorganique est présenté par les ions nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) et ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) (COPIN-MONTÈGUT, 1996).

L'ammonium (la forme cationique) est de loin l'espèce ionique dominante de l'azote minéral en mer. Il est souvent assimilé préférentiellement par le phytoplancton. C'est également, la première forme d'azote minéral régénérée, par le biais de l'excrétion zooplanctonique principalement (OUDOT, 1983).

Le nitrate est la forme stable de l'azote minéral dans l'eau de mer bien oxygénée (OUDOT, 1983).

Le nitrite est une forme d'azote présente généralement en faible quantité dans l'eau de mer. Dans ce composé l'azote est dans un état d'oxydation intermédiaire (+III) entre l'ammonium (-III) et le nitrate (+V) ; si bien que le nitrite apparaît comme une étape transitoire entre l'oxydation de l'ammonium et la réduction du nitrate (OUDOT, 1983).

### I.3.2. LE PHOSPHORE

Le phosphore présent dans l'eau de mer existe sous une grande variété de formes, regroupées arbitrairement en deux grandes classes « Soluble » et « Insoluble ».

Le phosphore minéral soluble : *Orthophosphate* est la forme directement assimilable par le phytoplancton et la fraction majeure de l'excrétion zooplanctonique (OUDOT, 1983).

### I.3.3. LE SILICIUM

Le silicium est présent dans l'eau de mer à l'état dissous (représenté par l'acide silicique) et particulaire (le silicium est le constituant essentiel des structures solides extracellulaires du phytoplancton : diatomées).

La silice provient de la dégradation de roches comme le granit (origine terrestre), ou de leur régénération dans leur cycle biogéochimique (origine marine) (OUDOT, 1983).

#### I.4. LES MATIÈRES EN SUSPENSION (MES)

Les matières en suspension (ou MES) est le terme employé pour désigner l'ensemble des particules minérales et/ou organiques solides insolubles présentes dans une eau naturelle ou polluée. Elles comprennent toutes les formes de sable, de boue, d'argile, de roche sous forme de débris, de matières organiques, dont la taille est comprise entre 0,45 micromètre et 1 centimètre (à noter que des variances existent selon les sources)<sup>1</sup>.

Leur effet néfaste est mécanique, par formation de sédiments et d'un écran empêchant la bonne pénétration de la lumière d'une part (réduction de la photosynthèse), ainsi que par colmatage des branchies des poissons d'autre part. Leur effet est par ailleurs chimique par constitution d'une réserve de pollution potentielle dans les sédiments. Ceci a une répercussion sur toutes les chaînes alimentaires présentes dans le milieu marin (effet sur la reproduction : destruction des frayères, baisse de la teneur en oxygène)<sup>2</sup>.

#### I.5. LA MATIÈRE ORGANIQUE (MO)

La matière organique contient des composés macromoléculaires complexes produits par la dégradation biologique et chimique des résidus de plantes et d'animaux. (MA *et al.*, 2001).

Elle contribue à l'enrichissement du milieu marin et favorise la production biologique.

La perturbation amorcée par de plus grandes charges organiques dans les milieux aquatiques peut causer des changements dans la structure communautaire et la diversité des collectivités benthiques (WARWICK et CLARKE, 1993).

#### I.6. L'ÉCOSYSTÈME À *POSIDONIA OCEANICA*

L'écosystème à posidonie est constitué de plusieurs espèces. Dans notre étude, nous considérons, essentiellement, la *Posidonia oceanica* qui est l'élément majeur de cet écosystème, ainsi que l'oursin commun *Paracentrotus lividus*. Ces espèces sont en relation interactive avec le biotope eau de mer et sédiment.

##### I.6.1. ARGUMENTAIRE SUR L'UTILISATION DE L'ÉCOSYSTÈME A POSIDONIE

L'utilisation des trois matrices : sédiment, posidonie et oursin commun est basée sur les phénomènes écologiques fondamentaux que sont la bioaccumulation et la biomagnification (Figure I.1).

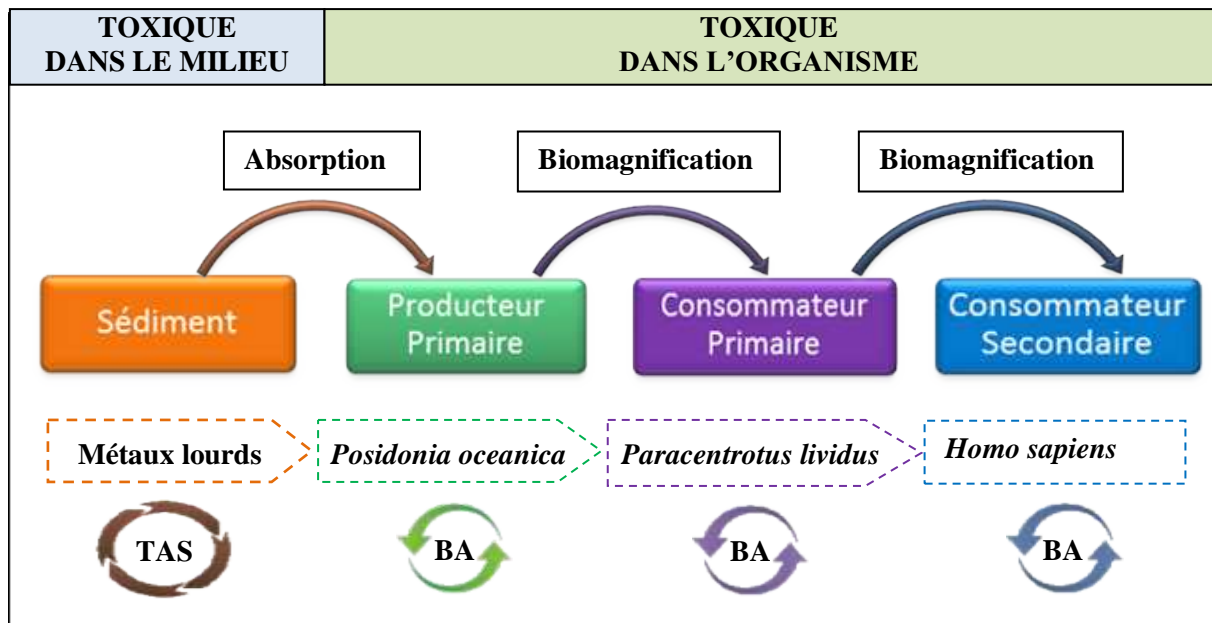
La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne donc la somme des absorptions d'un élément par voie directe et alimentaire par les espèces aquatiques (RAMADE, 1992).

La bioamplification ou la biomagnification est le processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans la proie.

Les degrés d'assimilation et de rétention des substances varient entre les différents genres et espèces (EISLER, 1981 *in* CASAS, 2005) et dépendent des propriétés biochimiques de chaque substance (ETM) ; (BOWEN, 1966 *in* CASAS, 2005).

<sup>1,2</sup> [http://fr.wikipedia.org/wiki/Matières\\_en\\_suspension](http://fr.wikipedia.org/wiki/Matières_en_suspension)

Les concentrations augmentent au fur et à mesure que l'on progresse dans la chaîne trophique.



**Figure I.1** : Voies d'accumulation et de transfert d'un toxique dans trois maillons de la chaîne trophique (TARMOUL, 2010 ; modifié) : la posidonie, l'oursin commun et l'homme tel que : TAS : Transformations, Accumulation et Stockage et BA : Bioaccumulation.

### I.6.2. COMPARTIMENT SEDIMENT

Le sédiment est un milieu relativement hétérogène et complexe constitué d'eau, de matériaux inorganiques et organiques et de composés d'origines anthropiques (POWER et CHAPMAN, 1992). Ainsi, on retrouve principalement dans les sédiments :

- des éléments chimiques que l'on qualifie de majeurs (Si, Al, K, Ca, Fe, S, Mg...) et dont les teneurs sont notamment liées à la nature géochimique du sédiment ;
- des nutriments (carbone organique, azote, phosphore) dont les apports varient en fonction de la nature du milieu aquatique et des saisons ;
- des éléments métalliques présents, naturellement ou non, à l'état de traces (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb...) ainsi que des contaminants organiques (HAP, PCB, composés phytosanitaires...) qui représentent globalement moins de 0,1% de l'ensemble des éléments présents dans les sédiments (GARRIVIER, 1995).

La détermination des concentrations d'éléments en traces métalliques dans les sédiments marins côtiers superficiels est d'une grande importance du fait que ce compartiment abiotique a la capacité de séquestrer ces éléments et d'interagir avec d'autres compartiments biotiques et abiotiques de l'écosystème par des processus de sédimentation, floculation, etc.

De plus, et à travers les processus mentionnés, il peut aussi y avoir un transfert et une incorporation des éléments en trace métallique aux chaînes trophiques (LUOMA, 1987 in CURTOSI et VODOPIVEZ, 1992).

Une grande part des polluants déversés dans les eaux se retrouve dans les sédiments ; aussi a-t-on pu dire que ces derniers se comportent comme des indicateurs de pollution à mémoire, témoins du degré de pollution (LESOUÉF *et al.*, 1979).

Les sédiments constituent donc un biotope privilégié pour rechercher l'état de pollution d'un écosystème aquatique (MEARNS *et al.*, 1986).

### **Comportement des ETM en relation avec le sédiment**

Les sédiments jouent le rôle de puits de ETM (CLARISSE *et al.*, 2004). Selon AUBERT *et al.*, (1983), la capacité de fixation et de rétention d'un polluant par les sédiments est largement conditionnée par leur granulométrie, leur géométrie particulière et leur composition chimique. La vase argileuse retiendra facilement les métaux dissous dans l'eau avoisinante, alors qu'un sable quartzique n'aura pas cette possibilité. De ce fait, la nature des sédiments influe grandement sur l'image des polluants.

Dans les phénomènes de pollution des sédiments par les métaux lourds, les interactions sédiments-cations métalliques jouent un rôle clé qui règle le comportement de ces métaux, leur distribution dans la phase solide. Ces interactions font intervenir plusieurs types de phénomènes de surface ; précipitation (sous forme oxydées, réduites), Coprécipitation et adsorption sur des composés minéraux et organique (SIGG *et al.*, 1992).

## I.6.3. COMPARTIMENT POSIDONIE

### I.6.3.1. PRÉSENTATION DE LA POSIDONIE

*Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile 1813, communément appelée Posidonie est une phanérogame (magnoliophytes) marine endémique de la Méditerranée, c'est-à-dire strictement cantonnée à cette mer. C'est une plante angiosperme monocotylédone sous-marine. Comme toutes les plantes à fleurs, elle a des racines, une tige rhizomateuse et des feuilles rubanées. Elle fleurit en automne et produit au printemps des fruits flottants communément appelés « olive di mare » (« olives de mer ») en Italien (BOUDOURESQUE, 2006).

La posidonie constitue de grandes prairies sous-marines, appelées herbiers qui s'étendent de la surface jusqu'à 40 m de profondeur et constitue l'écosystème clé de l'espace littoral méditerranéen (BOUDOURESQUE, 2006).

En Méditerranée, on recense 5 espèces de Magnoliophytes marines : *Cymodocea nodosa*, *Halophila stipulacea*, *Posidonia oceanica*, *Zostera marina* (Linnaeus) et *Zostera noltii* ; l'espèce la plus répandue étant *Posidonia oceanica* (HARTOG, 1970).

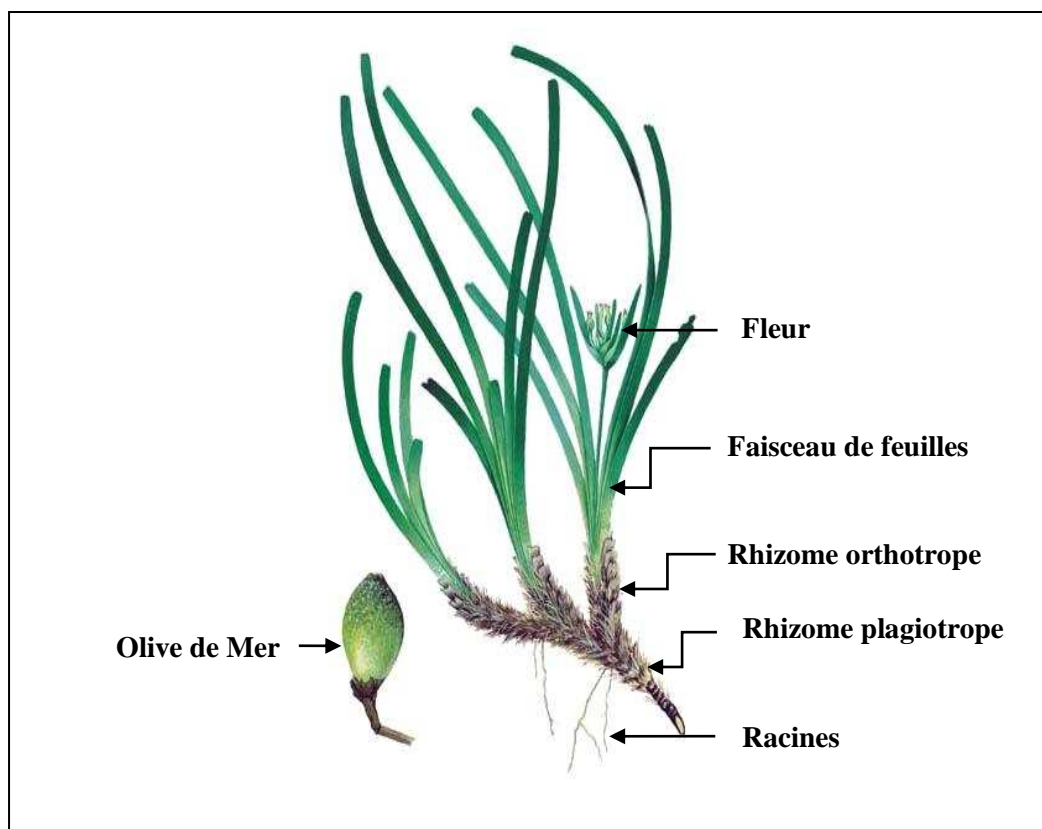


**Figure I.2 :** Aspect général d'un herbier à *Posidonia oceanica*

## I.6.3.2. DESCRIPTION ET DISTRIBUTION

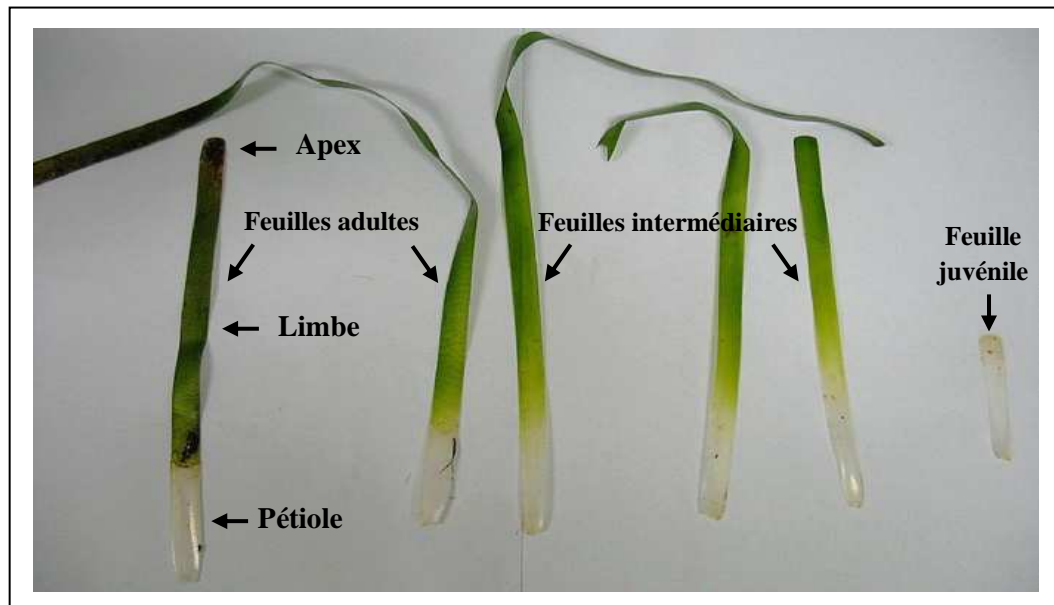
*P. oceanica* est une espèce endémique de la Méditerranée dont le rôle est comparable à celui de la forêt. Elle est présente entre la surface et 20 à 40 m de profondeur le long de la plus grande partie de ses rivages (sauf Palestine et peut-être le Liban). C'est une espèce édifiatrice d'un écosystème qui représente un pôle de biodiversité pour la Méditerranée (20-25% des espèces méditerranéennes sont présentes dans cet écosystème) (LACAZE, 1993).

Cette plante se présente sous la forme de faisceaux de feuilles (4 à 8 feuilles de 40 à 80 cm de longueur et de 1 cm de largeur environ) situés à l'extrémité d'axes végétaux, appelés rhizomes (figure I.3). Les rhizomes portent également des racines, qui peuvent descendre jusqu'à 70 cm dans le sédiment (BOUDOURESQUE *et al.*, 2006). Les rhizomes croissent verticalement (orthotropes) ou horizontalement (plagiotropes) en fonction de différents facteurs (lumière, espace disponible, apports sédimentaires) et peuvent constituer de grandes prairies sous-marines, les herbiers, lorsque les conditions de milieu sont favorables. Un rhizome orthotrope peut devenir plagiotrope, et vice-versa (CAYE, 1980 ; MOLENAAR, 1992).



**Figure I.3 :** Un rhizome plagiotrope de *Posidonia oceanica* portant des racines ainsi que des rhizomes orthotropes avec des faisceaux de feuilles à leurs extrémités.

De nouvelles feuilles se forment toute l'année. Elles vivent entre 5 et 8 mois, plus rarement jusqu'à 13 mois. La zone de croissance des feuilles est située à leur base. On distingue les feuilles juvéniles : les feuilles de moins de 5 cm de longueur et les feuilles intermédiaires : les feuilles de plus de 5 cm sans gaine basale (pétiole). Les feuilles adultes sont les feuilles qui ont une gaine basale qui se met en place lorsque la croissance est achevée (GIRAUD, 1979 ; OTT, 1980 ; THÉLIN et BOUDOURESQUE, 1983) (voir figure I.4).



**Figure I.4 :** Structure d'un faisceau de feuilles de *Posidonia oceanica*

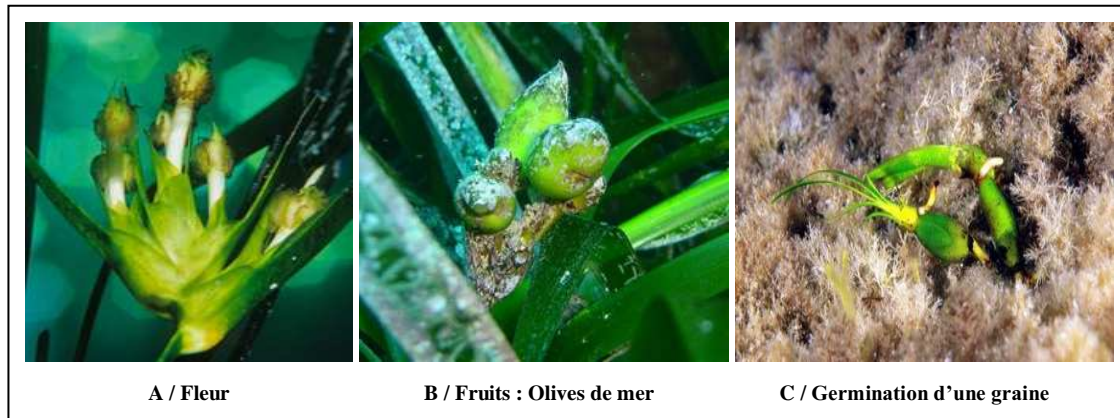
À leur mort, les feuilles ne se détachent pas en totalité : seul le limbe est caduc, tandis que la gaine basale (pétiole), de quelques centimètres de longueur, reste fixée au rhizome (écaille) qui contribue à le consolider. La chute des feuilles, comme leur formation, se produit tout au long de l'année (PERGENT et PERGENT-MARTINI, 1991).

L'enchevêtrement des rhizomes verticaux et horizontaux, ainsi que des racines qui poussent sur les rhizomes compose une structure relativement solide et cohésive, la matre (voir figure I.5). La matre sert d'ancrage à l'herbier mais joue également un rôle significatif dans la stabilisation des fonds. Cette dernière peut atteindre 8 m d'épaisseur (MOLINIER et PICARD, 1952), à raison d'une croissance verticale de un mètre par siècle.



**Figure I.5 :** La matre de posidonie.

À la fin de l'été ou en automne se produit la floraison, phénomène relativement difficile à observer. Les fleurs (figure I.6 : A) sont hermaphrodites et donnent des fruits appelés olives de mer (figure I.6 : B) qui se détachent quand ils ont mûri et sont dispersés dans la mer par les vagues et les courants, tombent sur un lieu favorable, germent (figure I.7 : C) et donnent lieu à une nouvelle plante.



**Figure I.6 :** Floraison de *Posidonia oceanica*.

*Posidonia oceanica* est présente dans presque toute la Méditerranée (figure I.7). A l'Ouest, elle disparaît un peu avant le détroit de Gibraltar, vers Calaburros au Nord et Melilla au Sud (CONDE POYALES, 1989). A l'Est, elle est absente des côtes d'Egypte (à l'Est du delta du Nil), de Palestine, d'Israël et du Liban (POR, 1978). Elle ne pénètre pas en mer de Marmara ni en mer Noire. Enfin, elle est rare ou absente dans l'extrême Nord de l'Adriatique (ZALOKAR, 1942 ; GAMULIN-BRIDA *et al.*, 1973, 1974), et le long des côtes languedociennes, entre la Camargue et Port-la-Nouvelle (BOUDOURESQUE et MEINESZ, 1982).



**Figure 1.7 :** Distribution géographique de *Posidonia oceanica* en méditerranée (GIS Posidonie in BOUDOURESQUE, 2010).

### I.6.3.3. ÉCOLOGIE

En mode calme, *Posidonia oceanica* peut se développer très près du niveau moyen de la mer : ses feuilles s'étalent alors à la surface.

La profondeur maximale dépend de la transparence de l'eau (de 15 à 44 m). Dans le Var et en Corse, des touffes isolées de *P. oceanica* ont été observées jusqu'à 45-48m de profondeur (AUGIER et BOUDOURESQUE, 1979 ; BOUDOURESQUE *et al.*, 1990).

*Posidonia oceanica* craint la dessalure. Elle dépérit immédiatement en dessous de 33‰ (c'est la faible salinité qui l'élimine de la mer de Marmara : 21 à 27‰).

L'espèce semble mieux résister aux salinités élevées, tel que 41‰ qui constitue sa limite supérieure de tolérance (BEN ALAYA, 1972). En effet, elle est présente dans des lagunes hypersalines de Tunisie (Bahiret El Biban ; 46‰ en moyenne en Août).

Les températures extrêmes mesurées dans un herbier à *P. oceanica* sont 9,0 et 29,2°C (AUGIER *et al.*, 1980 ; Robert, 1988). Il est possible toutefois que les températures basses (moins de 10°C) et hautes (plus de 28°C) ne soient supportées qu'exceptionnellement (BOUDOURESQUE *et al.*, 2006).

*P. oceanica* craint un hydrodynamisme trop intense. Les tempêtes arrachent des faisceaux de feuilles, dont certains constitueront des boutures. Elles peuvent éroder la matre, soit directement, soit en la vidant de son sédiment, ce qui la fragilise. C'est la raison pour laquelle, en mode battu, l'herbier ne s'approche pas à plus de 1 ou 2 m de la surface. (AUGIER et BOUDOURESQUE, 1979).

### I.6.3.4. FAUNE ET FLORE ASSOCIÉES

La flore et la faune de l'herbier à *P. oceanica* sont d'une exceptionnelle richesse. Environ 20% de toutes les espèces recensées en Méditerranée y ont été signalées, ce qui en fait le principal pôle de biodiversité en Méditerranée (BOUDOURESQUE, 1996).

Le caractère le plus original de l'herbier à *P. oceanica* est la juxtaposition de deux types de production primaire (BOUDOURESQUE *et al.*, 1994 ; BOUDOURESQUE, 1996) : Le premier est la production de la posidonie elle-même ; il s'agit d'une matière végétale riche en composés peu biodégradables (cellulose, lignine), protégée chimiquement (acides phénoliques) contre les herbivores (PIOVETTI *et al.*, 1984 ; CUNY *et al.*, 1995 ; AGOSTINI *et al.*, 1998). Le second type de production est celui des épiphytes des feuilles, facilement biodégradables, sans défenses chimiques, et donc très appréciés par les herbivores.

La posidonie est peu consommée par les herbivores (moins de 10%) : l'oursin *Paracentrotus lividus*, le poisson *Sarpa salpa* et divers crabes du genre *Pisa* principalement. (VELIMIROV, 1984 ; BOUDOURESQUE *et al.*, 1994 ; RICO-RAIMONDINO, 1995 ; PERGENT *et al.*, 1997). Une partie des feuilles mortes reste sur place, constituant une litière consommée par de nombreux détritivores, principalement des Crustacés, et des Echinodermes (ZUPI et FRESI, 1984 ; PERGENT *et al.*, 1997). le reste (en moyenne 40% est exporté vers d'autres écosystèmes, où ces feuilles constituent un apport majeur de nourriture (VERLAQUE et NEDELEC, 1983 ; PERGENT *et al.*, 1994).

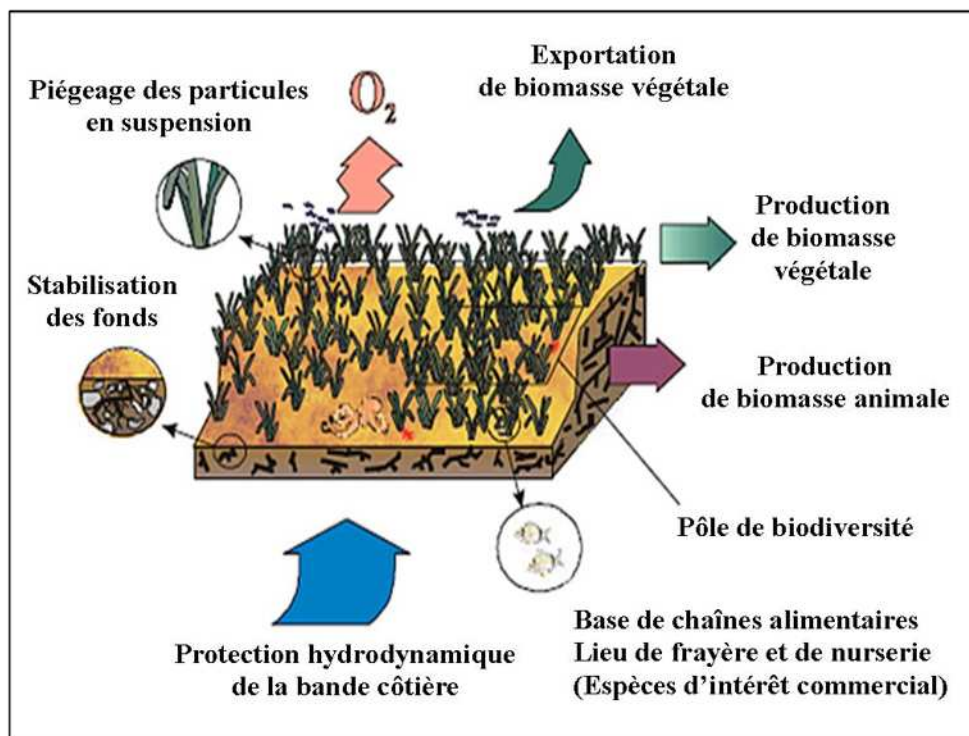
Les épiphytes des feuilles sont principalement des Rhodobiontes, calcifiées ou non (*Acrochaetium spp.*, *Pneophyllum fragile*, etc.), des Fucophycees (*Cladosiphon cylindricus*, *Giraudia sphacelarioides*, etc.), des Bryozoaires (*Electra posidoniae*, *Collarina balzaci*, etc.) et des Hydraires (*Aglaophenia pluma*, *Monotheca posidoniae*, etc.) (PÉRÈS et PICARD, 1964; Romero, 1988).

Ils sont consommés par l'oursin *Paracentrotus lividus* et par le poisson *Sarpa salpa* (en même temps que les feuilles) ainsi que par de nombreux petits Gastropodes (*Gibbula ardens*, *Alvania lineata*, etc.) et Crustacés Amphipodes (*Amphithoe ramondi*, *Hyale camptonyx*, etc.) (LEDOYER, 1962 ; LEPOINT *et al.*, 2000).

De nombreuses espèces de prédateurs, principalement des poissons (*Coris julis*, *Diplodus annularis*, *Labrus viridis*, *Scorpaena porcus*, *Serranus scriba*, *Symphodus cinereus*, etc.) et des étoiles de mer (*Luidia ciliaris*, *Marthasterias glacialis*) se nourrissent des Crustacés, Gastropodes, Polychètes, oursins et pour quelques-uns des poissons de l'herbier à *P. oceanica* (HARMELIN-VIVIEN, 1982, 1984; KHOURY, 1984 ; ZUPI et FRESI, 1984 ; DANCE et SAVY, 1987 ; SAVY, 1987).

#### I.6.3.5. IMPORTANCE ET RÔLE

L'herbier à *P. oceanica* est aujourd'hui considéré comme l'écosystème central de l'ensemble des espaces littoraux méditerranéens. Il constitue le climax d'une succession de peuplements et sa présence conditionne l'équilibre écologique de beaucoup de fonds littoraux méditerranéens. Les principaux rôles de l'herbier à *P. oceanica* peuvent être schématisés par la figure I.8 et résumés comme suit (BOUDOURESQUE et MEINESZ, 1982) :



**Figure I.8** : Schématisation des principaux rôles de l'herbier de Posidonie dans l'équilibre écologique des fonds littoraux méditerranéens (© GIS Posidonie, in CHARBONNEL *et al.*, 2000).

- L'herbier est le principal producteur primaire benthique de la Méditerranée (ROMERO, 1989b).
- L'herbier intervient sur la qualité des eaux littorales, grâce à une importante production d'oxygène, et sur leur transparence par le piégeage de sédiment (GACIA et DUARTE, 2001).

- L'herbier se trouve à la base de nombreuses chaînes alimentaires, par la production de biomasse végétale (dont une partie est exportée vers d'autres milieux) et par la production de biomasse animale. Cette formidable production attire et concentre une faune variée. Ces animaux (juvéniles ou adultes) trouvent au sein de l'herbier un lieu de gîte, de frayère et de nurserie leur procurant nourriture et protection.
- L'herbier joue également un rôle fondamental dans la protection hydrodynamique de la frange côtière et des plages, par l'atténuation de la puissance des vagues et des courants et la stabilisation des fonds sableux. Sans cette protection contre l'érosion, le trait de côte actuel serait probablement fortement modifié. Les feuilles de posidonie diminuent la vitesse des courants et de la houle. Elles augmentent la sédimentation et réduisent la mise en suspension de la matière organique et inorganique.

#### I.6.3.6. MENACES SUR L'HERBIER : CAUSES DE RÉGRESSION

Les principales causes de régression des herbiers sont :

- **Les pollutions industrielles et urbaines** : Parmi les contaminants chimiques émis par les rejets terrestres et nocifs pour la Posidonie, citons les métaux lourds comme le Mercure, les sels nutritifs, les détergents, les HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), les pesticides, et le TBT (Tributylétain), ancien composant des peintures antisalissure des coques, qui réduisent la vitalité des herbiers à *Posidonia oceanica* (PÉRÈS et PICARD, 1975 ; AUGIER *et al.*, 1987).
- **La turbidité** : la diminution de la transparence de l'eau, sous l'effet de la turbidité ou de l'eutrophisation et du développement du plancton qui en résulte, réduit la quantité de lumière en profondeur. La limite inférieure de l'herbier remonte alors (BOUDOURESQUE, 2003) ;
- **Les arts traînants** : l'utilisation des arts traînants constitue la principale menace directe sur les herbiers (TUNESI et BOUDOURESQUE, 2006).
- **Les aménagements** : le recouvrement par les aménagements littoraux et la modification des flux sédimentaires (exploitation des sables ou aménagement littoral) sont d'importantes menaces sur l'herbier (RUIZ et ROMERO, 2003).
- **Les explosifs** : Pratique interdite par la législation nationale, mais continue d'être utilisée dans certains secteurs (TUNESI et BOUDOURESQUE, 2006).
- **La compétition avec des espèces introduites** : La *Caulerpa taxifolia* qui colonise presque tous les types de substrats, en particulier les mattes mortes et les prairies à *P. oceanica* ; notamment les herbiers stressés ou dégradés dont elle peut accentuer le recul (BOUDOURESQUE *et al.*, 1995). *Caulerpa racemosa*, la deuxième chlorophyte introduite en Méditerranée, et dont l'expansion est extraordinairement rapide, puisqu'elle est aujourd'hui présente dans la plus grande partie de cette mer (VERLAQUE *et al.*, 2004, PIAZZI *et al.*, 2005).
- **Pollutions biologiques** : d'après BERNARD et GRAVEZ (2003), membres de la fondation GIS posidonie (Groupement d'Intérêt Scientifique)<sup>3</sup>, la pollution par les micro-organismes n'est pas à écarter des causes de régression de la posidonie.

<sup>3</sup> <http://www.com.univ-mrs.fr/gisposi/spip.php?article4>

#### I.6.3.7. *POSIDONIA OCEANICA* COMME UN BIOINDICATEUR DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE

L'utilisation de *Posidonia oceanica* comme indicateur biologique de pollution chimique a débuté il y a plus d'une trentaine d'année (20 ans d'après PERGENT *et al.* en 1995). En effet, cette plante marine présente toutes les caractéristiques nécessaires à un bon bioindicateur :

- elle est une espèce benthique présente dans toute la Méditerranée ;
- elle a un long cycle vital ;
- elle a une grande capacité de concentration des polluants chimiques dans ses tissus ;
- elle est très sensible aux changements dans l'écosystème.

L'empreinte de la qualité des eaux sur les herbiers à *Posidonia oceanica* est permanente, elle ne dépend, ni du sens du vent ni des courants (PERGENT *et al.*, 1995).

Elle représente un véritable enregistreur biologique capable de mémoriser les teneurs en métaux traces sur plusieurs décennies (PERGENT *et al.*, 1995 ; LAFABRIE, 2007). Il est donc possible de connaître l'état d'une région côtière en étudiant les herbiers de Posidonies qui y sont présents.

#### I.6.4. COMPARTIMENT OURSIN

L'oursin commun *Paracentrotus lividus* (LAMARCK) 1816 est un échinide à sexes séparés gonochorique ne présentant pas de dimorphisme sexuel. Il a une vaste répartition toute au long des côtes du bassin méditerranéen (SAN MARTIN, 1995). Il est inféodé de l'étage médiolittoral, à l'infra-littoral allant jusqu'à une profondeur de -80 m (MUNAR et MORENO, 1987). Il utilise comme refuges différents habitats qu'ils soient rocheux, sablonneux ou des prairies de *Posidonia oceanica* et *Cymodocea nodosa* (SEMROUD, 1993; GUETTAF *et al.*, 2000 ; BAYED *et al.*, 2005). Le long de la côte Algérienne, *Paracentrotus lividus* est une espèce dominante dans les écosystèmes d'eau peu profonde où l'on peut trouver jusqu'à 25 individus par mètre carré (SEMROUD, 1993).

Son rôle écologique comme opportuniste est important dans les différents écosystèmes. À travers son activité de pâturage, *Paracentrotus lividus* contrôle, localement, la dynamique des herbiers (TOMAS *et al.*, 2004).

Les oursins possèdent les caractéristiques recherchées chez un bio-indicateur : ils sont sessiles ou ne se déplacent que sur de courtes distances, sont faciles à capturer et à identifier et comptent parmi les espèces prédominantes de la macrofaune benthique de nombreux écosystèmes marins (WARNAU *et al.*, 2006). De plus, le régime alimentaire spécifique de cet organisme (brouteur) peuvent fournir des renseignements précieux sur les transferts trophiques des différents polluants étudiés (DEN BESTEN *et al.*, 2001 ; WARNAU *et al.*, 2006).

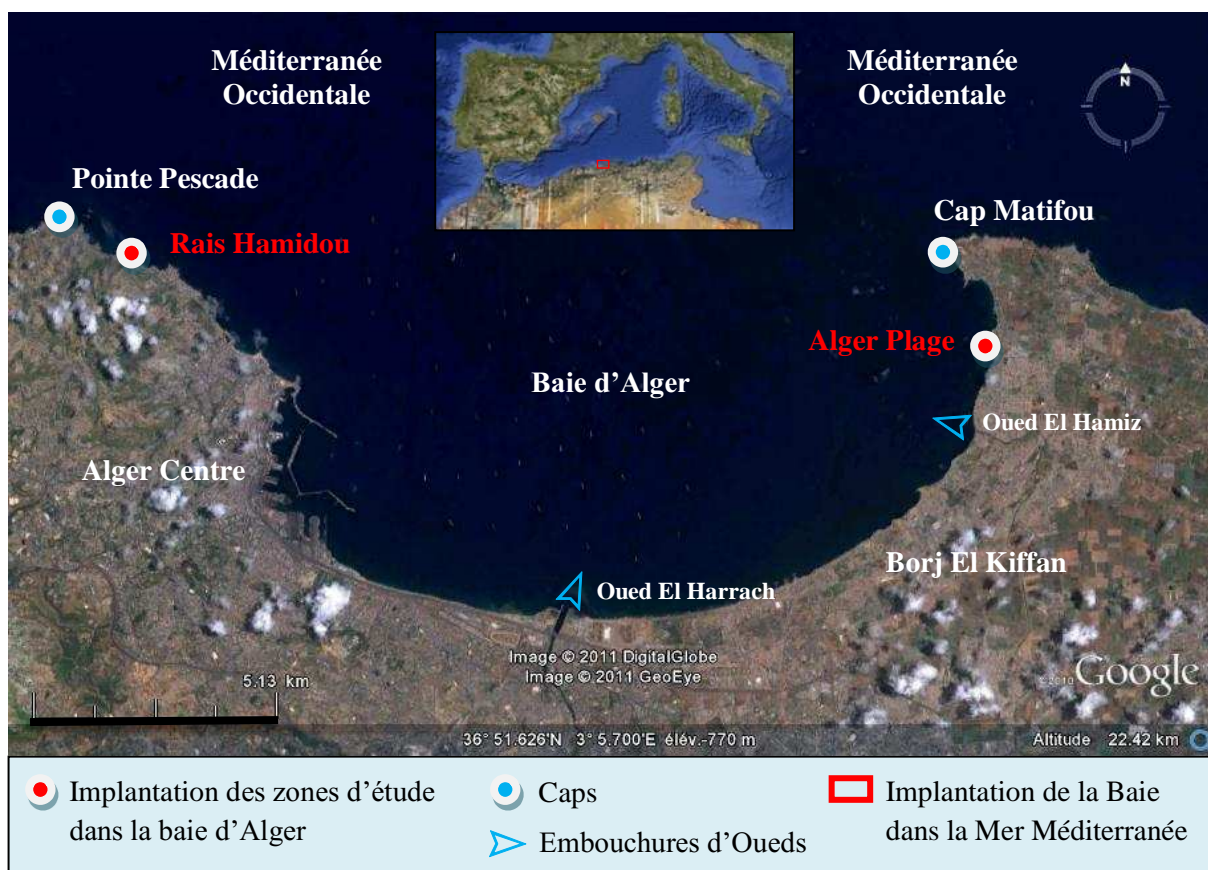
Des travaux effectués sur l'espèce *Paracentrotus lividus* ont révélé une grande capacité de concentration de métaux lourds chez cette espèce notamment pour le Manganèse (Mn), le Fer (Fe), le Plomb (Pb) et le Zinc (Zn). La capacité des oursins à concentrer les métaux lourds dans leurs tissus, gonades et fluides corporels propose l'espèce *P. lividus* comme bio-indicateur des métaux lourds dans le milieu marin (DABY, 2006).

L'échinoïde *Paracentrotus lividus* est le principal consommateur des feuilles de posidonies, il représente donc l'une des principales espèces de l'écosystème à posidonie (WARNAU *et al.*, 1995). Il est considéré, dans cette étude, comme étant le deuxième maillon (consommateur Primaire) de la chaîne trophique de cet écosystème après la Posidonie.

Materials & Methods

## II.1. PRÉSENTATION DE LA BAIE D'ALGER

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte algérienne entre les longitudes Est : de 03°01'00" E à 03°14'30" E et les latitudes Nord : de 36°44'30" N à 36°49'15" N. De forme semi-circulaire et avec une superficie approximative de l'ordre de 180 Km<sup>2</sup>, elle s'inscrit en creux dans la plaine de La Mitidja. Elle est délimitée par deux caps, La Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest et le cap Matifou (Tamentfoust) à l'Est ainsi que par la Méditerranée occidentale au Nord. Deux Oueds se déversent dans la baie d'Alger, ce sont Oued El Hamiz et Oued El Harrach (voir figure II.1).



**Figure II.1:** Situation géographique de la baie d'Alger (Google Earth, 2011)

### II.1.1. GÉOMORPHOLOGIE

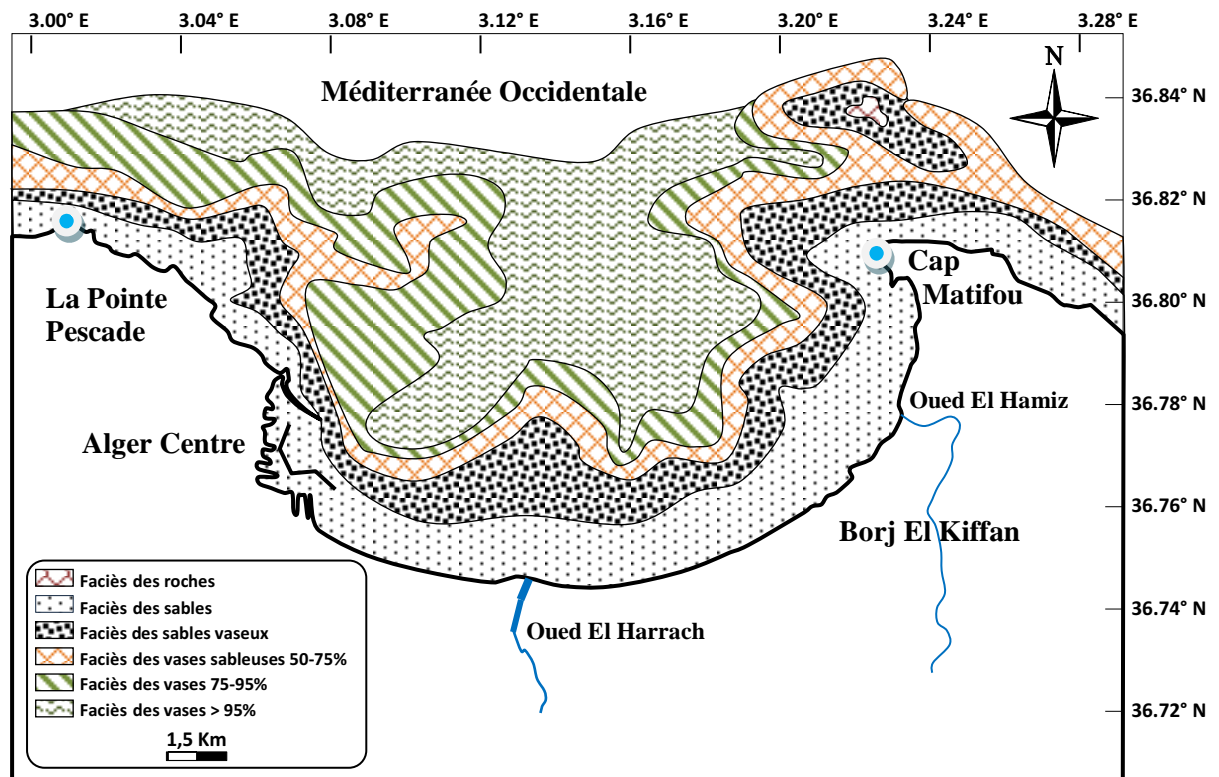
Le plateau continental de la baie d'Alger est large d'environ 9 km. Cependant, aux deux points extrêmes de la baie, on constate qu'il se réduit à une largeur maximale de à 1 km. Le fond de la baie est en pente douce uniforme de l'isobathe 0 m à celle des 100 m (PAC, 2004).

### II.1.2. SÉDIMENTOLOGIE

Les travaux de sédimentologie sur la nature des fonds en baie d'Alger, comparativement aux autres baies et golfes de la côte algérienne, sont nombreux et détaillés. LE DANOIS (1925), GROVEL (1961), LECLAIRE (1972), CAULET (1972), PETIT (1972) et MAOUCHE (1987) sont les principaux auteurs qui ont abordé l'étude de la couverture sédimentaire de la baie (figure II.2).

Ils ont mis en évidence ce qui suit :

- La distribution bathymétrique des sédiments de la côte vers le large selon un gradient d'envasement croissant ;
- La présence de sables fins, essentiellement d'origine terrigène, occupant les petits fonds de la baie ;
- Des zones sédimentaires de transition : les sables envasés et les vases sableuses, assurant le passage progressif des sables fins infralittoraux aux vases pures ;
- Des vases pures dans la partie centrale et septentrionale de la baie qui témoignent d'un important envasement de ce secteur.



**Figure II.2 :** Nature du fond de la baie d'Alger (d'après MAOUCHE, 1987 - modifiée)

### II.1.3. FACTEURS HYDRODYNAMIQUES

#### II.1.3.1. LES HOULES

D'après LECLAIRE (1972), le régime saisonnier se caractérise par deux directions privilégiées :

**En hiver :** Les houles prédominantes sont W.N.W (pour plus de 80 %) avec une période moyenne de 8 à 9 secondes. Des périodes pouvant atteindre parfois 13 secondes ont été relevées lors des grandes tempêtes.

**En été :** La houle de direction N.N.E. se caractérise par une période moyenne plus faible de 6 à 7 secondes et des amplitudes moins élevées de 0,5 à 1 m. 50 % de ces houles ont une période de 6 à 9 secondes et n'atteignent que très rarement 3 m d'amplitude.

### II.1.3.2. LES COURANTS

#### II.1.3.2.1. Les courants généraux

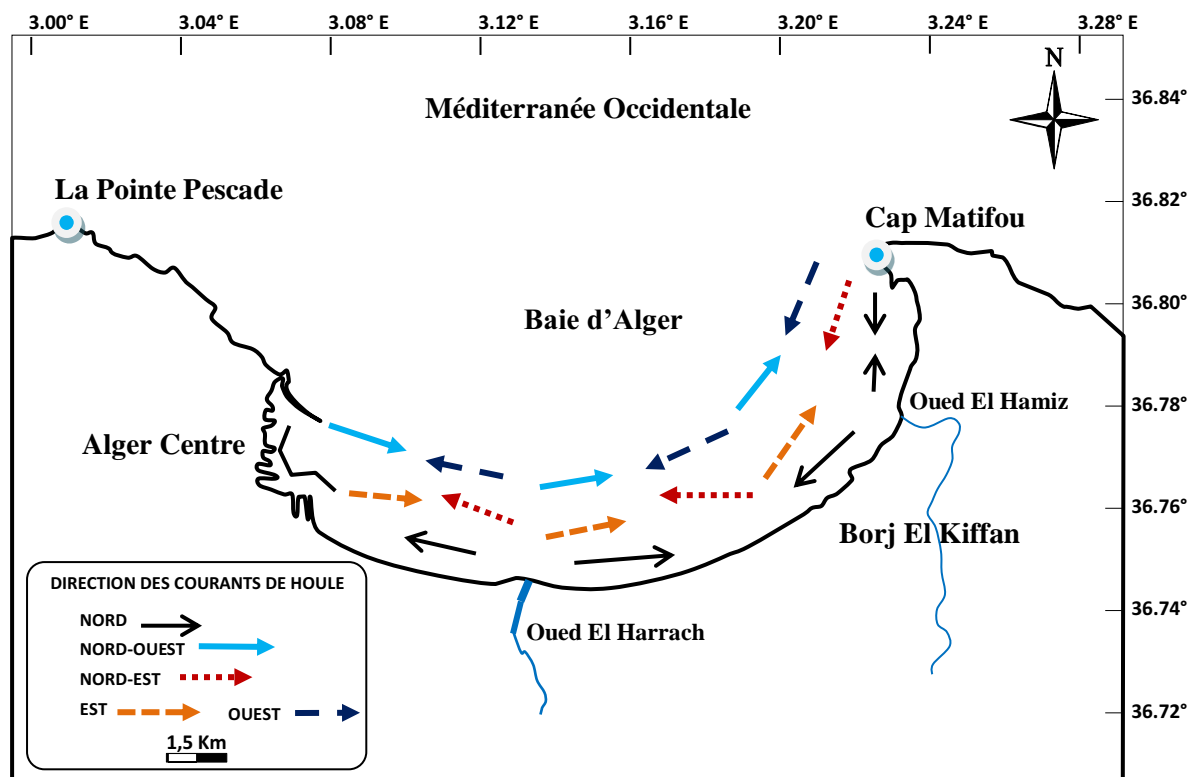
Il existe un courant général rentrant par le détroit de Gibraltar se dirigeant vers l'Est. Ce courant reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s au large des côtes algérienne (LEM, 2006).

#### II.1.3.2.2. Les courants côtiers

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

#### II.1.3.2.3. Les courants de dérive littorale

La dérive littorale est présente lorsque la houle atteint la côte avec une certaine obliquité (figure II.3). La vitesse du courant est maximale pour un angle d'incidence de 50° à 60°. Lorsque la houle est oblique, le jet de dérive se fera dans la direction de la propagation. Par contre, le retrait des eaux se fera dans le sens de la plage (OTTMANN, 1965).



**Figure II.3:** Schéma synthétique de la dynamique littorale dans la baie d'Alger (d'après BELKESSA, 2005 - modifiée)

## II.2. ÉTAT DE LA POLLUTION DANS LA BAIE D'ALGER

La baie d'Alger est soumise aux perturbations anthropiques de différentes origines causées par une population humaine de plus de 4,3 millions d'habitants qui vivent dans la métropole d'Alger. En outre, près de 1000 entreprises exercent dans différents domaines et se partagent cette baie : métallurgie, construction, pétrochimie, production pharmaceutique,

industries mécaniques, électriques et électroniques, alimentation, production de papier, ... (PAC, 2005) (Voir tableau II.1).

Deux oueds se jettent dans la baie d'Alger, l'oued El Hamiz et l'oued El Harrach. Ce dernier draine les eaux usées domestiques et industrielles surtout de la ville d'Alger qui ne sont traitées qu'à 8% et sont déversées directement dans la baie (PAC, 2005). Selon le Dr MITSUO YOSHIDA, conseiller supérieur à l'Agence de coopération internationale japonaise (JICA), la mauvaise qualité de l'eau de l'oued El Harrach dépasse de 400 fois les normes établies par l'organisation mondiale de la santé (OMS<sup>1</sup>).

**Tableau II.1** : Les activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005)

Zone industrielle	Unité industrielle	Nature de l'activité
Alger - Port	COGRAL Filiale ENCG HRSA/UP5	Raffinage des huiles et fabrication de savon
	Centrale thermique	Production d'électricité
	COGRAL RSA/UP6	Production d'huile et de savon
Oued El Harrach	Parfumerie et Cosmétique de l'Oasis	Fabrication de parfum et cosmétique
	EPBH	Fabrication de boissons gazeuses et bières
	ENPC TPIG	Transformation de plastique
Oued Smar	ENPEC	Fabrication d'accumulateurs de démarrage de plomb
	SIAD	Production de détergents
	Complexe de levure ERIAD	Production de levure
	ENAP	peinture, vernis, diluants et colles
	Arômes d'Algérie	Émulsion 10t, Essences 3t/an, Arômes 2t/an

La cimenterie de Rais Hamidou, héritage colonial datant de 1911, continue de constituer une source de pollution importante pour la baie d'Alger. C'est, en effet, par voie éolienne (fumées) (Figure II.4) et voie d'effluents toxiques, que les rejets de la cimenterie, généralement des poussières, des oxydes de soufre, des oxydes de carbone, de l'acide fluorhydrique, des métaux lourds, du fluor, et des chlorures, se retrouvent en mer.



**Figure II.4:** Cimenterie de Rais Hamidou (Photo : LAMOUTI, 2011)

<sup>1</sup> <http://elmouja.over-blog.com>

Le port d'Alger constitue une source inépuisable de pollution qui, au-delà de son activité portuaire même, reçoit un grand nombre d'égouts (24 égouts) qui drainent les eaux usées de la ville d'Alger et dont l'influence est étalée dans l'espace et le temps (permanente). De plus des pollutions ponctuelles très localisées sont engendrées par les navires en rade dans la baie (APPL, 2010<sup>1</sup>).

La station de dessalement de l'eau de mer d'El-Hamma (Alger) présente un danger sur l'écosystème marin dans la baie. Des activités intensives de dessalement d'eau de mer provoquent le développement de saumures qui entraînent la destruction de précieuses régions côtières (LOUNIS et BELHADJAÏSSA, 2005).

Les apports des émissaires urbains situés dans le secteur de Hussein-Dey ont eux aussi une forte influence sur la qualité du milieu marin de la baie (APPL, 2010).

En 2004, la baignade a été interdite au niveau de 46 plages dans la baie. L'écosystème marin a été gravement touché par la pollution, et une diminution de la biodiversité de 14% pour les espèces de grand intérêt écologique a été signalée (PAC, 2005).

À partir de ces données on peut conclure que la baie d'Alger est un milieu pollué ou du moins perturbé (GRIMES, 2005).

### II.3. PROTOCOLE DE PRÉLÈVEMENT ET STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

#### II.3.1. SITES DE PRÉLÈVEMENT (CHOIX ET DESCRIPTION)

Le facteur majeur qui commande le choix des sites de prélèvement est la présence d'herbiers à posidonie dans la baie d'Alger.

La magnoliophyte marine *Posidonia oceanica* est en voie de disparition dans la baie d'Alger (herbiers dégradés) (GRIMES, 2005). Cette importante régression est sous l'effet conjugué des pollutions marines et des aménagements côtiers avec leurs corollaires qui modifient le transit sédimentaire. Les herbiers de la baie d'Alger ont perdu au cours de ces 40 dernières années 80 % de leur surface originelle réduisant ainsi la production biologique de l'écosystème côtier algérois (TEDJANI, 2010<sup>2</sup>).

Les rares surfaces des fonds meubles de la baie d'Alger encore recouverts de *Posidonia oceanica* et qui ont fait l'objet de notre étude sont :

**La zone d'Alger plage** (Bordj El Bahri): Ce premier site d'étude se situe entre les ondines Nord et les ondines Sud (APPL, 2011<sup>3</sup>) (voir tableau II.2 et figure II.5). Son fond est caractérisé par un mélange de roches, d'algues *photophiles* et de prairies dégradées (SOUALILI *et al.*, 2008).

**La zone de Rais Hamidou** (Ex. Pointe Pescade): Ce second site dit « Plage Ali La Pointe (ex plage franco) » est situé à 6 km au Nord-Ouest du centre-ville d'Alger (voir tableau II.2 et figure II.5).

<sup>1,3</sup> <http://www.appl.dz>

<sup>2</sup> [www.nouara-algerie.com](http://www.nouara-algerie.com) article-la-faune-et-la-flore-sous-marine-du-littoral-d-alger

Tableau II.2 : Localisation géographique des stations de prélèvement en baie d'Alger

Zones et dates des prélèvements		Localisation des stations		Profondeur des prélèvements	Matrice prélevée		
<b>ZONE 1 :</b>  <b>ALGER</b> <b>PLAGE</b> <b>(Bordj El Bahri)</b>	26/03/2011	A	φ : 36°47'45,30" N	5 ± 1 m	Posidonie, oursin et sédiment		
			λ : 03°13'48,96" E				
		B	φ : 36°47'45,30" N				
			λ : 03°13'59,10" E				
	27/05/2011	Z <sub>1</sub> S <sub>1</sub>	φ : 36°47'42,60" N			1 ± 0,5 m	L'eau de mer
			λ : 03°14'02,82" E				
		Z <sub>1</sub> S <sub>2</sub>	φ : 36°47'46,00" N				
			λ : 03°14'02,82" E				
		Z <sub>1</sub> S <sub>3</sub>	φ : 36°47'42,60" N				
			λ : 03°13'53,49" E				
	Z <sub>1</sub> S <sub>4</sub>	φ : 36°47'46,00" N					
		λ : 03°13'53,19" E					
Z <sub>1</sub> S <sub>5</sub>	φ : 36°47'42,60" N						
	λ : 03°13'43,95" E						
Z <sub>1</sub> S <sub>6</sub>	φ : 36°47'46,00" N						
	λ : 03°13'43,95" E						
<b>ZONE 2 :</b>  <b>RAIS</b> <b>HAMIDOU</b> <b>(ex. La Pointe</b> <b>Pescade)</b>	07/05/2011	C	φ : 36°49'8,00" N	13 ± 1 m (oursin) 17 ± 1 m (posidonie et sédiment)	Posidonie, oursin et sédiment		
			λ : 03° 01'7,22" E				
		D	φ : 36°49'08,00" N				
			λ : 03°01'14,44" E				
	26/05/2011	Z <sub>2</sub> S <sub>1</sub>	φ : 36°49'06,02" N			1 ± 0,5 m	L'eau de mer
			λ : 03°01'02,86" E				
		Z <sub>2</sub> S <sub>2</sub>	φ : 36°49'01,21" N				
			λ : 03° 01'07,52" E				
		Z <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	φ : 36°49'08,11" N				
			λ : 03°01'03,18" E				
	Z <sub>2</sub> S <sub>4</sub>	φ : 36°49'04,85" N					
		λ : 03°01'12,63" E					
Z <sub>2</sub> S <sub>5</sub>	φ : 36°49'09,84" N						
	λ : 03°01'03,56" E						
Z <sub>2</sub> S <sub>6</sub>	φ : 36°49'08,27" N						
	λ : 03°01'16,22" E						

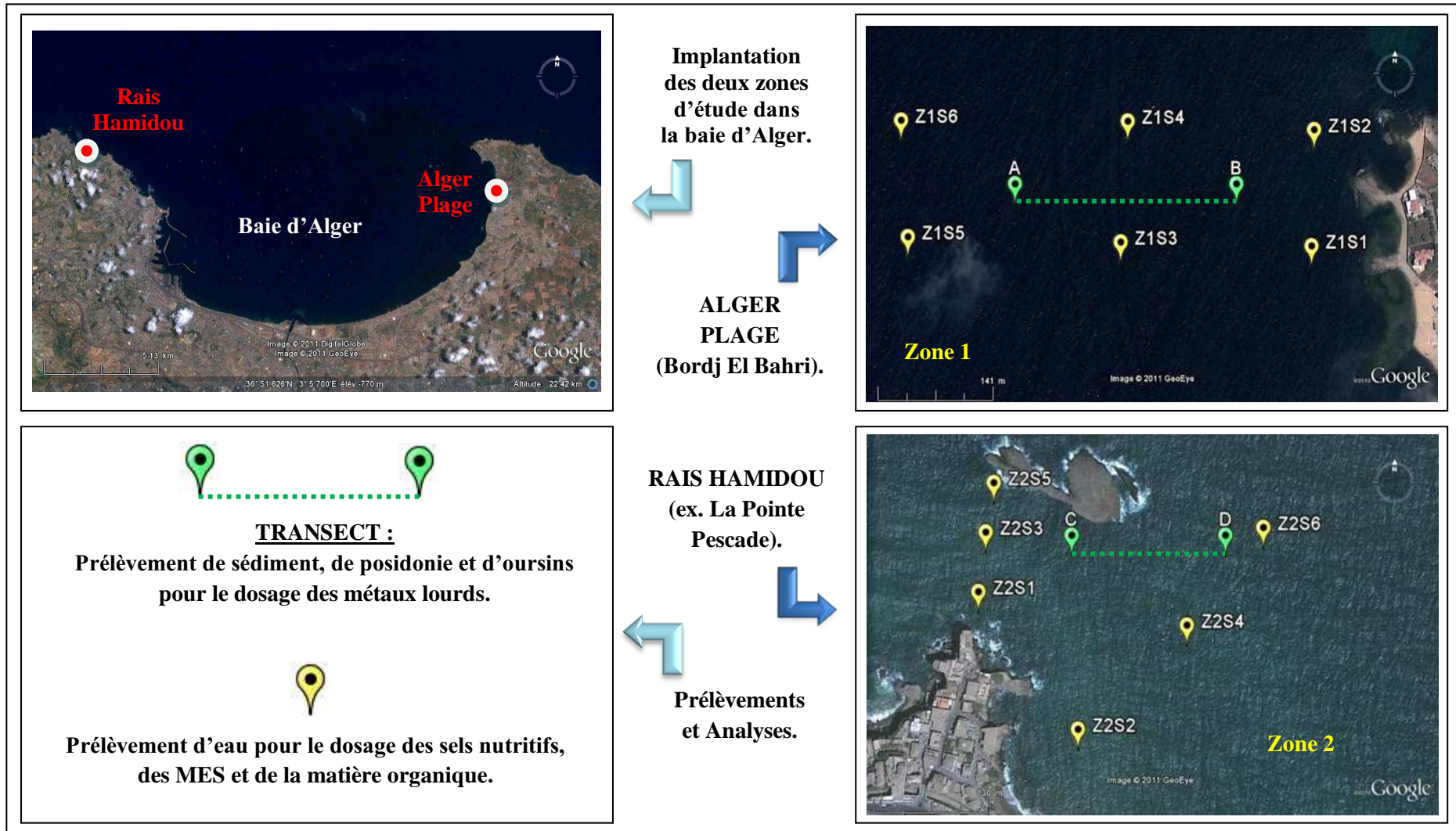


Figure II.5 : Stratégie d'échantillonnage et localisation des stations de prélèvement dans les deux zones d'étude

### II.3.2. PRÉLÈVEMENT ET ÉCHANTILLONNAGE

Dans chaque site nous avons effectué quatre séries de prélèvements de : rhizomes de posidonie, oursins *Paracentrotus lividus* et sédiments pour le dosage des métaux lourds ainsi que de l'eau de mer pour le dosage des sels nutritifs. Nous avons également réalisé *in situ* des mesures pour l'obtention des propriétés physicochimiques de l'eau de mer.

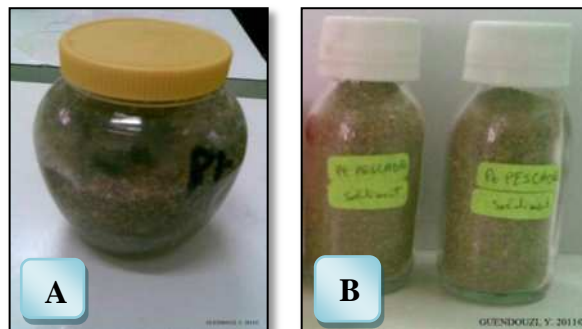
Les prélèvements ont été réalisés par plongée autonome, excepté ceux pour l'eau de mer de surface qui se sont fait à partir d'une embarcation.

Les échantillons prélevés ont été conservés à basse température dans une glacière portative avec une réserve de froid suffisante, en attendant leur congélation au laboratoire.

#### II.3.2.1. SÉDIMENT

**Prélèvement** : 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 est prélevée et conservée par congélation (KANTIN et PERGENT, 2007).

**Préparation de l'échantillon** : l'étude des ETM est habituellement portée sur la fraction fine du sédiment en raison de l'affinité des ETM avec les particules fines (argiles, matière organique et oxydes de Fer et de Manganèse). Cependant, suivant les recommandations de l'IAEA (2001) l'analyse des ETM est réalisée sur la fraction totale du sédiment dans le but d'éviter les risques de contamination et de perte lors du tamisage (ROUIBAH *et al.*, 2005).



**Figure II.6** : (A) boîte en plastique (pour le prélèvement) ;  
(B) piluliers en verre (pour la conservation après lyophilisation)

#### II.3.2.2. POSIDONIE

**Prélèvement** : à chaque zone, une quinzaine de rhizomes orthotrope de posidonie (avec leurs faisceaux) (nombre minimum nécessaires pour caractériser une station) ont été collectés sur une large surface, en prenant soin que les rhizomes prélevés soient séparés d'un mètre environ les uns des autres. Les rhizomes sont cassés manuellement au niveau du sédiment, et placés dans un sac en plastique (KANTIN et PERGENT, 2007).

**Préparation de l'échantillon** : les échantillons sont congelés par 3 lots de 5 rhizomes dont il a été préalablement enlevé les feuilles, à fin de les lyophiliser (KANTIN et PERGENT, 2007).

## II.3.2.3. OURSIN

**Prélèvements** : à chaque zone, une quinzaine d'individus d'oursins *Paracentrotus lividus* ont été collectés et mis dans des boîtes en plastique.

**Préparation des échantillons** : Les gonades d'oursin sont récupérées délicatement afin de ne pas les abimer (figure II.7). La quantité du matériel biologique utilisé varie entre 0,5 et 1 g de poids sec.



Figure II.7 : Récupération des gonades d'oursins

## II.3.2.4. L'EAU DE MER

**Prélèvement** : réalisé à un mètre au-dessous de la surface de l'eau (BOULAHIDID *et al.*, 2003) et à l'aide des flacons de 250 ml ; en 6 stations différentes : (1 et 2) sont pas très loin du trait de côte (25 mètres), (3 et 4) sont au milieu de transect et superposé à l'herbier a posidonie et (5 et 6) sont situées un peu plus vers le large (voir figure II.5).

Les mesures *in situ* sont effectuées à l'aide d'un conductimètre (WTW. 315 i) et d'un pH-mètre (WTW. pH 315i/SET) (voir figure II.8) pour la détermination des paramètres physico-chimiques : température, pH et la salinité.



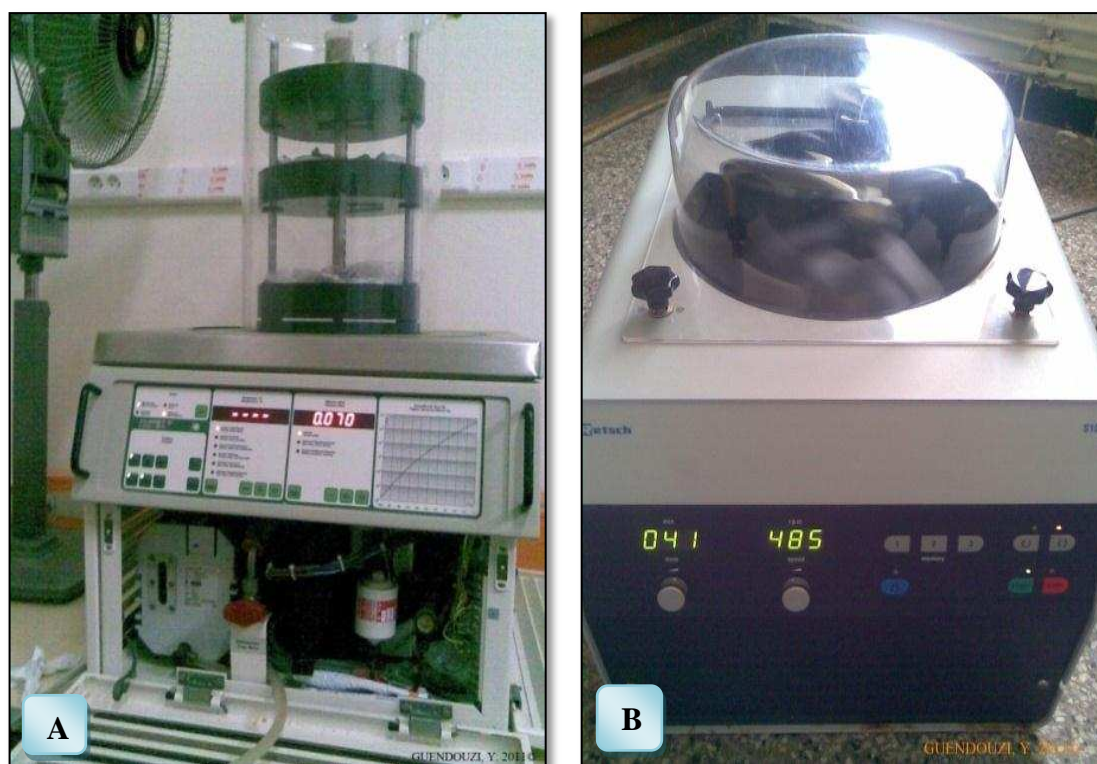
Figure II. 8: (A) Conductimètre ; (B) pH-mètre

**II.4. PROTOCOLE D'ANALYSE****II.4.1. DOSAGE DES MÉTAUX LOURDS****II.4.1.1. TRAITEMENT DES ÉCHANTILLONS**

La méthode appliquée pour le traitement des échantillons est celle proposée par UNEP/IAEA (1985a, 1985b et 1986) qui s'effectue à partir des opérations suivantes :

**Lyophilisation :** La lyophilisation est une technique permettant la déshydrations de l'échantillon congelé par sublimation à basse température (-55°C) et sous vide (0,1 bar) pendant 48 heures. Au bout de 24 h les échantillons sont retirés du lyophilisateur (Fig.II.9.A).pour être remués à l'aide d'une spatule en acier inoxydable afin de permettre leur déshydratation complète si nécessaire. La lyophilisation est préférable à la déshydratation à l'étuve car cette dernière entraine une perte des métaux lourds les plus volatiles en particulier le mercure.

**Broyage:** Les échantillons lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine. Pour le matériel biologique, les échantillons d'oursin sont broyés en fine poudre à l'aide d'un mortier en agate et les rhizomes à l'aide d'un broyeur centrifuge à billes : Centrifugal Ball Mill, S 100. RETSCH® (Fig.II.9.B).



**Figure II.9 :** (A) Lyophilisateur ; (B) Broyeur centrifuge à billes

**Homogénéisation :** Le sédiment est constitué de particules diverses, l'affinité avec le métal est en fonction de la taille et de la nature de la particule sédimentaire ainsi dans le but d'uniformiser la répartition des particules sédimentaires au sein de l'échantillon le lyophilisat est récupéré et homogénéisé pendant 48 heures.

#### II.4.1.2. NETTOYAGE DES INSTRUMENTS

Les métaux lourds se trouvent à l'état de traces dans le milieu marin. Une contamination est plus que probable si les conditions optimales d'applications et de propreté de tout instrument et de verrerie utilisés pendant le traitement et le stockage des échantillons ne sont pas réunies. Pour cela tout le matériel utilisé doit subir préalablement les opérations d'un nettoyage spécifique détaillé en annexe I.

#### II.4.1.3. MINÉRALISATION DES ÉCHANTILLONS

La minéralisation (digestion) est une opération d'extraction et de solubilisation des métaux lourds après décomposition des échantillons qui s'effectue soit :

- en milieu acide : l'opérateur doit nécessairement manipuler sous une hôte aspirante et se munir du matériel de protection adéquat (masque à gaz, lunettes et gants) ;
- à chaud et sous colonne à reflux ;
- par voie humide : celle-ci permet la récupération maximale des métaux lourds en traces (PINATA, 1979).

Afin de réduire l'effet de la contamination, nous avons réalisé l'analyse des métaux lourds au laboratoire de l'ONEDD « Office National de l'Environnement et du Développement Durable (Laboratoire Régional Centre – LRC Ben Aknoun) » après leur minéralisation au laboratoire de (l'annexe de l'ENSSMAL) de Sidi-Fredj. Nous avons réalisé quatre différentes minéralisations en milieu acide selon l'élément recherché : mercure et autres métaux traces ; et la matrice étudiée : sédiment, matériel biologique (rhizome de posidonie et gonade d'oursin commun) comme suit :

##### **A- Digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination du mercure total par spectrophotométrie d'absorption atomique avec système d'hydrures (CV-AAS)**

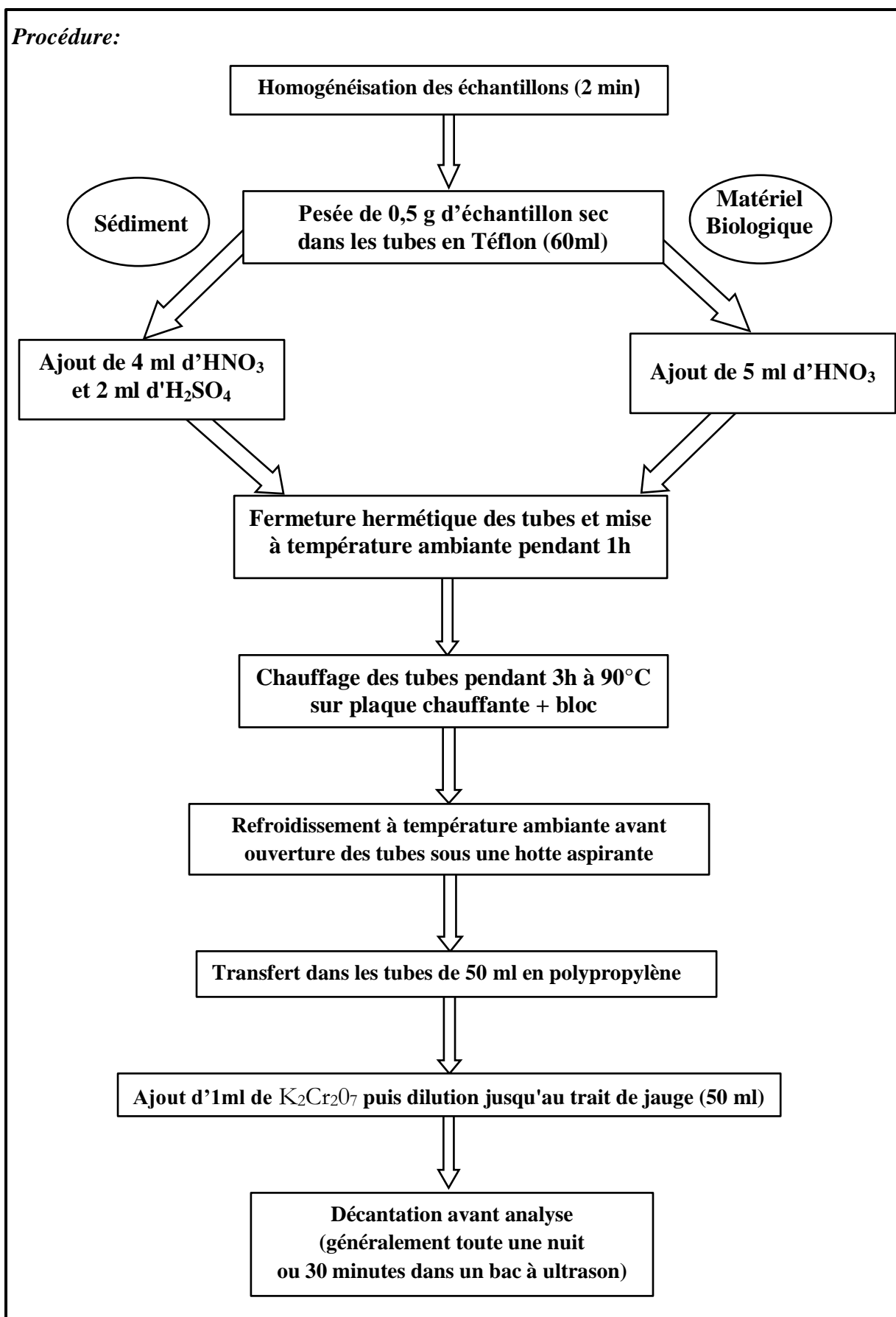
##### **Principe:**

**Réactifs:** Ces méthodes sont applicables pour des échantillons de sédiment ou de matériel biologique. La forte digestion acide permet de décomposer les échantillons, ainsi que d'oxyder et convertir toutes les formes de mercure en mercure inorganique.

- HNO<sub>3</sub> (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (95-97%, pour analyse, faible en mercure, Merck) – pour le sédiment ;
- K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> (10 %, pour analyse, faible en mercure, Merck) ;
- Eau déionisée Milli-Q (>18 MΩ cm, Millipore).

##### **Matériel:**

- Tubes en Téflon avec bouchons (60 ml, Savillex) et tubes gradués en polypropylène avec bouchons (50 ml, Sarstedt) nettoyés suivant les procédures 1 et 3 (voir annexe I) ;
- Fiole jaugée de 500 ml (classe A) nettoyée suivant la procédure 3 (voir annexe I) ;
- Spatules en plastiques nettoyées suivant la procédure 1 (voir annexe I) ;
- Balance de précision (DENVER INSTRUMENT®. M-220D) et micropipette (Finn pipette) ;
- Plaque chauffante (Ceran 500, 22SR) et bloc en aluminium.



**Figure II.10. :** Procédure de digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination du mercure total par CV-AAS

**B- Digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination de Plomb, et Zinc par spectrophotométrie d'absorption atomique (AAS)*****Principe:***

Les échantillons sont minéralisés dans des « bombes » en téflon fermées à l'aide de l'acide nitrique pour le matériel biologique et d'une combinaison d'acide fluorhydrique (HF) et d'eau régale pour le sédiment.

L'utilisation d'HF est nécessaire pour la décomposition complète des silicates. Pour les métaux étudiés, son utilisation a été substituée par de l'eau régale.

***Réactifs:***

- HNO<sub>3</sub> (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- HCL (30%, supra-pur, Merck) – pour le sédiment ;
- Eau déionisée Milli-Q (>18 MΩ cm, Millipore).

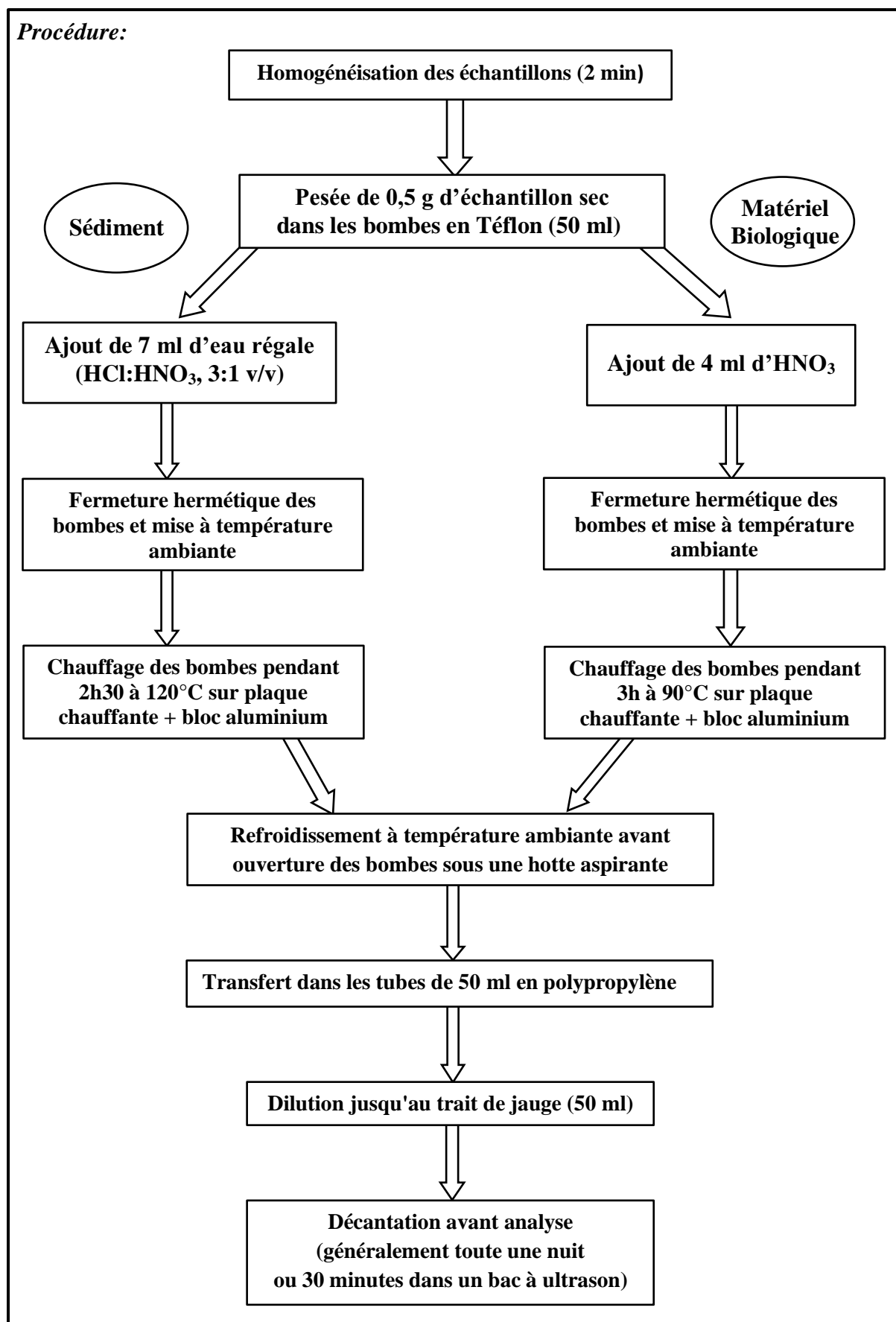
***Matériel:***

- Bombes en Téflon avec bouchons (50 ml, Nalgène) et tubes gradués en polypropylène avec bouchons (50 ml, Sarstedt) nettoyés suivant les procédures 1 et 2 (voir annexe I) ;
- Spatules en plastiques nettoyées suivant la procédure 1 (voir annexe I) ;
- Balance de précision (DENVER INSTRUMENT®. M-220D) et micropipette (Finnpipette) ;
- Plaque chauffante (Ceran 500, 22SR) et bloc en aluminium.

***Procédure :*** Voir figure II. 11.

***C- Remarques importantes pour toutes les minéralisations :***

- Des blancs de réactifs doivent être préparés pour chaque série d'analyse. Ils sont préparés de la même manière que les échantillons, excepté qu'aucun échantillon n'est ajouté dans les flacons de digestion.
- Les standards pour la courbe de calibration doivent être préparés en utilisant les mêmes réactifs que pour les échantillons.
- Les échantillons prêts peuvent être conservés plusieurs jours au réfrigérateur (+4°C).



**Figure II. 11:** Procédure de digestion du sédiment et du matériel biologique pour la détermination de Plomb et Zinc par AAS

## II.4.1.4. ANALYSE DES ÉCHANTILLONS PAR LA MÉTHODE DE LA SAA

La spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA) est une méthode analytique permettant de déterminer la concentration d'une substance par l'absorption d'une radiation spécifique à l'élément chimique contenu dans la substance en l'occurrence ici, le mercure, le plomb, le zinc et dont le maximum d'absorption se fait respectivement aux longueurs d'ondes 253,7 ; 217,0 et 213,9 nm.

En effet, lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de photons, de fréquence  $F$  bien définie et propre à cet élément qui, dispersé dans un générateur d'atomes possède également la propriété d'absorber tout rayonnement de même fréquence  $F$ . Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré suivant la loi de BEER-LAMBERT :

$$\text{Log} \frac{I_0}{I} = K * L * C$$

**Où :**  $I_0$  : Intensité de la radiation incidente ;

$I$  : Intensité de la radiation après la traversée de la flamme ou cellule de quartz ;

$K$  : Constante caractéristique de l'échantillon ;

$L$  : Longueur du chemin optique ;

$C$  : Concentration dans la solution de l'élément considéré ;

L'appareil utilisé est un Perkin Elmer® A Analyst 700 constitué d'un générateur de photons, destiné à fournir un flux de photons d'intensité constante dans le temps et de fréquence bien définie correspondant à l'élément à doser. À savoir, des lampes à cathode creuse constituée du métal (ou des métaux) à doser qui est volatilisé et excité par décharge cathodique dans une atmosphère gazeuse (néon ou argon) à très basse pression ; d'un générateur d'atomes ; d'un monochromateur à double faisceau, destiné à la sélection de la longueur d'onde et dont l'un des faisceaux atteint directement le récepteur sans traverser la flamme, permet d'éliminer les fluctuations de la source ; et d'un récepteur constitué par un photomultiplicateur, associé à un amplificateur linéaire et logarithmique.

Il est équipé d'un générateur d'hydrures, d'un four à graphite et un système par flamme avec injecteur automatique (AS 800 Perkin Elmer) et est piloté par le logiciel Winlab 32 pour absorption atomique qui permet de très hautes performances d'analyse.

Pour le mercure, les échantillons minéralisés sont analysés avec le système d'hydrures (FIAS 400, Perkin Elmer®) équipé d'un dispositif d'injection (passeur) automatique de l'échantillon (AS-91, Perkin Elmer®) et une cellule de quartz. Une solution "carrier" d' $\text{HNO}_3$  à 5% et une solution réductrice de  $\text{SnCl}_2$  sont utilisées.

Pour les autres métaux étudiés, les échantillons minéralisés sont analysés avec le système par flammes chaudes nécessitant un mélange de gaz air/acétylène ( $\text{C}_2\text{H}_2$ ) et un brûleur de type laminaire muni d'une fente longitudinale de 15 cm.

**Étalonnage :** La méthode utilisée est celle des standards seuls. Les gammes étalons (voir annexe II) sont préparées quelque peu avant l'analyse à partir de solutions mères chacune à 1000 mg/l qui peuvent être conservées une année. Les droites d'étalonnage sont présentées :

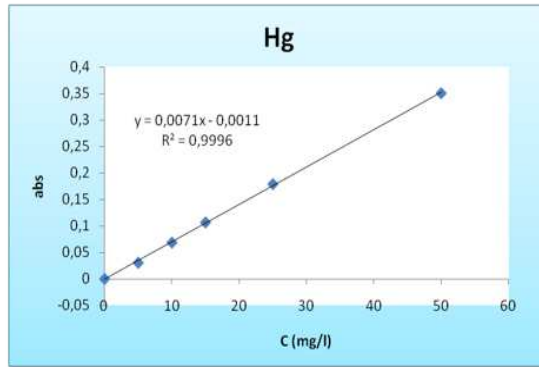


Fig. II.12 : Droite d'étalonnage du Mercure

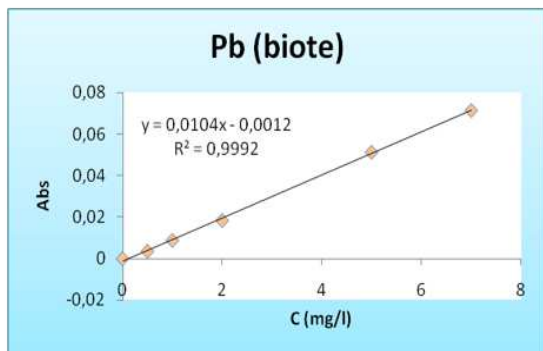


Fig. II.13 : Droite d'étalonnage du Plomb Pour le biote

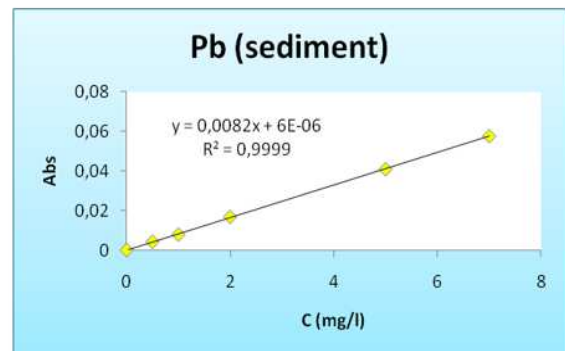


Fig. II.14 : Droite d'étalonnage du Plomb pour le sédiment

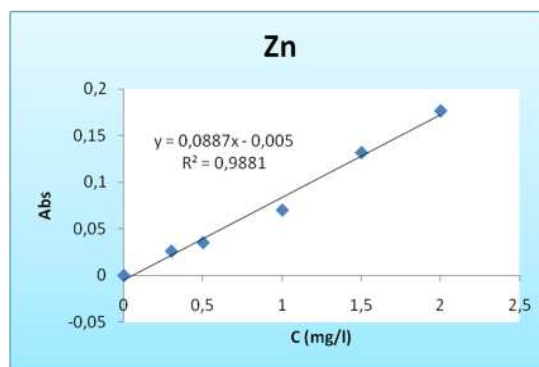


Fig. II.15 : Droite d'étalonnage du Zinc

II.4.1.5. LE TAUX D'HUMIDITÉ :

L'air où congeler les échantillons secs peut contenir des quantités différentes de la teneur en humidité. Les résultats définitifs devraient être corrigés pour cette teneur en humidité et exprimé sur une base du poids sec.

*Calcul du poids corrigé de l'échantillon*

- a. **Calcule des taux d'humidité** : le calcul se fait par l'application de la formule suivante (AIEA, 2001).

$$A(\%) = \frac{P1 - P2}{p1} \times 100$$

Où :

A : taux d'humidité (%)

P 1 : poids de la coupelle vide + le poids de l'échantillon dans la coupelle (g).

P 2 : poids de l'échantillon dans la coupelle après 24 heures à 105°C (g).

- b. **Correction du poids du sédiment** : la correction se fait grâce à l'expression :

$$P_c = p - \left( \frac{A\%}{100} \times P \right)$$

Où :

P<sub>c</sub> : poids de l'échantillon corrigé (g)

P : poids de l'échantillon pesé pour la minéralisation (g)

A : taux d'humidité (%)

---

#### II.4.1.6. INDICE DE CONTAMINATION (IC)

Pour la présente étude, les analyses des métaux lourds ont porté sur la comparaison des concentrations par rapport aux zones de référence.

L'indice de contamination doit être calculé à partir de la formule suivante :

$$IC = \frac{\text{Concentration observée}}{\text{Concentration normale}}$$

L'interprétation des résultats est suivie le tableau II.3.

**Tab II.3** : Valeurs de l'indice de contamination (IC) (ALZIEU *et al.*, 1999)

IC	Observations
IC < 3	Concentration normale
3 < IC < 10	Cas de pollution
IC > 10	Zone à risque

#### II.4.1.7. RELATION ENTRE LE MERCURE ET L'ÉTAT DE L'HERBIER DE POSIDONIE

On peut déterminer l'état de l'herbier de posidonie à partir de la concentration de mercure contenu dans cet herbier (PERGENT-MARTINI *et al.*, 2005) (tableau II.4).

**Tableau II.4** : Classification des herbiers de *Posidonia oceanica* en fonction de l'état de traces de contamination métallique  $\mu\text{g/g}$  P.S. (PERGENT-MARTINI *et al.*, 2005)

Hg ( $\mu\text{g/g}$ )	Qualité de l'herbier
< 0,048	Haute
0,048 – 0,096	bonne
0,097 – 0,144	modérée
0,145 – 0,192	pauvre
> 0,193	mauvaise

#### II.4.1.8. BIOCONCENTRATIONS MÉTAL

Pour évaluer l'efficacité de la bioaccumulation des métaux par *Posidonia oceanica* et *Paracentrotus lividus*, le facteur biosédiment, défini comme le rapport entre la concentration de métal dans l'organisme et que dans les sédiments (LAU *et al.*, 1998).

#### II.4.2. DOSAGE DES SELS NUTRITIFS

##### A- Principe :

Le principe de détermination des sels nutritifs est basé sur la formation de complexes spécifiques colorés dont l'absorption de l'énergie lumineuse à une certaine longueur d'onde ( $\lambda$ ) est directement proportionnelle à la concentration du sel nutritif à doser.

La quantité de lumière absorbée par la solution, appelée absorbance (A) ou densité optique (D.O), obéit à la loi de BEER-LAMBERT.

$$D.O = A = \text{Log} \left( \frac{I_0}{I} \right) = \lambda * L * C.$$

**$I_0$  et  $I$**  : respectivement intensité lumineuse incidente et émergente du milieu absorbant.

**$\lambda$**  : coefficient d'extinction molaire (fonction de la température et la longueur d'onde).

**L** : longueur du milieu traversé exprimé en cm.

**C** : concentration de la solution absorbante exprimée en mol/l.

**A et D.O** : respectivement absorbance et densité optique de la solution.

##### B- Mode opératoire :

On s'intéresse au dosage des sels nutritifs : ammonium, nitrite, nitrate, ortho-phosphate et silicium dissout. L'analyse est faite par la méthode de colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée SKALAR (Auto-Analyzer SAN PLUS) selon le protocole décrit par le fabricant (SKALAR, 1998). Schématiquement, cet analyseur automatique est composé de 3 éléments :

Un échantillonneur qui permet d'aspirer les échantillons, une cassette où se déroulent le développement des complexes colorés et le spectrophotomètre proprement dit.

Un système de pompe crée un flux continu entre les différents éléments de la chaîne, flux qui entraîne automatiquement l'échantillon au travers du système (voir le circuit analytique pour le dosage de chaque paramètre en annexe III) pour son analyse.

Le dosage de chaque paramètre est passé en revue ci-après :

#### II.4.2.1. DOSAGE DE L'AMMONIUM

Le dosage de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) est réalisé suivant la méthode de (KOROLEFF, 1969 in AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983). En milieu alcalin ( $8 < \text{pH} < 11,5$ ), l'ammonium dissout réagit sur l'hypochlorite pour former une monochloramine. Ce composé, en présence de phénol et d'un excès d'hypochlorite (milieu oxydant) donne lieu à la formation d'un bleu d'indophénol. La réaction est catalysée par le nitroprussiate de sodium. Le maximum d'absorption se fait à une longueur d'onde de 630 nm (LOURGUIOUI, 2007).

#### II.4.2.2. DOSAGE DES NITRITES

Le dosage des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) est réalisé selon la méthode de GRIESS qui repose sur la formation d'un complexe coloré par réaction de diazotation entre l'ion nitrite, une amine primaire aromatique, la Sulfanilamide et une autre amine aromatique, le Dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylène diamine (NED). En effet, Il s'agit de la réaction de GRIESS, réaction de diazotation spécifique de l'acide nitreux, qui se produit en deux étapes :

L'ion nitrite réagit avec la sulfanilamide ( $4\text{-H}_2\text{NC}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$ ) pour former un composé diazoïque (sel de diazonium) qui se combine ensuite en milieu acide ( $\text{pH} < 2$ ) avec le NED pour former un composé rosé dont l'absorbance à 540 nm (BENSCHNEIDER et ROBINSON, 1952 et SKALAR, 1998 in LOURGUIOUI, 2007) est proportionnelle à la concentration des ions nitrite.

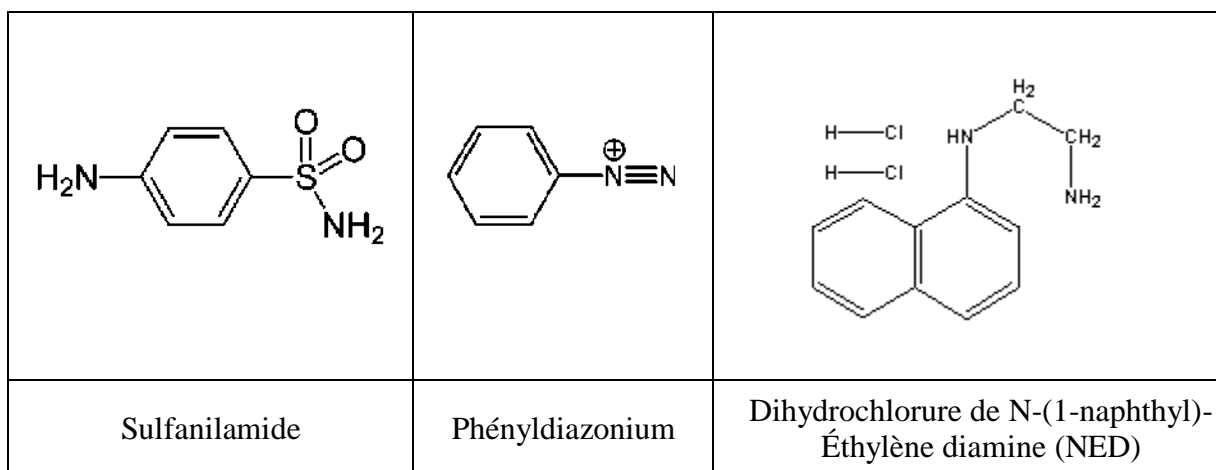


Figure II.16 : Réactifs de GRIESS pour le dosage des nitrites

#### II.4.2.3. DOSAGE DES NITRATES

Selon (WOOD *et al.*, 1967 in LOURGUIOUI, 2007), Le passage des échantillons dans une colonne de cadmium traité au cuivre permet la réduction des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ). Ces dernières ( $\text{NO}_2^-$  initiaux +  $\text{NO}_3^-$  réduits) seront ensuite dosées par colorimétrie selon la méthode précédemment décrite. D'après (RODIER *et al.*, 1996), les concentrations de nitrates sont obtenues après la soustraction des concentrations de nitrites déterminés, antérieurement, avant le passage des échantillons dans la colonne réductrice.

## II.4.2.4. DOSAGE DES ORTHOPHOSPHATES

Le principe du dosage d'orthophosphates selon la méthode de (MURPHY et RILEY, 1962) repose sur la réaction de l'anion orthophosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) avec l'ion molybdate d'ammonium et l'ion oxydrate de potassium (Antimoine) en milieu acide pour la formation de l'acide phosphomolybdique. Cet acide est réduit par l'acide ascorbique en bleu de molybdène dont l'absorbance à 880 nm est proportionnelle à la concentration de l'ion orthophosphate présent dans un échantillon.

## II.4.2.5. DOSAGE DU SILICIUM DISSOUT

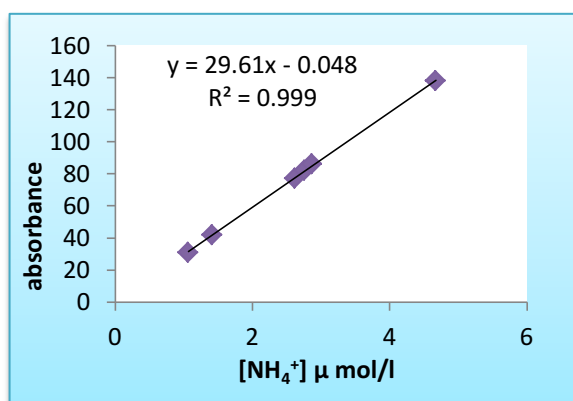
Présent à 95 % sous forme d'acide orthosilicique  $\text{Si(OH)}$  (AMINOT et CHAUSSEPIED, 1983 in LOURGUIOUI, 2007), le silicium dissout réagit avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe silicomolybdique qui réduit par l'acide ascorbique donne un composé coloré en bleu absorbant à 810 nm (MULLIN et RILEY, 1955 in LOURGUIOUI, 2007). L'ajout de l'acide oxalique évite l'interférence de phosphate.

*Étalonnage, mesure et calcul*

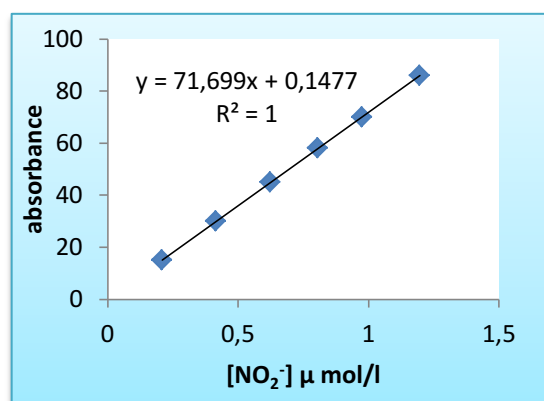
L'étalonnage nécessite, pour chaque sel à doser, la préparation d'une solution mère et d'une solution fille (voir annexes IV à VII). Une fois la solution fille prête, nous employons le principe de neutralisation pour préparer d'autres solutions filles plus diluées (standards), qui constitueront une gamme-étalons (voir annexe VIII).

Le signal d'absorption mesuré en continu par le spectrophotomètre est traduit sous la forme d'un pic sur un ordinateur interfacé. La hauteur du pic est proportionnelle à la concentration du sel dans l'échantillon. La mesure de standards de concentrations connues permet de calculer une droite de régression (de la forme  $Y = aX + b$ ) qui est utilisée pour déterminer les concentrations inconnues. Les pics sont mesurés par rapport à une ligne de base constituée d'eau de mer oligotrophe (épuisée de nutriments).

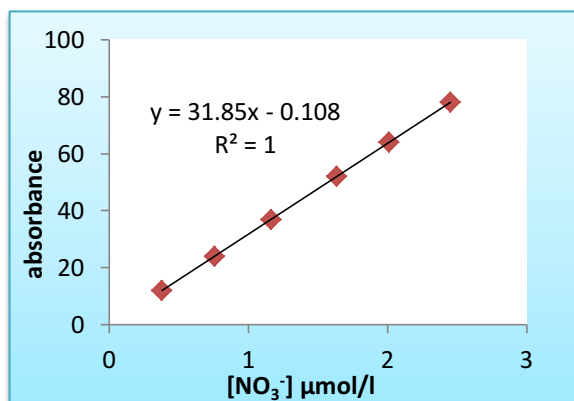
Le logiciel intégré de l'appareil utilisé réalise automatiquement tous les calculs nécessaires pour nous permettre d'obtenir les droites d'étalonnage ci-après.



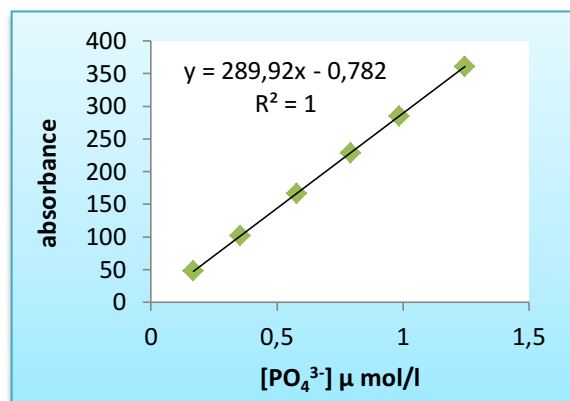
**Fig. II.17 :** Droite d'étalonnage de l'Ammonium



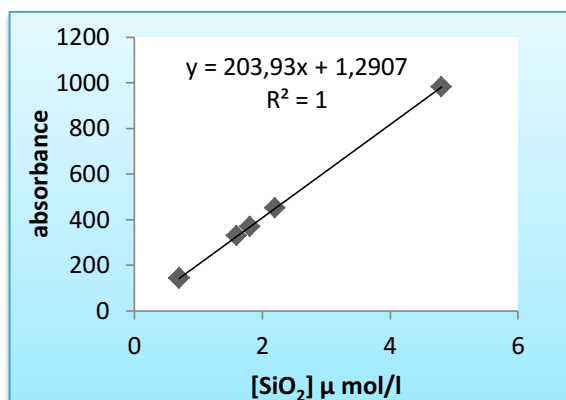
**Fig. II.18 :** Droite d'étalonnage de Nitrite



**Fig. II.19 :** Droite d'étalonnage de Nitrate



**Fig. II.20 :** Droite d'étalonnage d'Orthophosphate



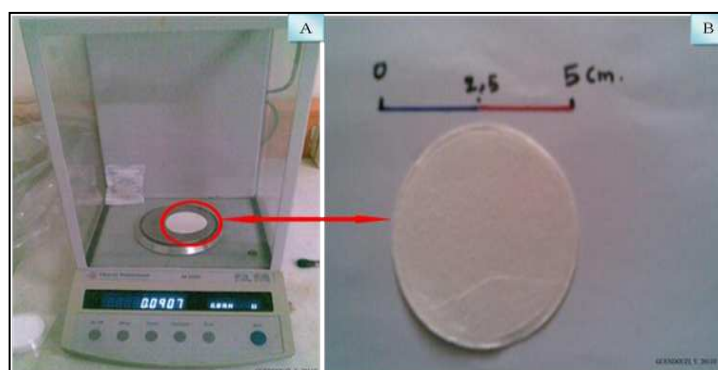
**Fig. II.21 :** Droite d'étalonnage du Silicium dissout

#### II.4.3. DÉTERMINATION DU POIDS SESTONIQUE (MES)

Le poids sestonique est le poids du matériel particulaire dans les eaux (matériel détritique et vivant, organique et minéral). La filtration s'effectue à l'aide de filtre WHATMAN GF/C (porosité 0,45 µm) de 45 mm de diamètre (figure II.24.B) (KANTIN et PERGENT, 2007).

Le filtre est séché et pesé avant et après filtration, à l'aide d'une balance (DENVER INSTRUMENT®. M-220D) (figure II.24.A). La différence de poids entre les deux pesées permet de connaître le masse sèche totale de MES dans le volume d'eau correspondant (AMINOT et CHAUSSPIED, 1983 in LOURGUIOUI, 2006).

Un volume d'eau de 250 ml doit être représentatif pour un échantillon (LOURGUIOUI, 2006).



**Figure II.22:** (A) Balance; (B) Filtre WHATMAN GF/C

*Calcul de MES :*

$$[MES] \text{ mg.l}^{-1} = \frac{(P_2 - P_1)}{V}$$

Tel que :

MES : le poids sestonique dans un volume d'eau (mg/l) de la matière en suspension.

P<sub>1</sub> : poids de filtre avant filtration (mg).

P<sub>2</sub> : poids de filtre après filtration (mg).

V : le volume d'eau filtré (L).

#### II.4.4. DETERMINATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE (MO)

Les filtres qui sont utilisés pour la matière en suspension, sont pesés avec précision dans des creusets en porcelaine (figure II.25.B) soit P<sub>1</sub>. Après les avoir passés au four à moufle (CARBOLITE CWF 1200 ®) à 550°C pendant deux heures (figure II.25.A), les creusets et filtres sont à nouveau pesés, soit P<sub>2</sub>. La différence de ces deux poids (P<sub>1</sub>, P<sub>2</sub>) nous donne celui de la matière organique brûlée :

$$[MO] \text{ mg.l}^{-1} = \frac{(P_1 - P_2)}{V}$$

Avec :

**P<sub>1</sub>** : poids du creuset et du filtre avant séchage (mg).

**P<sub>2</sub>** : poids du creuset et du filtre après séchage (mg).

V : le volume d'eau filtré (L).



**Figure II.23 :** (A) four à moufle ; (B) creuset en porcelaine

Pinkata & Jirani

## III.1. LES ÉLÉMENTS EN TRACE MÉTALLIQUE

## III.1.1. ETAT DE CONTAMINATION DU SÉDIMENT

Les résultats obtenus après analyse des éléments en trace métallique dans les sédiments étudiés sont traités statistiquement et regroupés dans le tableau III.1.

**Tableau III.1 :** Valeurs extrêmes, moyennes et écart type des concentrations en ETM dans les sédiments superficiels marins des deux zones étudiées

Zone d'étude	Valeur statistique	Hg ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
Alger plage	minimum	0,1149	20,66	46,10
	maximum	0,1580	22,09	47,11
	moyenne	0,1364	21,37	46,60
	écart type	0,0305	1,01	0,71
Rais Hamidou	minimum	0,1368	29,46	64,35
	maximum	0,2174	43,52	77,16
	moyenne	0,1771	38,10	70,75
	écart type	0,0569	7,56	9,06

**Tableau III.2:** Comparaison des statistiques de concentrations maximales en ETM dans les sédiments, exprimées en  $\mu\text{g/g}$  de poids sec (P.S) dans nos zones d'études avec différentes régions de la Méditerranée occidentale

(ETM)	Valeur maximale ( $\mu\text{g/g}$ )		Valeur de Référence dans la Littérature (À l'échelle de la Méditerranée occidentale)		
	Alger plage	Rais Hamidou	Valeur ( $\mu\text{g/g}$ )	Région	Référence bibliographique
Hg	0,16 $\pm$ 0,002	0,22 $\pm$ 0,03	0,02 $\pm$ 0,01	Canari (Corse, France)	LAFABRIE (2007)
			0,56 $\pm$ 0,14	Livourne (Toscane, Italie)	
			0,07 $\pm$ 0,04	Porto-Torres Sardaigne (Italie)	
			0,098	Corne d'Or baie de Bou Ismail (Algérie)	TARMOUL (2010)
			0,207	Front de mer de la ville de Bou-Ismail (Algérie)	
Pb	22,09 $\pm$ 2,31	43,52 $\pm$ 1,37	40,00	Alger plage (Algérie)	AOUAMEUR (1990)
			38,00	Rais Hamidou (Algérie)	
			26,54 $\pm$ 5,38	Baie d'Alger (Algérie)	BOUDJELLAL <i>et al.</i> , (1992)
			[45-63]	La frange littorale Nord- Ouestde Golf de Tunis (Tunisie)	RAIS et GUEDDARI (1992)
			39,63 $\pm$ 7,93	Alger plage (Algérie)	SOUALILI <i>et al.</i> , (2008)
			14,59 $\pm$ 1,55	Tamentfoust (Algérie)	
			12,37 $\pm$ 4,07	Sidi Fredj (Algérie)	

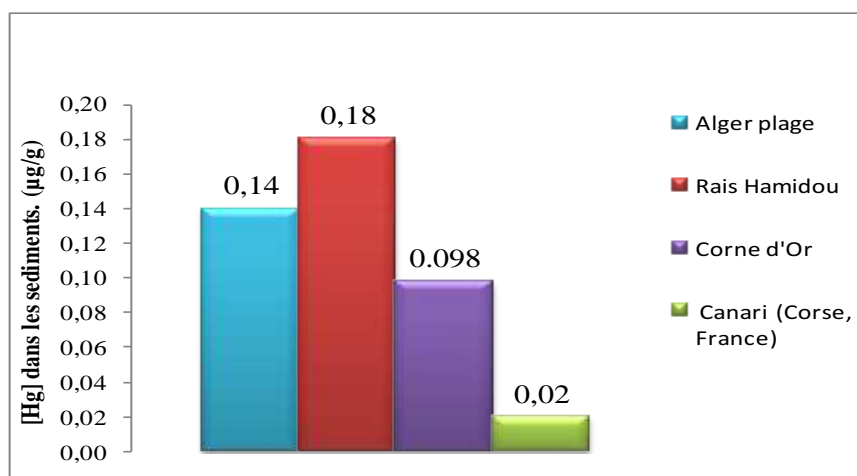
Zn	47,11±4,27	77,16±5,29	227,20	Alger plage (Algérie)	AOUAMEUR (1990)
			122,00	Rais Hamidou (Algérie)	
			154,40±42,58	Baie d'Alger (Algérie)	BOUDJELLAL <i>et al.</i> (1992)
			[5,00-6,00]	La frange littorale Nord-Ouest de Golf de Tunis (Tunisie)	RAIS et GUEDDARI (1992)
			0,023±0,005	Alger plage (Algérie)	SOUALILI <i>et al.</i> (2008)
			0,045±0,010	Tamentfoust (Algérie)	
			0,050±0,006	Sidi Fredj (Algérie)	
			22	Corne d'Or baie de Bou-Ismaïl (Algérie)	TARMOUL (2010)
			564	Front de mer de la ville de Bou-Ismaïl (Algérie)	

#### III.1.1.1. LE MERCURE (Hg)

Les concentrations en Mercure dans les sédiments d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $0,1149 \pm 0,0084$  et  $0,1580 \pm 0,0016$  avec une moyenne de  $0,14 \pm 0,03 \mu\text{g/g P.S}$ . Dans les sédiments de Rais Hamidou, les concentrations en Mercure varient quant-elles entre  $0,1368 \pm 0,0028$  et  $0,2174 \pm 0,0325 \mu\text{g/g P.S}$  avec une moyenne de  $0,18 \pm 0,06 \mu\text{g/g P.S}$  (Tableau III.1).

En moyenne, le Mercure est plus concentré dans les sédiments de Rais Hamidou que dans ceux d'Alger plage (Figure III.1).

Toutes les concentrations en Mercure trouvées dans les sédiments étudiés sont supérieures aux concentrations en Mercure dans les sédiments des zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou Ismaïl, Algérie *in* TARMOUL, 2010) et Canari (Corse, France *in* LAFABRIE, 2007) et sont analogues avec c'elles trouvées par TARMOUL (2010) dans les sédiments du front de mer de la ville de Bou Ismaïl (Tableau III.2), zone considérée comme une fortement anthropisée.



**Figure III.1** : Histogramme de comparaison des concentrations moyennes de Mercure (Hg) en  $\mu\text{g/g P.S}$  dans les sédiments de nos zones d'étude avec les zones de référence non polluées : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie *in* TARMOUL, 2010) ; Canari (Corse, France *in* LAFABRIE, 2007)

## III.1.1.2. LE PLOMB (Pb)

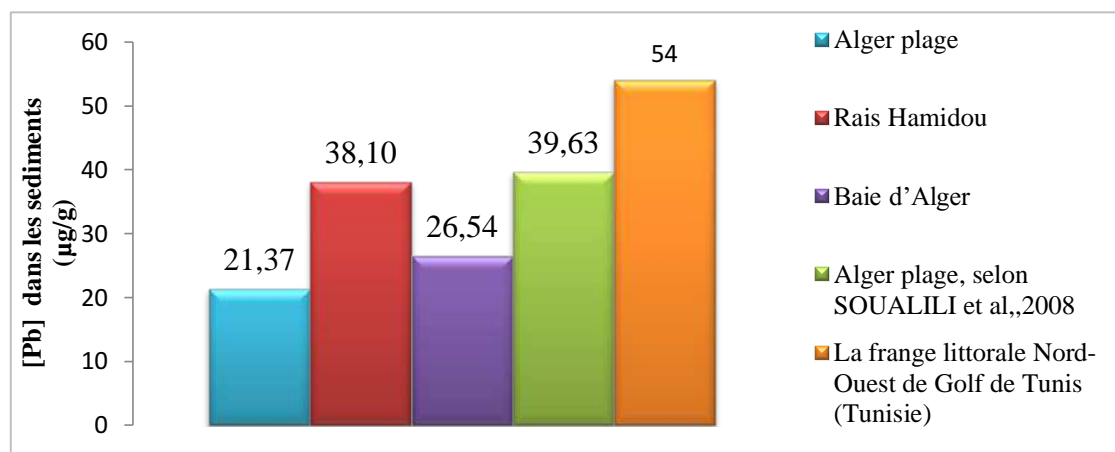
Les concentrations en Plomb dans les sédiments d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $20,66 \pm 3,17$  et  $22,09 \pm 2,31$   $\mu\text{g/g}$  P.S avec une moyenne de  $21,37 \pm 1,01$   $\mu\text{g/g}$  P.S. Tandis-que dans les sédiments de Rais Hamidou, les concentrations en Plomb varient entre  $29,46 \pm 2,52$  et  $43,52 \pm 1,37$   $\mu\text{g/g}$  P.S avec une moyenne de  $38,10 \pm 7,56$   $\mu\text{g/g}$  P.S (Tableau III.1).

En moyenne, le Plomb est plus concentré dans les sédiments de Rais Hamidou que dans ceux d'Alger plage (Figure III.2).

Toutes les concentrations en Plomb trouvées dans les sédiments étudiés sont supérieures aux concentrations en Plomb dans les sédiments des zones de référence : Tamentfoust et Sidi Fredj (SOUALILI *et al.*, 2008).

Les teneurs relevées dans les sédiments d'Alger plage sont analogues avec celles trouvées par BOUDJELLAL *et al.* (1992) dans la Baie d'Alger. Les résultats trouvés à Rais Hamidou sont semblables à ceux trouvés dans la même zone AOUAMEUR (1990). (Tableau III.2).

Les sédiments dans nos zones d'études sont toutefois moins contaminés par le Plomb que ceux analysés par RAIS et GUEDDARI (1992) dans la frange littorale Nord-Ouest du Golf de Tunis (Tunisie) (Tableau III.2 et Figure III.2).



**Figure III.2 :** Histogramme de comparaison des concentrations moyennes de Plomb (Pb) en  $\mu\text{g/g}$  P.S dans les sédiments de nos zones d'étude avec les zones de référence : baie d'Alger (BOUDJELLAL *et al.*, 1992), Alger plage (SOUALILI *et al.*, 2008) et frange littorale Nord-Ouest du Golf de Tunis (RAIS et GUEDDARI, 1992)

## III.1.1.3. LE ZINC (Zn)

Les concentrations en Zinc dans les sédiments d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $46,10 \pm 3,95$  et  $47,11 \pm 5,29$   $\mu\text{g/g}$  P.S avec une moyenne de  $46,61 \pm 0,71$   $\mu\text{g/g}$  P.S. Dans les sédiments de Rais Hamidou, les concentrations en Zinc varient entre  $64,35 \pm 6,44$  et  $77,16 \pm 5,29$   $\mu\text{g/g}$  P.S avec une moyenne de  $70,75 \pm 9,06$   $\mu\text{g/g}$  P.S. (Tableau III.1).

En moyenne, le Zinc est plus concentré dans les sédiments de Rais Hamidou que dans ceux d'Alger plage (Figure III.3).

Toutes les concentrations en Zinc trouvées dans les sédiments étudiés sont supérieures aux concentrations en Zinc dans les sédiments de la Corne d’Or (baie de Bou Ismail, Algérie *in* TARMOUL, 2010) (Figure III.3).

Les concentrations de Zinc dans les sédiments de Rais Hamidou et Alger plage sont beaucoup plus faibles que celles trouvées par TARMOUL (2010) dans les sédiments du front de mer de la ville de Bou-Ismaïl, zone très anthropisée (Tableau III.2). Cependant, les concentrations relevées à Rais Hamidou sont tout de même supérieures au seuil critique de contamination du sédiment marin (50 µg/g de poids sec) d’après MOORE et RAMAMOORTHY (1984) *in* ALZIEU *et al.*, (1999). Les sédiments de Rais Hamidou sont donc contaminés par le Zinc.



**Figure III.3 :** Histogramme de comparaison des concentrations moyennes de Zinc (Zn) en µg/g P.S dans les sédiments des zones d’étude avec la zone de référence Corne d’Or (TARMOUL, 2010) et le seuil de contamination (MOORE et RAMAMOORTHY, 1984 *in* ALZIEU *et al.*, 1999)

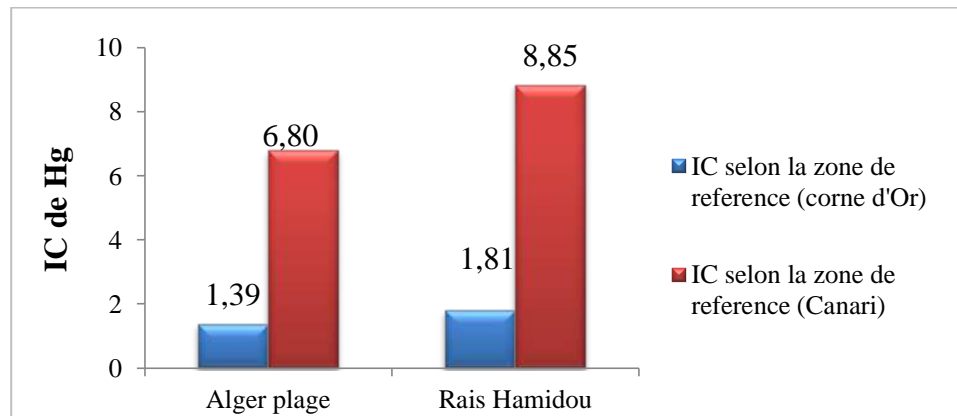
III.1.1.4. INDICE DE CONTAMINATION (IC) :

Le calcul de l’Indice de Contamination (IC) en Mercure, Plomb et Zinc des sédiments de nos deux zones d’étude a donné les résultats présentés dans le ci-après.

**Tableau III.3 :** Indice de Contamination en Mercure, Plomb et Zinc des sédiments des deux zones d’étude

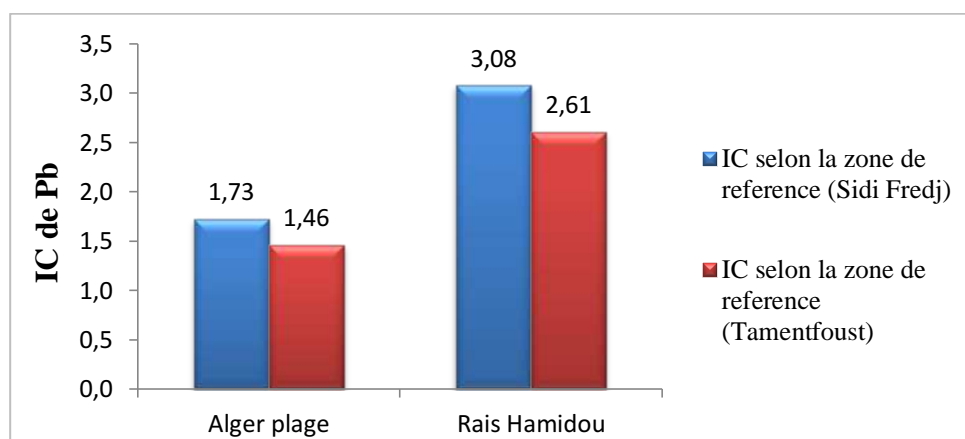
ETM	Zones de Référence & Auteur	IC et Observation	
		Alger plage	Rais Hamidou
Mercure (Hg)	Canari (Corse, France) (LAFABRIE, 2007)	6,80	8,85
		Pollution	Pollution
	Corne d’Or (Algérie) (TARMOUL, 2010)	1,39	1,81
		Concentration Normale	Concentration Normale
Plomb (Pb)	Sidi Fredj (Algérie) (SOUALILI <i>et al.</i> , 2008)	1,73	3,08
		Concentration Normale	Pollution
	Tamentfoust (Algérie) (SOUALILI <i>et al.</i> , 2008)	1,46	2,61
		Concentration Normale	Concentration Normale
Zinc (Zn)	Seuil de Contamination (ALZIEU <i>et al.</i> , 1999)	0,93	1,42
		Concentration Normale	Concentration Normale
	Corne d’or (Algérie) (TARMOUL, 2010)	2,12	3,22
		Pollution	Pollution

L'Indice de Contamination en Mercure calculé par rapport à la zone de référence Corne d'Or montre que la concentration en Mercure du sédiment des deux zones d'études reste normale car  $IC < 3$  (voir Tableau II.3). Cependant, lorsque l'Indice de Contamination est calculé par rapport à la zone de référence Canari (Corse, France) les sédiments peuvent être considérés comme pollués par le mercure car  $3 < IC < 10$  (voir Figure III.4).



**Figure III.4 :** Indice de Contamination en Mercure (Hg) des sédiments des zones d'étude par rapport aux zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010) et Canari (Corse, France in LAFABRIE, 2007)

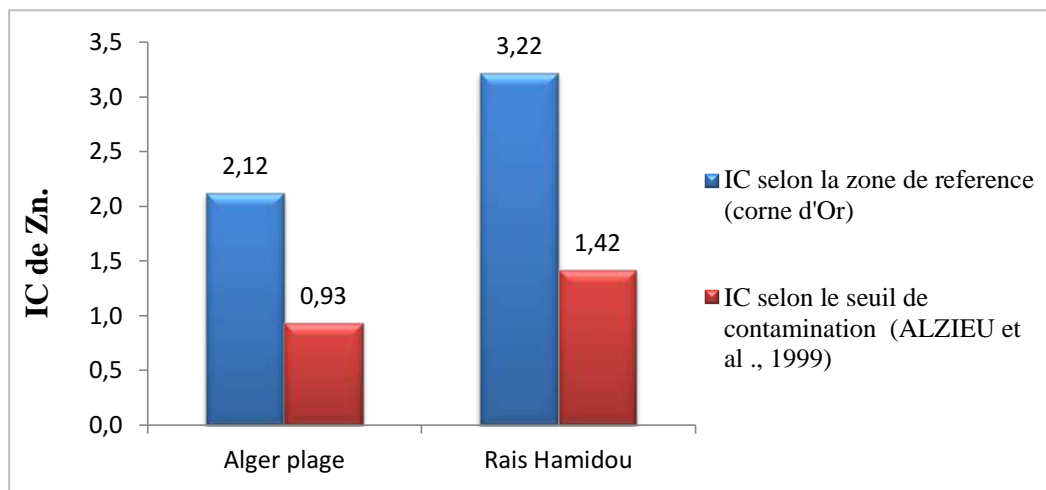
Les sédiments de Rais Hamidou peuvent être considérés comme pollués par le Plomb si l'on tient compte de la zone de référence de Sidi Fredj ( $3 < IC < 10$ ). Cependant, les sédiments d'Alger plage présenteront alors une concentration normale si on garde cette même référence ( $IC < 3$ ). Si l'on tient compte de la zone de référence Tamentfoust, les sédiments des deux zones étudiées présenteront une concentration normale en Plomb ( $IC < 3$ ) (voir Figure III.5).



**Figure III.5 :** Indice de Contamination en Plomb (Pb) des sédiments des zones d'étude par rapport aux zones de référence : Sidi Fredj et Tamentfoust (SOUALILI *et al.*, 2008).

L'Indice de Contamination en Zinc calculé par rapport au seuil de contamination montre que la concentration en Zinc du sédiment des deux zones d'études reste normale car  $IC < 3$  (voir Tableau II.3). Ceci est aussi vrai lorsque l'Indice de Contamination est calculé par rapport à la zone de référence Corne d'Or pour les sédiments d'Alger plage

mais contraire pour les sédiments de Rais Hamidou puisqu'avec un  $3 < IC < 10$  (voir Figure III.6) ils sont pollués par le zinc.



**Figure III.6:** Indice de Contamination en Zinc (Zn) des sédiments des zones d'étude par rapport à la zone de référence Corne d'Or (TARMOUL, 2010) et le seuil de contamination (MOORE et RAMAMOORTHY, 1984 *in* ALZIEU *et al.*, 1999)

### III.1.2. ÉTAT DE CONTAMINATION DE LA POSIDONIE

Dans la zone d'Alger plage, les faisceaux prélevés possèdent  $5 \pm 2$  feuilles par faisceau avec une longueur maximale de 36 cm pour la plus longue feuille. Tandis-que dans la zone de Rais Hamidou, Les faisceaux prélevés possèdent  $7 \pm 1$  feuilles avec une longueur maximale de 65 cm pour la plus longue feuille.

Cette différence phénologique est peut être due à (i) la profondeur dans laquelle se situent les herbiers étudiés (la pénétration de la lumière est en fonction de la profondeur, donc la longueur des feuilles augmente avec la profondeur), (ii) l'hydrodynamisme des courants littoraux qui favorise l'arrachage des feuilles (ce qui explique le maximum du nombre de feuilles à Rais Hamidou : zone abritée par rapport à Alger plage).

Les résultats obtenus après analyse des éléments en trace métallique dans les rhizomes de Posidonie étudiés sont traités statistiquement et regroupés dans le Tableau III.4.

**Tableau III.4 :** Valeurs extrêmes, moyennes et écart type des concentrations en ETM dans les gonades d'oursin commun dans les deux zones étudiées

Zone d'étude	Valeur statistique	Hg ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
Alger plage	minimum	0,076	25,63	75,64
	maximum	0,121	36,52	85,74
	moyenne	0,101	30,94	81,22
	écart type	0,023	7,89	5,13
Rais Hamidou	minimum	0,092	25,71	81,09
	maximum	0,105	37,86	86,01
	moyenne	0,098	31,79	84,21
	écart type	0,007	8,59	2,71

La comparaison entre les valeurs relevées dans les deux zones d'étude avec des valeurs de référence dans la littérature à l'échelle de la Méditerranée occidentale (Tableau III.5) permette d'évaluer l'état de contamination par les ETM des herbiers de posidonie étudiés.

Les zones de référence considérées non polluées sont : Corne d'Or (Baie de Bou Ismail, Algérie) d'après TARMOUL (2010), Calvi (Corse, France) d'après WARNAU *et al.* (1998), PERGENT et PERGENT-MARTINI (1999) et LAFABRIE (2007) (voir Tableau III.5).

**Tableau III.5 :** Comparaison des concentrations maximales en ETM dans les rhizomes, exprimées en  $\mu\text{g/g}$  de poids sec (P.S) dans nos zones d'études avec différentes régions de la Méditerranée occidentale

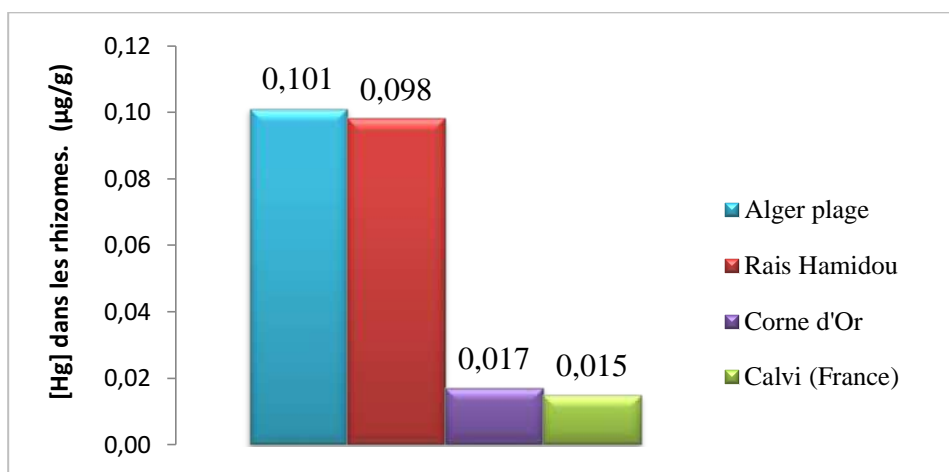
ETM	Valeur Maximale ( $\mu\text{g/g}$ )		Valeur de Référence dans la Littérature (À l'échelle de la Méditerranée occidentale)				
	Alger plage	Rais Hamidou	Valeur ( $\mu\text{g/g}$ )	Région	Référence bibliographique		
<b>Hg</b>	0,121±0,07	0,105±0,02	0,030±0,006	Calvi (Corse, France)	PERGENT et PERGENT- MARTINI (1999)		
			0,048±0,014	Ischia (Naples, Italie)			
			0,052±0,010	Marseille (France)			
					0,015± 0,002	Calvi (Corse, France)	LAFABRIE (2007)
					0,068 ±0,002	Marseille (France)	
					0,0173	Corne d'Or (baie de Bou-Ismail, Algérie)	TARMOUL (2010)
					0,3701	Front de mer de la ville de Bou-Ismail (Algérie)	
<b>Pb</b>	36,52±2,21	37,86±1,19	14,00 ±14,00	Calvi (Corse, France)	WARNAU <i>et al.</i> (1995)		
			14,50 ±9,40	Ischia (Naples, Italie)			
			10,20 ±4,80	Marseille (France)			
					2,67 ±0,82	Calvi (Corse, France)	LAFABRIE (2007)
					3,23 ±0,32	Marseille (France)	
<b>Zn</b>	85,74±3,45	86,01±4,30	94,90 ±16,20	Calvi (Corse, France)	WARNAU <i>et al.</i> (1995)		
			103,00±31,00	Ischia (Naples, Italie)			
			107,00±43,00	Marseille (France)			
					37,20	Corne d'Or (baie de Bou-Ismail, Algérie)	TARMOUL (2010)
					71,8	Front de mer de la ville de Bou-Ismail (Algérie)	

### III.1.2.1. LE MERCURE (Hg)

Les concentrations en Mercure dans les rhizomes d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $0,0762 \pm 0,0625$  et  $0,1210 \pm 0,0655$   $\mu\text{g/g}$  P.S avec une moyenne de  $0,1013 \pm 0,0229$   $\mu\text{g/g}$  P.S. Dans les rhizomes de Rais Hamidou, les concentrations de Mercure sont comprises entre  $0,0915 \pm 0,0612$  et  $0,1046 \pm 0,0219$   $\mu\text{g/g}$  P.S avec une moyenne de  $0,0982 \pm 0,0066$   $\mu\text{g/g}$  P.S (Tableau III.4).

En moyenne, le Mercure est plus concentré dans les rhizomes d'Alger plage que dans ceux de Rais Hamidou (Figure III.7).

Toutes les concentrations en Mercure mesurées dans les rhizomes étudiés sont supérieures aux concentrations en Mercure des rhizomes des zones de référence : à l'échelle régionale, la Corne d'Or (baie de Bou Ismail, Algérie) d'après TARMOUL, 2010) et au niveau de la Méditerranée occidentale : Calvi et Marseille (PERGENT et PERGENT-MARTINI, 1999 ; LAFABRIE, 2007) (Tableau III.5) mais restent inférieures aux concentrations en Mercure des rhizomes provenant du front de mer de la ville de Bou-Ismaïl (Algérie), zone fortement polluée d'après TARMOUL (2010) (Tableau III.5).



**Figure III.7 :** Histogramme de comparaison entre les concentrations en Mercure des rhizomes dans nos zones d'études avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010) et Calvi (Corse, France in LAFABRIE, 2007)

D'après PERGENT-MARTINI *et al.* (2005), l'état de l'herbier peut être estimé à partir de la teneur en Mercure de ses rhizomes (voir Tableau II.4), ce qui classerait nos herbiers étudiés dans un état modéré en termes de pollution (Tableau III.6).

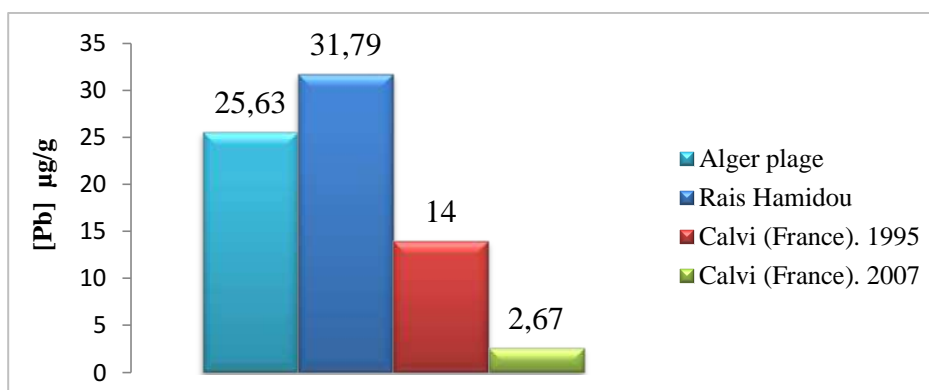
**Tableau III.6 :** État de l'herbier de posidonie dans les deux zones d'études en fonction de la concentration en mercure µg/g P.S d'après PERGENT-MARTINI *et al.* (2005)

Station	Hg (µg/g)	Qualité de l'herbier
Alger plage	0,1013	Modérée
Rais Hamidou	0,0980	Modérée

### III.1.2.2. LE PLOMB (Pb)

Les teneurs de Plomb dans les rhizomes d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $25,63 \pm 3,93$  et  $36,52 \pm 2,21$  µg/g P.S, avec une moyenne de  $30,94 \pm 7,89$  µg/g P.S. Dans les rhizomes de Rais Hamidou, les concentrations en Plomb varient quant-elles entre  $25,71 \pm 3,94$  et  $37,86 \pm 1,19$  µg/g P.S, avec une moyenne de  $31,79 \pm 8,59$  µg/g P.S (Tableau III.4).

En moyenne, le Plomb est plus concentré dans les rhizomes de Rais Hamidou qu'Alger plage (Figure III.8).



**Figure III.8 :** Histogramme de comparaison entre les concentrations de plomb dans les rhizomes de nos zones études avec les zones de référence : Calvi, (France in WARNAU *et al.*, 1995 et LAFABRIE, 2007)

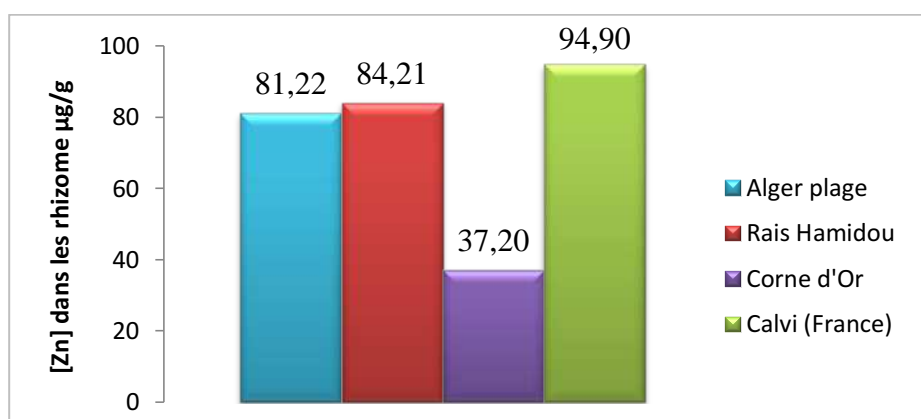
La contamination des rhizomes par le Plomb est fortement élevée (rapport de 7 à 10) par rapport aux zones de référence à l'échelle de la Méditerranée occidentale. Ce qui explique la forte pollution anthropique dans les rhizomes par le Plomb (Tableau III.5).

### III.1.2.3. LE ZINC (Zn)

Les concentrations en Zinc dans les rhizomes d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $75,64 \pm 4,73$  et  $85,74 \pm 3,45$  µg/g P.S, avec une moyenne de  $81,22 \pm 5,13$  µg/g P.S. Dans les rhizomes de Rais Hamidou, les concentrations en Zinc varient entre  $81,09 \pm 4,18$  et  $86,01 \pm 4,30$  µg/g P.S, avec une moyenne de  $84,21 \pm 2,71$  µg/g P.S. (Tableau III.4).

En moyenne, le zinc est plus concentré dans les rhizomes de Rais Hamidou qu'Alger plage (Figure III.9).

La contamination des rhizomes par le Zinc est remarquable, à l'échelle régionale les rhizomes sont pollués par rapport à la zone de référence « Corne d'or baie de Bou Ismail » et avec un degré de pollution plus élevé que la zone Front de mer de la ville de Bou Ismail « zone fortement anthropisée » selon TARMOUL, (2010). Bien que cette forte pollution est inférieure à celle de Calvi (Corse, France) : « zone non polluée » selon (WARNAU *et al.*, 1995). Voir Tableau III.5.



**Figure. III.9 :** Histogramme de comparaison entre les concentrations de zinc dans les rhizomes dans nos zones d'étude avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010) et Calvi, (France in WARNAU *et al.*, 1995)

## III.1.3. ETAT DE CONTAMINATION DES OURSINS

Les oursins prélevés dans les deux zones d'étude ont une taille moyennes de  $55 \pm 5$  mm.

Les résultats obtenus après analyse des éléments en trace métallique dans les gonades d'oursin commun *Paracentrotus lividus* étudiés sont traités statistiquement et regroupées dans le Tableau III.7.

**Tableau III.7 :** Valeurs extrêmes, moyennes et écart type des ETM des gonades d'oursin commun des deux zones étudiées

Zone d'étude	Valeur statistique	Hg ( $\mu\text{g/g}$ )	Pb ( $\mu\text{g/g}$ )	Zn ( $\mu\text{g/g}$ )
Alger plage	minimum	0,1285	30,58	93,11
	maximum	0,1314	32,69	102,09
	moyenne	0,1300	31,64	97,60
	écart type	0,0020	1,50	6,35
Rais Hamidou	minimum	0,1958	48,90	144,25
	maximum	0,2237	72,24	153,71
	moyenne	0,2138	63,24	148,98
	écart type	0,0157	12,56	6,69

La comparaison entre les valeurs relevées dans les deux zones d'étude avec des valeurs de référence dans la littérature à l'échelle de la Méditerranée occidentale (Tableau III.8) permette d'évaluer l'état de contamination par les ETM des herbiers de posidonie étudiés.

Les zones de référence qui considérés non polluées sont : Corne d'Or (Baie de Bou Ismail, Algérie *in* TARMOUL, 2010) et la région de Calvi (Corse, France *in* WARNAU *et al.*, 1998 ; PERGENT *et* PERGENT-MARTINI, 1999 ; LAFABRIE, 2007), voir (Tableau III.8).

**Tableau III.8 :** Comparaison des concentrations maximales en ETM dans les gonades d'oursins *Paracentrotus lividus*, exprimées en  $\mu\text{g/g}$  de poids sec (P.S) dans nos zones d'études avec différentes régions de la Méditerranée occidentale

ETM	Valeur Maximale ( $\mu\text{g/g}$ )		Valeur de Référence dans la Littérature (A l'échelle de la Méditerranée occidentale)		
	Alger plage	Rais Hamidou	Valeur ( $\mu\text{g/g}$ )	Région	Référence bibliographique
Hg	0,13 $\pm$ 0,03	0,22 $\pm$ 0,03	0,05 $\pm$ 0,05	Calvi (Corse, France)	WARNAU <i>et al.</i> , 1995
			0,25 $\pm$ 0,24	Ischia (Naples, Italie)	
			0,27 $\pm$ 0,04	Marseille (France)	
			0,04	Corne d'or baie de Bou Ismail (Algérie)	TARMOUL 2010
			0,33	Front de mer de la ville de Bou Ismail (Algérie)	

<b>Pb</b>	32,69±3,42	72,24±2,27	1,38±0,70	Calvi (Corse, France)	WARNAU <i>et al.</i> , 1995
			2,02±1,06	Ischia (Naples, Italie)	
			1,51±0,93	Marseille (France)	
			2,58±0,63	Calvi (Corse, France)	WARNAU <i>et al.</i> , 1998
			3,02±1,31	Ischia (Naples, Italie)	
			2,68±0,77	Marseille (France)	
			12,00	Port de cap de l'eau (Maroc)	DEMNATI <i>et al.</i> , 2002
			11,00	Port de Saidia (Maroc)	
<b>Zn</b>	102,09±3,85	153,71±4,68	161±19,2	Calvi (Corse, France)	WARNAU <i>et al.</i> , 1995
			130±14,2	Ischia (Naples, Italie)	
			124±11,1	Marseille (France)	
			120	Port de cap de l'eau (Maroc)	DEMNATI <i>et al.</i> , 2002
			130	Port de Saidia (Maroc)	
			46,4	Corne d'Or baie de Bou Ismail (Algérie)	TARMOUL 2010
			183,48	Front de mer de la ville de Bou Ismail (Algérie)	

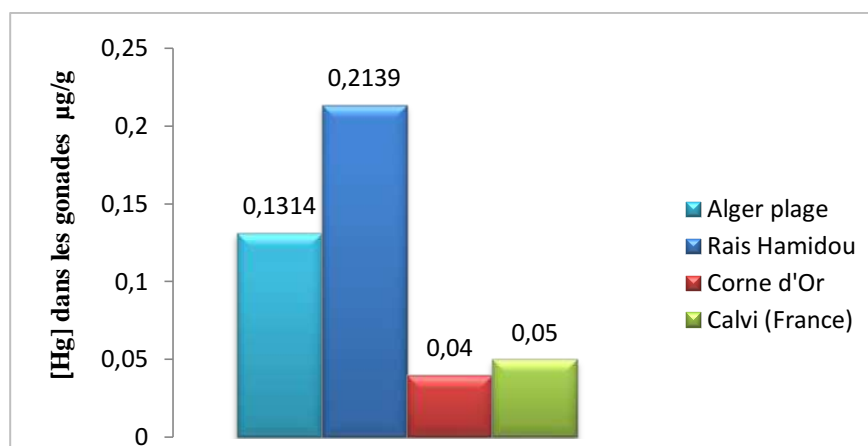
### III.1.3.1 LE MERCURE (Hg)

Les concentrations en mercure dans les gonades d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $0,1285 \pm 0,0227$  et  $0,1314 \pm 0,0258$   $\mu\text{g/g P.S}$ , avec une moyenne  $0,13 \pm 0,002$   $\mu\text{g/g P.S}$ . Dans les gonades de Rais Hamidou les concentrations en Mercure varient entre  $0,1958 \pm 0,0249$  et  $0,2237 \pm 0,0276$   $\mu\text{g/g P.S}$ , avec une moyenne de  $0,2138 \pm 0,0157$   $\mu\text{g/g P.S}$  (Tableau III.7).

En moyenne, le mercure est plus concentré dans les gonades de Rais Hamidou qu'Alger plage (Figure III.10).

Toutes les concentrations en Mercure mesurées dans les gonades étudiés sont supérieures aux concentrations en Mercure des gonades des zones de référence non polluées : Corne d'or (baie de Bou Ismail, Algérie *in* TARMOUL, 2010) et Calvi (Corse, France *in* WARNAU *et al.*, 1995). Les oursins des deux zones d'étude sont contaminés par le mercure, ce qui explique l'analogie de nos résultats avec celles des zone polluées d'Ischia (Naples, Italie) et Marseille (France) selon WARNAU *et al.*, (1995), voir Figure III.10 et Tableau III.8.

La contamination des gonades en Mercure est plus élevée dans la zone de Front de mer de la ville de Bou-Ismaïl (Algérie *in* TARMOUL, 2010) que d'Alger plage et Rais Hamidou.



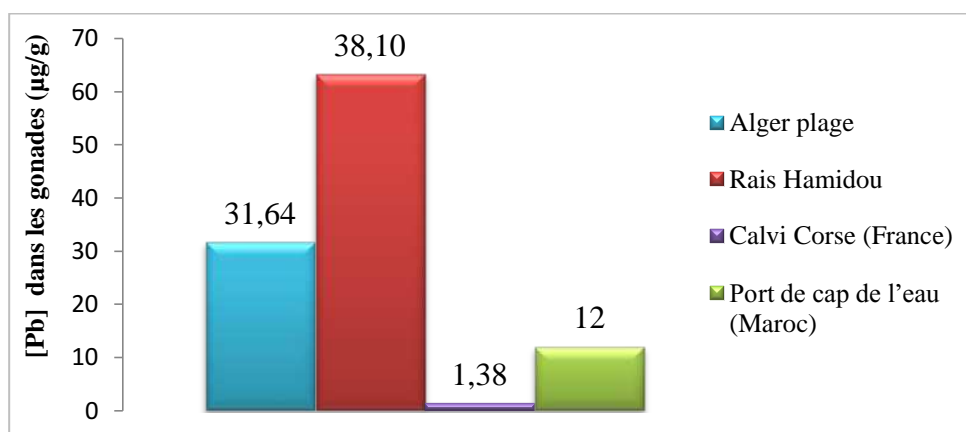
**Figure III.10 :** Histogramme de comparaison entre les concentrations de mercure dans les gonades d'oursin commun de nos zones d'études avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010) et Calvi (Corse, France in WARNAU *et al.*, 1995)

### III.1.3.2. LE PLOMB (Pb)

Les concentrations en Plomb dans les gonades d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $30,58 \pm 4,69$  et  $32,69 \pm 3,42$  µg/g P.S, avec une moyenne de  $31,64 \pm 1,50$  µg/g P.S. Dans les gonades de Rais Hamidou, les concentrations en Plomb varient entre  $48,90 \pm 4,18$  et  $72,24 \pm 2,27$  µg/g P.S, avec une moyenne de  $63,24 \pm 12,56$  µg/g P.S (Tableau III.7).

En moyenne, le Plomb est plus concentrée dans les rhizomes d'Alger plage que Rais Hamidou (Figure III.11).

Toutes les concentrations en Plomb mesurées dans les gonades étudiées sont supérieures aux concentrations en Plomb des gonades des zones de référence à l'échelle de la Méditerranée occidentale. (Voir Tableau III.8). Les gonades sont fortement contaminées par le plomb dans nos zones d'étude.

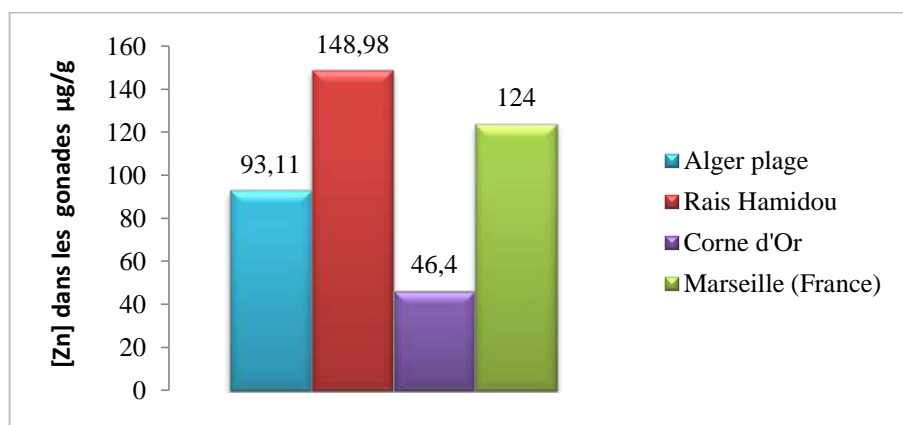


**Figure III.11 :** Histogramme de comparaison entre les concentrations en Plomb dans les gonades d'oursin commun de nos zones d'études avec la zone de Calvi (Corse, France in WARNAU *et al.*, 1995) et port de cap de l'eau (Maroc in DEMNATI *et al.*, 2002)

## III.1.3.3. LE ZINC (Zn)

Les concentrations en Zinc dans les gonades d'Alger plage sont comprises dans la tranche de valeurs  $93,11 \pm 5,78$  et  $102,09 \pm 3,85$   $\mu\text{g/g P.S}$ , avec une moyenne de  $97,60 \pm 6,35$   $\mu\text{g/g P.S}$ . Dans les gonades de Rais Hamidou les concentrations en Zinc varient entre  $144,25 \pm 6,43$  et  $153,71 \pm 4,68$   $\mu\text{g/g P.S}$ , avec une moyenne de  $148,98 \pm 6,69$   $\mu\text{g/g P.S}$  (Tableau III.7).

En moyenne, le Zinc est plus concentré dans les rhizomes de Rais Hamidou qu'Alger plage (Figure III.12).



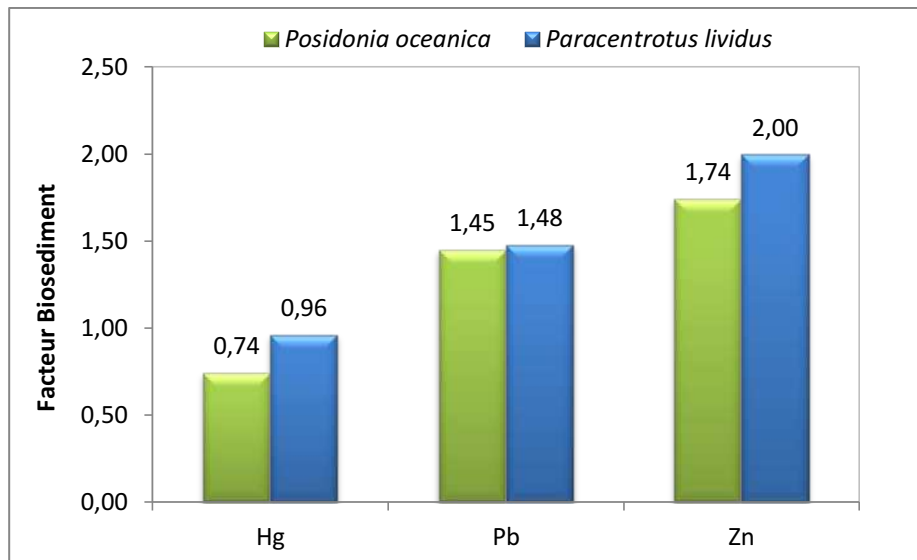
**Figure III.12 :** Histogramme de comparaison entre les concentrations de zinc dans les gonades d'oursin commun de notre étude avec les zones de référence : Corne d'Or (baie de Bou-Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010) et, Marseille (France in WARNAU *et al.*, 1995)

Toutes les concentrations en Zinc mesurées dans les gonades étudiées sont supérieures aux concentrations en Zinc des gonades de zone de Corne d'Or (baie de Bou Ismaïl, Algérie in TARMOUL, 2010), donc les gonades sont contaminées par le zinc par rapport à la zone de référence.

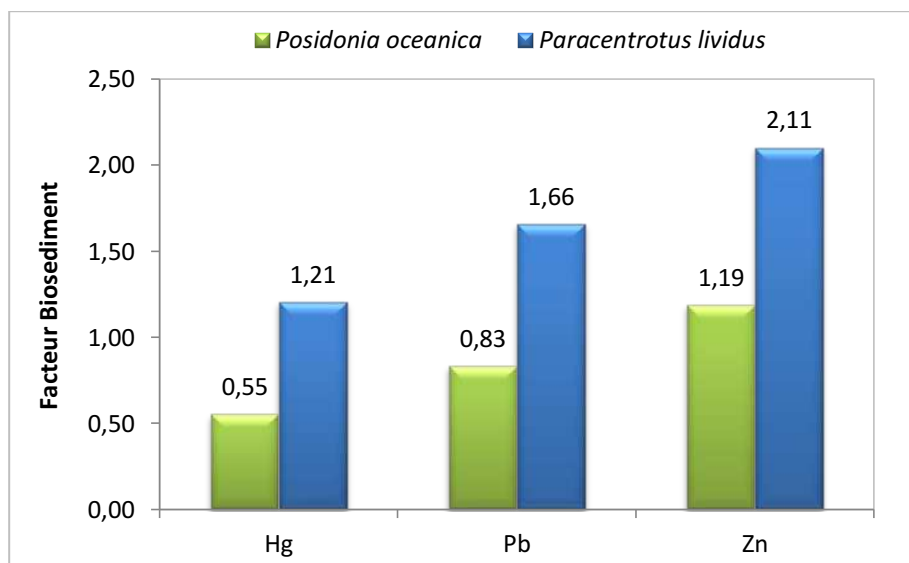
Les gonades de Rais Hamidou sont fortement polluées par le zinc si l'on compare avec d'autres études concernant des zones polluées : Front de mer de la ville de Bou Ismaïl (Algérie in TARMOUL, 2010), port de cap de l'eau et Port de Saidia (Maroc in DEMNATI *et al.*, 2002), Marseille (France) et Ischia (Naples Italie) in (WARNAU *et al.*, 1995), voir (Tableau III.8).

## III.1.4. BIOCONCENTRATIONS DES ETM

Pour évaluer l'efficacité de la bioaccumulation des ETM par *Posidonia oceanica* et *Paracentrotus lividus* (relation bioaccumulateur « posidonie/oursin » et le milieu « sédiment ») le facteur biosédiment a été calculé pour les deux espèces dans les deux zones d'étude (Figure III.13 et 14). Le Zn est le métal qui présente la moyenne la plus élevée et le Hg est le métal ayant la plus petite. Le *Paracentrotus lividus* a le facteur de biosédiment plus élevé en moyenne pour les trois métaux qui peut être expliqué par la bioamplification des ETM dans la chaîne trophique.



**Figure III.13 :** Histogramme de facteur de biosédiment de mercure Hg, Pb et Zn chez la posidonie et l'oursin dans la zone d'Alger plage



**Figure III.14 :** Histogramme de facteur de biosédiment de mercure Hg, Pb et Zn chez la posidonie et l'oursin dans la zone de Rais Hamidou

**Conclusion :** à partir de nos résultats, on peut dire que :

- les sédiments de Rais Hamidou sont plus concentrés en Hg, Pb et Zn que ceux d'Alger plage : la zone de Rais Hamidou subit directement des rejets par voie effluents et éolienne de cimenterie Situé à cette zone. La zone d'Alger plage les sources de contamination soit situées plus lointaine (Oued El Harrach et El Hamiz), ces contaminants métalliques sont probablement transportés vers cette zone par les courants côtiers.
- Les rhizomes de Rais Hamidou sont plus contaminés par le Pb et Zn que ceux d'Alger plage. Contrairement à l'Hg, sa faible teneur observée à Rais Hamidou.

- Les gonades de Rais Hamidou sont plus anthropisées par le Hg et Zn que ceux d'Alger plage, sauf le Pb qui est plus élevé dans les gonades d'Alger plage.

**Tableau III.9** : Niveau de contamination en ETM moyennes dans les trois matrices étudiées sur les deux zones d'études, (AP : Alger plage ; RH : Rais Hamidou)

Matrices étudiées	ETM	Niveau de contamination
		- → +
Sédiment	Mercure	AP - RH
	Plomb	AP - RH
	Zinc	AP - RH
Rhizome de posidonie	<b>Mercure</b>	<b>RH - AP</b>
	Plomb	AP - RH
	Zinc	AP - RH
Gonades d'oursin commun	Mercure	AP - RH
	<b>Plomb</b>	<b>RH - AP</b>
	Zinc	AP - RH

### III.2. LES SELS NUTRITIFS

La richesse des eaux de surface en azote, phosphore et silice, et les proportions dans lesquelles ces trois éléments sont présents, conditionnent étroitement le fonctionnement biologique de l'écosystème aquatique. (Impliqués dans le métabolisme des organismes vivants.) (OUDOT, 1983). L'ensemble des résultats d'analyse des sels nutritifs sont données dans le Tableau III.10.

**Tableau III.10** : résultat d'analyse des sels nutritifs dans la baie d'Alger (Mai, 2011)

Stations	Ammonium [NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] µmol/l	Nitrite [NO <sub>2</sub> ] µmol/l	Nitrate [NO <sub>3</sub> ] µmol/l	Orthophosphate [PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ] µmol/l	Silice dissout [SiO <sub>2</sub> ] µmol/l
<b>Z1S1</b>	61,8120	0,2240	0,4458	0,2929	13,914
<b>Z1S2</b>	58,8719	0,2880	0,4607	0,4170	22,632
<b>Z1S3</b>	66,5409	0,2880	0,5944	0,4799	28,617
<b>Z1S4</b>	68,9142	0,2688	0,6093	0,5924	37,433
<b>Z1S5</b>	77,6635	0,2752	0,6836	0,7927	45,215
<b>Z1S6</b>	71,5177	0,2560	0,6538	0,6553	40,955
<b>Z2S1</b>	66,1099	0,1237	0,2477	0,1445	0,3300
<b>Z2S2</b>	68,2589	0,2176	0,6687	0,2896	0,6600
<b>Z2S3</b>	54,3202	0,1152	0,1486	0,1456	0,1798
<b>Z2S4</b>	72,8992	0,128	0,2080	0,1589	0,1749
<b>Z2S5</b>	37,6008	0,1024	0,1932	0,1291	13,2990
<b>Z2S6</b>	42,2234	0,1152	0,1635	0,1274	0,2906

III.2.1. DISTRIBUTION HORIZONTALE DES SELS NUTRITIFS

Les données acquises dans les zones d'études sont résumées ci-dessous sous forme des valeurs moyennes (Figure III. 15 à 20) et extrêmes (Tableau III. 7).

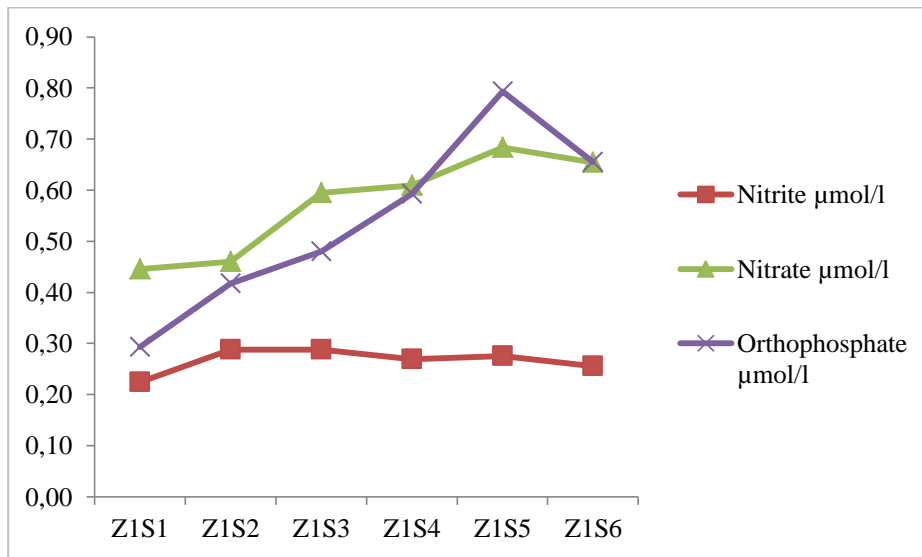


Figure III. 15 : Variation de Nitrite, Nitrate et Orthophosphate des eaux de surface d'Alger plage

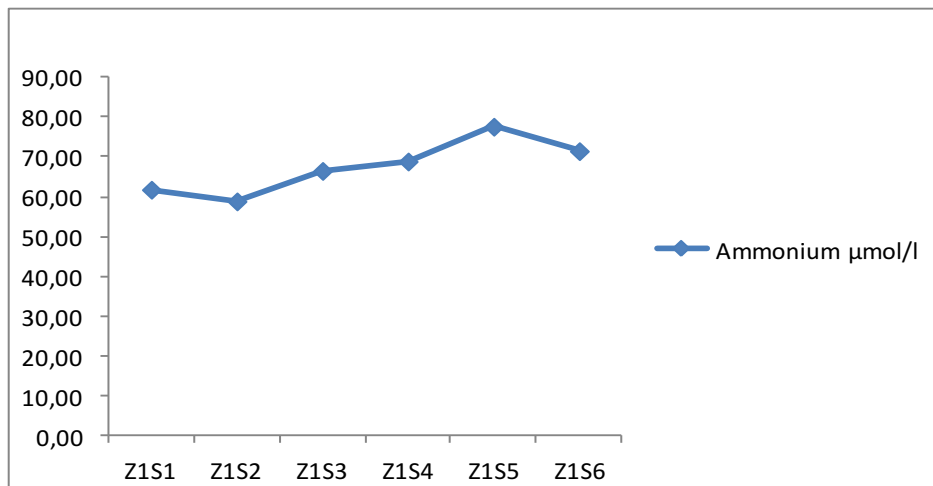


Figure III. 16 : Variation d'Ammonium des eaux de surface d'Alger plage

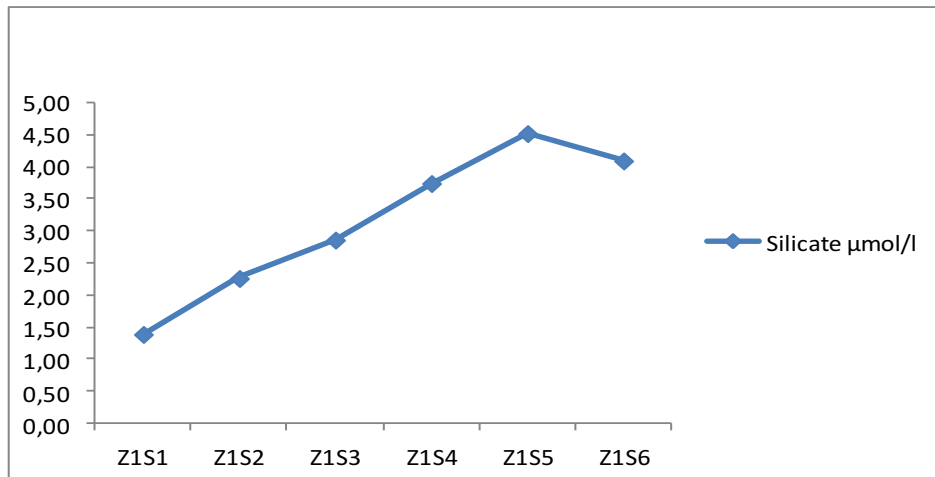


Figure III. 17 : Variation de silicate des eaux de surface d'Alger plage

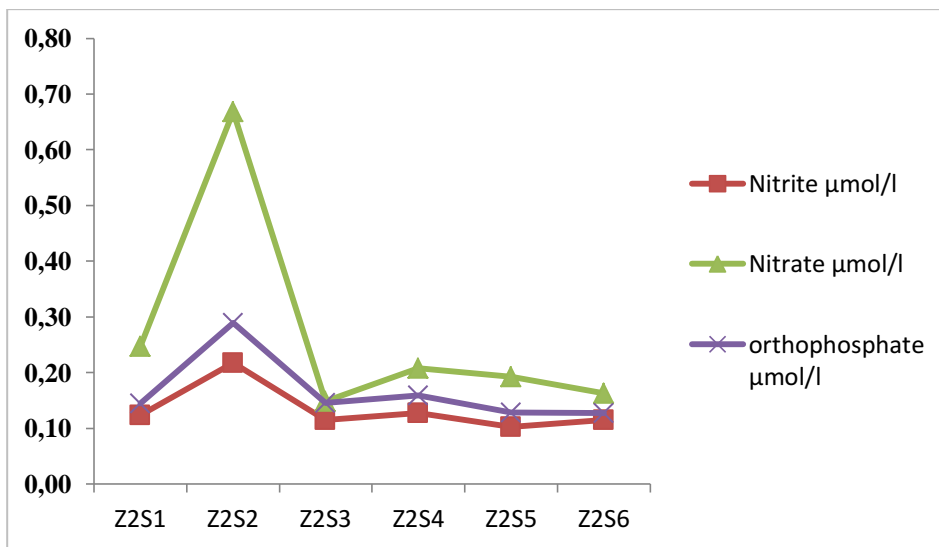


Figure III. 18 : Variation de Nitrite, Nitrate et Orthophosphate des eaux de surface de Rais Hamidou

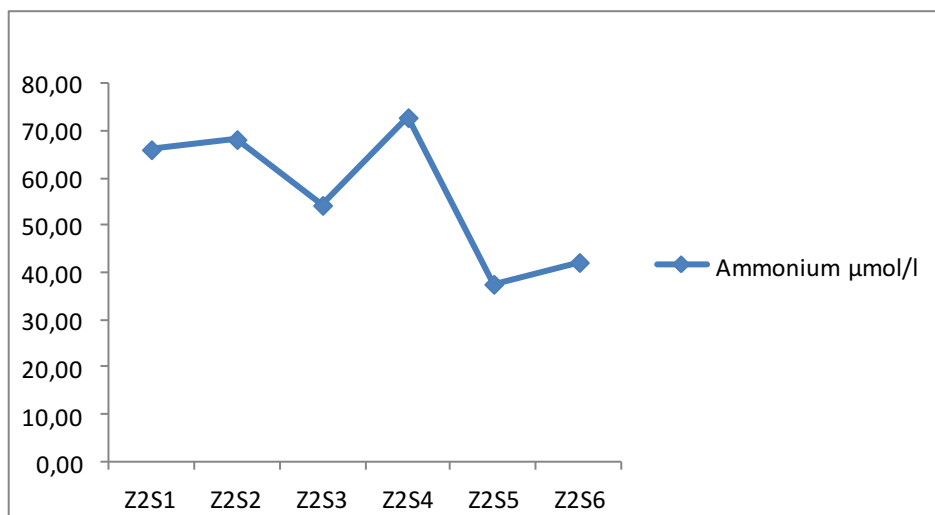


Figure III. 19 : Variation d'Ammonium des eaux de surface de Rais Hamidou

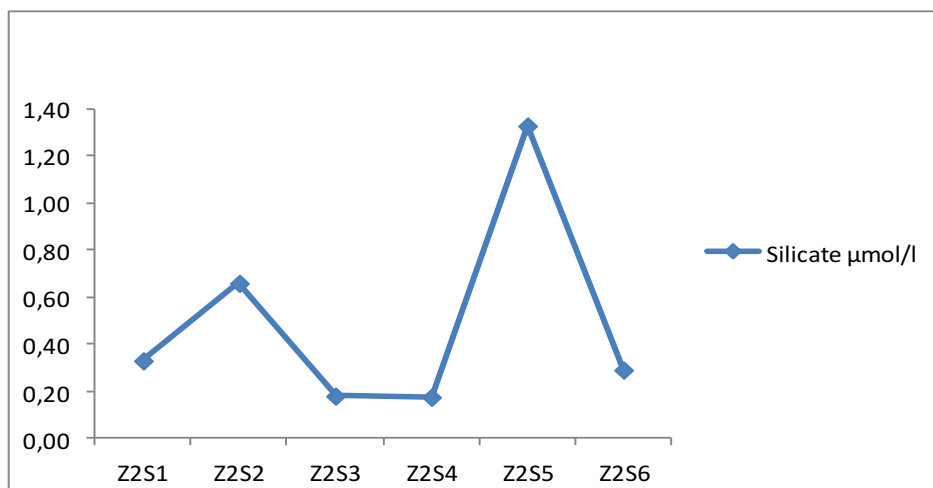


Figure III. 20 : Variation de Silicate des eaux de surface de Rais Hamidou

Tableau III. 11 : Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type des sels nutritifs des eaux de surface d'Alger plage et Rais Hamidou

Zone d'étude	Valeur	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SiO <sub>2</sub>
Alger plage	Maximum	77,66	0,29	0,68	0,79	4,52
	Minimum	58,87	0,22	0,45	0,29	1,39
	Moyenne	67,55	0,27	0,57	0,54	3,15
	Ecart-type	6,77	0,02	0,10	0,18	1,19
Rais Hamidou	Maximum	72,90	0,22	0,67	0,29	1,33
	Minimum	37,60	0,10	0,15	0,13	0,17
	Moyenne	56,90	0,13	0,27	0,17	0,49
	Ecart-type	14,59	0,04	0,20	0,062	0,45

### III.2.2. L'AZOTE

#### III.2.2.1. AMMONIUM (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

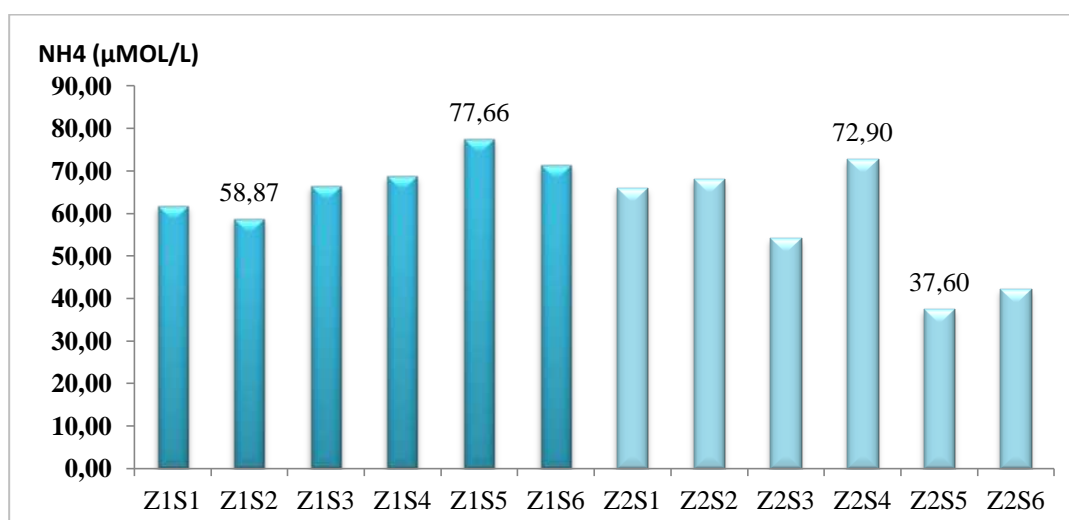


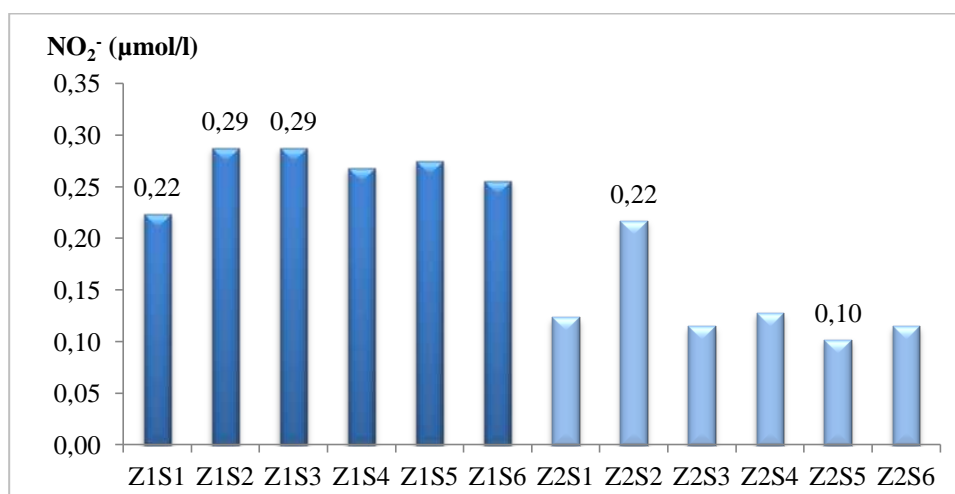
Figure III.21 : Histogramme des concentrations en Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) dans les deux zones d'étude

Les teneurs en ammonium observées dans la zone d'Alger plage sont variées entre 58,87 et 77,66  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $67,55 \pm 6,77 \mu\text{mol/l}$ . Dans la zone de Rais Hamidou les teneurs en ammonium sont variées entre 37,60 et 72,90  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $56,90 \pm 14,59 \mu\text{mol/l}$  (Figure III.21 et Tableau III. 11).

Ces fortes teneurs d' $\text{NH}_4^+$  semblent anormales par rapport aux résultats dans la littérature : [2,21 - 24,43]  $\mu\text{mol/l}$  (ROUIBAH *et al.*, 2005).

Cette anomalie posé plusieurs hypothèses. (i) : cette concentration peut être due aux apports des Oueds : 77,77  $\mu\text{mol/l}$  pour El Hamiz et 480  $\mu\text{mol/l}$  pour El Harrach, Ces teneurs sont mesurés au niveau des embouchures des deux oueds (*in* KACI et NEMMAR, 2009), pour Alger plage. Pour Rais Hamidou, les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles qui sont probablement enrichis le milieu par les composés azotés. (ii) : les teneuses élevées sont dues à la photo-oxydation (ammonification) de la matière organique apportée par les oueds. Ou (iii) : une augmentation de la synthèse en composés phénoliques induite par la contamination de posidonie par le Mercure (FERRAT *et al.*, 2003). Ou (iv) peut être liées à une source de contamination lors d'une étape de l'analyse.

### III.2.2.2. NITRITE ( $\text{NO}_2^-$ )

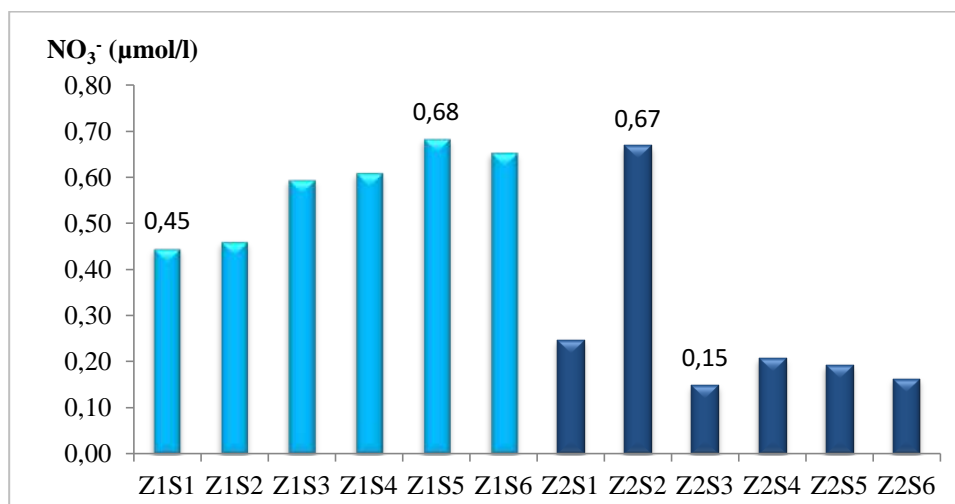


**Figure III.22 :** Histogramme des concentrations en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ) dans les deux zones d'étude

Les concentrations en azote nitreux ( $\text{NO}_2^-$ ) s'observées dans la zone d'Alger plage, sont comprises entre 0,29 et 0,22  $\mu\text{mol/l}$  avec une valeur moyenne de  $0,27 \pm 0,02 \mu\text{mol/l}$ . dans la zone d'étude de Rais Hamidou, les valeurs sont limitées entre 0,10 et 0,22  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $0,13 \pm 0,04 \mu\text{mol/l}$  (Figure III.22 et Tableau III. 11).

Les valeurs obtenues dans cette étude sont analogue à ceux trouvées de la littérature : [0,03-0,16] : EDDALIA (1990) ; [0,006-0,456]  $\mu\text{mol/l}$  : ROUIBAH *et al.*, (2005) ; 0,17  $\mu\text{mol/l}$  : TAUDIAT, (2009).

Les faibles teneures de nitrite dans les eaux de surface sont dues à leur forme intermédiaire entre le nitrate et l'ammonium, le nitrite apparaît comme une étape transitoire dans l'oxydation de l'ammonium aussi bien que dans la réduction du nitrate. (OUDOT, 1983).

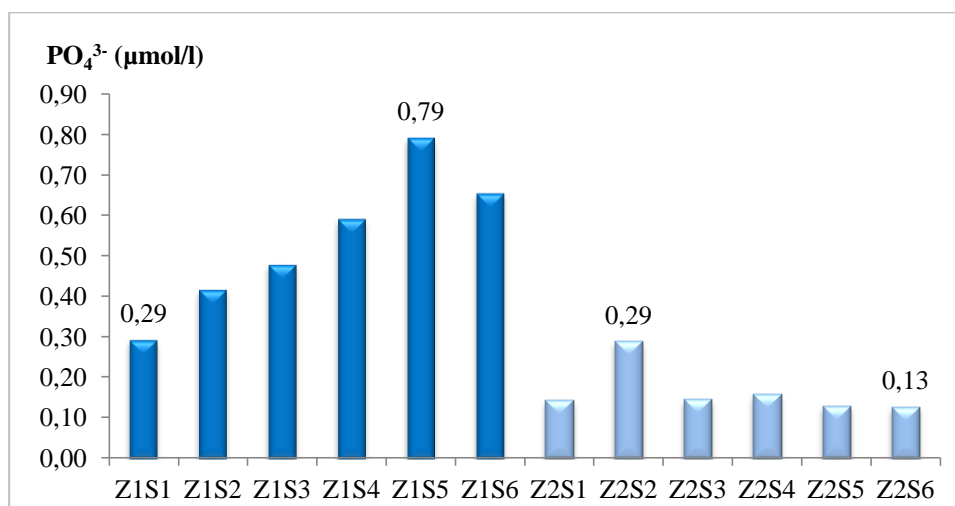
III.2.2.3. NITRATE ( $\text{NO}_3^-$ )

**Figure III.23 :** Histogramme des concentrations en nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) dans les deux zones d'étude

Les eaux de surface d'Alger plage sont caractérisées par des valeurs en nitrate comprises entre 0,45 et 0,68  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $0,57 \pm 0,10 \mu\text{mol/l}$ . Les eaux de surface de Rais Hamidou sont caractérisées par des valeurs comprises entre 0,15 et 0,67  $\mu\text{mol/l}$ , avec une moyenne de  $0,27 \pm 0,20 \mu\text{mol/l}$  de  $\text{NO}_3^-$  (figure III.23 et Tableau III.11).

Ces concentrations semblent être analogue par rapport à celles d'EDDALIA, (1990) : [0,23-0,96]  $\mu\text{mol/l}$  ; ROUIBAH *et al.*, (2005) : [0,19-2,31]  $\mu\text{mol/l}$  et de TAOUDIAT, (2009) : [0,8-2,4]  $\mu\text{mol/l}$ . La distribution du nitrate dans la surface montre une (faible) variabilité des teneurs en ce nutriment. Ceci peut être expliqué par l'importance de l'activité photosynthétique. Les variations de concentrations de nitrite résultent principalement de l'activité biologique (OUDOT, 1983).

## III.2.3. LE PHOSPHORE



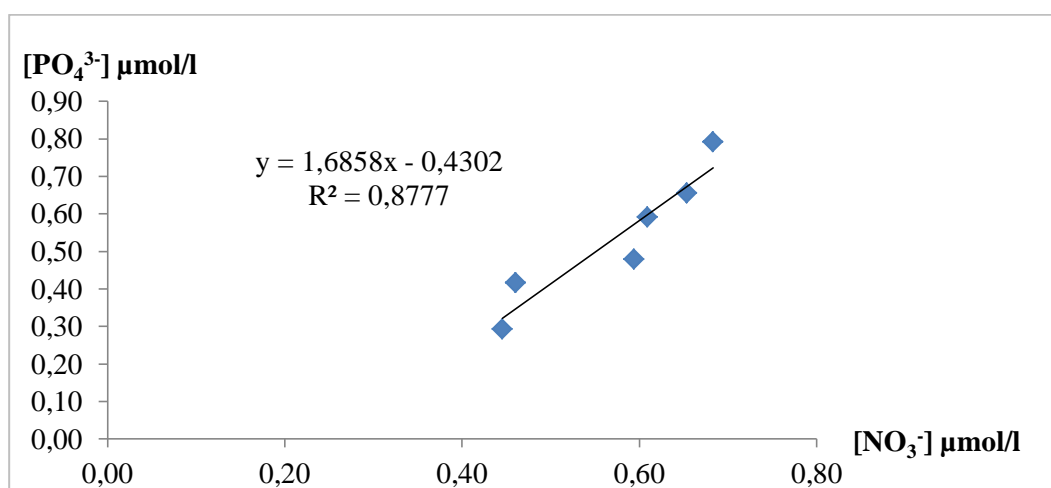
**Figure III.24 :** Histogramme des concentrations en Ortho-phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) dans les deux zones d'étude

Les concentrations en ortho-phosphate observées dans les eaux d'Alger plage sont comprises entre 0,29 et 0,79  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $0,54 \pm 0,18 \mu\text{mol/l}$ . dans les eaux de Rais Hamidou les concentrations en ortho-phosphate sont comprises entre 0,13 et 0,29  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $0,17 \pm 0,062 \mu\text{mol/l}$  (Figure III.24 et Tableau III. 11).

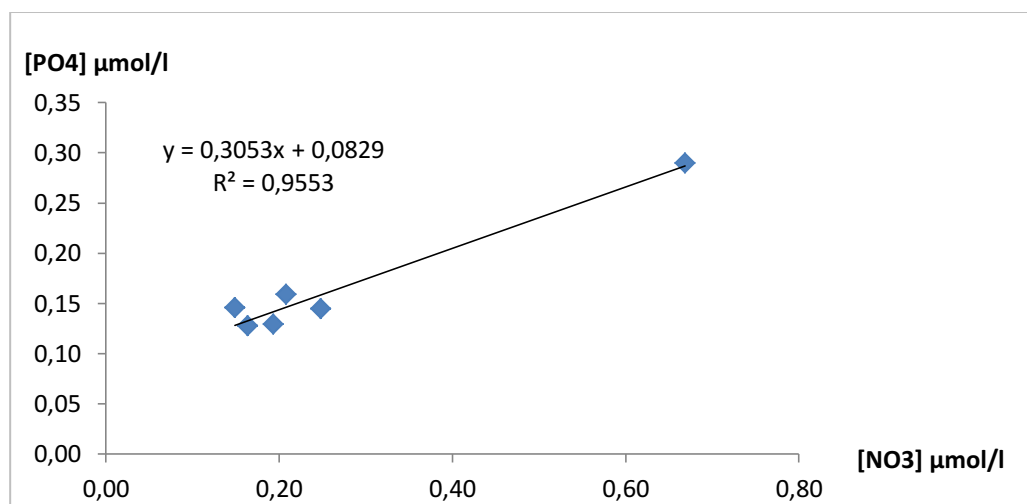
Les valeurs obtenues dans cette étude sont analogue avec les résultats d'EDDALIA, (1990) : [0,085-0,4]  $\mu\text{mol/l}$  et de ROUIBAH *et al.*, (2005) : [0,012-3,190]  $\mu\text{mol/l}$ .

Les concentrations élevées dans la zone d'Alger plage sont probablement liées aux rejets d'Oued El Hamiz, et qui ne peuvent être expliquées que par l'apport continental riche en phosphates (détergents polyphosphatés) évacués et déversés par ce dernier dans le milieu marin.

La Corrélation positive entre phosphate et nitrate  $\Delta$  (N/P) avec un  $r^2=0,877$  et  $r^2=0,955$  dans la zone d'Alger plage et de Rais Hamidou respectivement (Figure III.25 et 26) peut confirmer l'hypothèse d'une résurgence côtière : Oued El Harrach, Oued El Hamiz et la présence de plusieurs points de rejets urbains et industriels (Rais Hamidou).

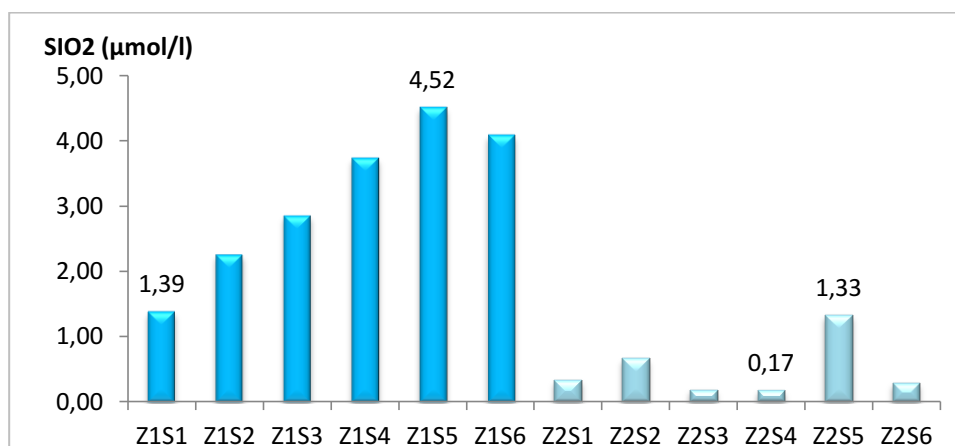


**Figure III.25 :** Courbe de tendance entre le  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  dans la zone d'Alger plage



**Figure III.26 :** Courbe de tendance entre le  $\text{NO}_3^-$  et  $\text{PO}_4^{3-}$  dans la zone de Rais Hamidou

## III.2.4. LE SILICIUM



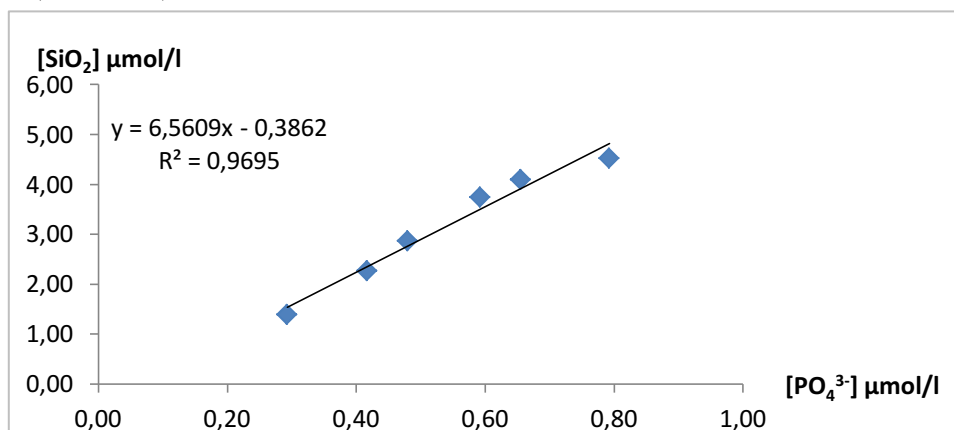
**Figure III.27 :** Histogramme des concentrations en silicium dissout ( $\text{SiO}_2$ ) dans les deux zones d'étude

Les concentrations en silicium dissout dans les eaux d'Alger plage sont comprises entre 1,39 et 4,52  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $3,15 \pm 1,19 \mu\text{mol/l}$ . Dans les eaux de Rais Hamidou, les teneurs en silicium dissout sont comprises entre 0,17 et 1,33  $\mu\text{mol/l}$  avec une moyenne de  $0,49 \pm 0,45 \mu\text{mol/l}$  (Figure : III.27 et Tableau III. 11).

Les valeurs obtenues à Rais Hamidou sont proches par rapport aux résultats dans la littérature : [0,7-2,7]  $\mu\text{mol/l}$ , *in* EDDALIA, (1990) ; [0,09-1,98]  $\mu\text{mol/l}$  *in* ROUBAH *et al.*, (2005).

La richesse en silicium dissoute à Alger plage peut être liée aux apports côtiers (l'interaction des eaux avec la côte) et/ou encore avec la dissolution des tests siliciques et la diffusion à partir des sédiments marins. Les valeurs de Rais Hamidou sont probablement liées aux faibles apports côtiers, ainsi à l'assimilation biologique par les espèces qui l'utilisent (diatomées, radiolaires).

La distribution de silicium dissout en surface suit la même tendance avec le phosphate dans la zone d'Alger plage avec un coefficient de corrélation de  $r^2=0,969$  (Figure III.28), cette corrélation peut confirmer l'hypothèse d'une résurgence côtière de silicium. Dans la zone de Rais Hamidou il y a une dispersion totale entre le silicate et phosphate ( $r^2=0,005$ ).



**Figure III.28 :** Courbe de tendance entre le  $\text{PO}_4^{3-}$  et  $\text{SiO}_2$  dans la zone d'Alger plage

En conclue de ce qui précède que l'apport de sels nutritifs est en excès dans la colonne d'eau. Et peut résulte un développement des phytoplanctons, qui agit sur la pénétration de la lumière vers les eaux profond. Ces nutriments Favorisent aussi le développement des épiphytes qui interceptent la lumière et nuisent donc la photosynthèse de leur hôte (feuille de posidonie), avec la favorisation de broutage de *P. oceanica* par les herbivores.

### III.3. LA MATIERE EN SUSPENSION (MES)

Les résultats obtenus lors de mesure de MES dans les eaux de surface de nos zones d'étude sont regroupées dans le tableau III.12.

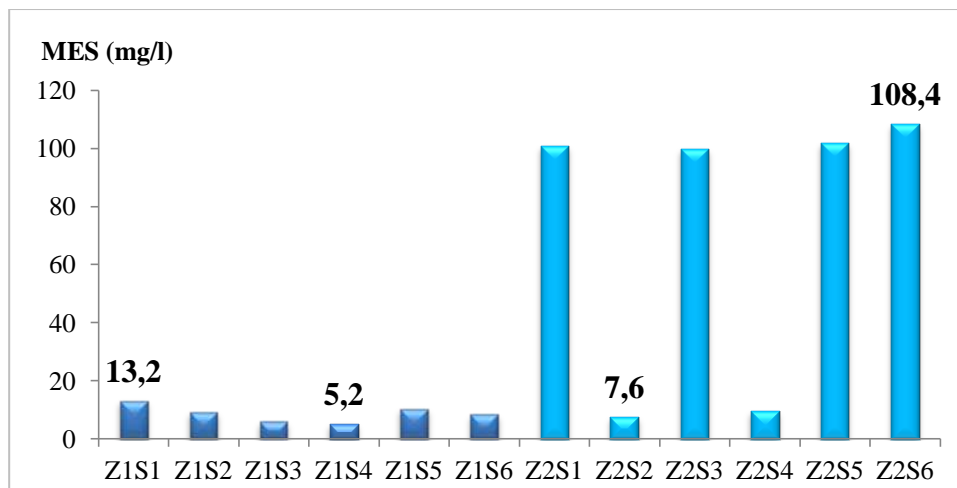
**Tableau III.12** : les concentrations de MES (mg/l) dans les eaux de surface dans les deux zones d'étude

<b>STATIONS</b>	<b>Z1S1</b>	<b>Z1S2</b>	<b>Z1S3</b>	<b>Z1S4</b>	<b>Z1S5</b>	<b>Z1S6</b>
<b>MES (mg/l)</b>	100,8	7,6	100,0	9,6	102,0	108,4
<b>STATIONS</b>	<b>Z2S1</b>	<b>Z2S2</b>	<b>Z2S3</b>	<b>Z2S4</b>	<b>Z2S5</b>	<b>Z2S6</b>
<b>MES (mg/l)</b>	13,2	9,2	6,0	5,2	10,4	8,4

Les statistiques des résultats d'analyse de MES dans les eaux de surface dans les zones d'études sont données dans le Tableau III.13. et Figure III.7.

**Tableau III.13** : Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type de MES dans les eaux de surface d'Alger plage et Rais Hamidou

Station Paramètre	Matière en suspension (mg/l)	
	Alger plage	Rais Hamidou
<b>Maximum</b>	13,20	108,40
<b>Minimum</b>	5,20	7,60
<b>Moyenne</b>	8,73	71,40
<b>Écart type</b>	2,93	48,74



**Figure III.29** : Histogramme des concentrations de MES (mg/l) dans les deux zones d'étude

Les teneurs en MES dans les eaux d'Alger plage varient dans l'intervalle [5,20-13,20] mg/l avec une moyenne de  $8,73 \pm 2,93$  mg/l. dans les eaux de Rais Hamidou Les teneurs en MES varient entre [7,60-108.40] mg/l avec une moyenne de  $71,40 \pm 48,74$  mg/l (Figure III.29).

Les concentrations élevées en MES au niveau des eaux de surface d'Alger plage coïncident avec les valeur trouvées par MALLEM *et al.*, (1992) : [0,60-23,00] mg/l avec une moyenne de  $7,10 \pm 5,20$  mg/l, ce que confirme que les eaux de surface de cette zone sont très riches en particules biogènes (diatomées, coccolites, coccosphères, et pelotes fécales.) (MAOUCHE, 1987 ; MALLEM *et al.*, 1992).

La matière en suspension est en excès dans le site de Rais Hamidou (en moyenne  $71,40 \pm 48,74$  mg/l), ces valeurs peut être reflètent l'agitation du vent et donc les sédiments sont remises en suspension, Ainsi l'impact des rejets de cimenterie de Rais Hamidou sur cette zone.

En conclue que cette concentration élevée de MES est peut influe sur la pénétration de la lumière et empêché la photosynthèse de posidonie et elle résulte la mort des feuille.

#### III.4. LA MATIERE ORGANIQUE (MO)

Les résultats obtenus lors de mesure de matière organique dans les eaux de surface de nos zones d'étude sont regroupées dans le tableau III.14.

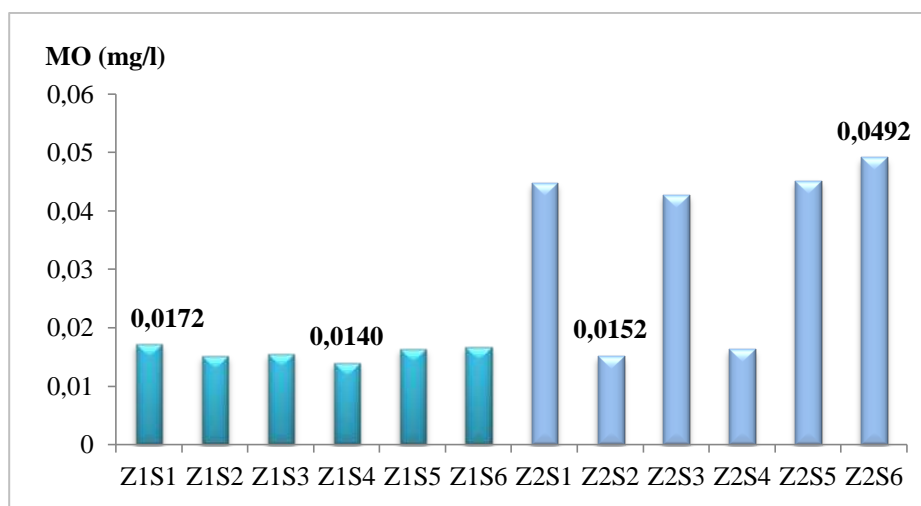
**Tableau III.14 :** Les concentrations de MO (mg/l) dans les eaux de surface dans les deux zones d'étude

STATIONS	Z1S1	Z1S2	Z1S3	Z1S4	Z1S5	Z1S6
MO (mg/l)	0,0172	0,0152	0,0156	0,014	0,0164	0,0168
STATIONS	Z2S1	Z2S2	Z2S3	Z2S4	Z2S5	Z2S6
MO (mg/l)	0,0448	0,0152	0,0428	0,0164	0,0452	0,0492

Les résultats et statistique d'analyse de matière organique dans les eaux de surface de nos zones d'études sont présentées dans Tableau III.15 et Figure III.13.

**Tableau III.15 :** Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type de la MO dans les eaux de surface d'Alger plage et Rais Hamidou

Station Paramètre	Matière organique (mg/l)	
	Alger plage 27/05/2011	Rais Hamidou 26/05/2011
Maximum	0,0172	0,0492
Minimum	0,0140	0,0152
Moyenne	0,0159	0,0356
Écart type	0,0012	0,0155



**Figure III.30** : Histogramme des concentrations de MO (mg/l) dans les deux zones d'étude

Les teneurs en MO varient dans l'intervalle [0,0140-0,0172] mg/l avec une moyenne de  $0,0159 \pm 0,0012$  mg/l dans le site d'Alger plage. Dans les eaux de Rais Hamidou, les teneurs en MO varient entre [0,0152-0,0492] mg/l avec une moyenne de  $0,0356 \pm 0,0155$  mg/l dans le site (Figure III.30).

Conclusion générale

## CONCLUSION GÉNÉRALE

---

L'analyse des résultats obtenus à partir des mesures de Mercure, Plomb et Zinc dans l'écosystème à posidonie (sédiment, rhizomes de posidonie et gonades d'oursin commun), et le dosage des sels nutritifs, matières en suspension et matière organique dans les eaux de surface, dans nos deux zones d'études (Alger plage et Rais-Hamidou) nous permet de conclure ce travail par quelques points que nous avons jugé les plus essentiels :

La contamination métallique de la posidonie et des oursins communs reflète celle du sédiment, le facteur biosédiment valide l'emploi de ces espèces comme des bioindicateurs du milieu marin.

La zone de Rais-Hamidou a été plus contaminée par les ETM que celle d'Alger plage, ce qui s'explique par les diverses sources de contamination différentes dans chaque zone : (cimenterie pour la première zone, oued El-Harrach et El-Hamiz pour la seconde).

L'indice de contamination montre l'existence d'une pollution par les ETM assez importante dans les sédiments.

La teneur en plomb mesurée dans les rhizomes est alarmante comparée à d'autres études à l'échelle de bassin méditerranéen occidentale.

La forte contamination des oursins communs, espèce souvent consommée par nos citoyens, par le Mercure et le Plomb pose des problèmes assez sérieux pour la santé humaine.

Les teneurs en sels nutritifs, matières en suspension et matière organique nous permettent de mettre en évidence l'origine des diverses sources de rejets dans le milieu marin (industrielles, agricoles et rejets d'origine domestiques et/ou urbaines).

La contamination des eaux de surface d'Alger plage par les sels nutritifs est principalement due aux déversements des rejets de toutes origines sans traitement préalable, ce qui devrait nécessiter l'installation de stations d'épuration pour réduire la pollution.

### **Perspectives :**

- Ce travail nécessite une étude de la phénologie (le recouvrement, la densité des faisceaux annuels et la croissance des rhizomes) pour permettre l'évaluation de l'impact de cette pollution.
- L'élargissement de l'utilisation de cette espèce pour l'ensemble du bassin algérien (implantation d'un réseau de bio-surveillance à l'échelle nationale).
- Une étude lépidochronologique doit être rajoutée pour le suivi temporel (utiliser *Posidonia oceanica* en tant que « traceur » de la contamination métallique passée : grand intérêt dans le cadre des programmes de surveillance à long terme).
- Augmenter le nombre des ETM étudiés pour une meilleure évaluation du niveau de contamination avec une précision des voies d'absorption et la nature chimique de l'absorbé.
- Une recherche de l'origine de la contamination et la mise en œuvre des moyens pour réduire cette dernière.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

---

- La conservation des herbiers a posidonie par l'obligation d'une étude d'impact qui devrait accompagner toute demande de mise en place d'aménagements littoraux.
- Interdiction de la consommation des oursins après une validation de cette contamination métallique, pour la protection de la santé humains.

Bibliographie

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- A.I.E.A. (2001).** The performance study for Medpol: determination of trace elements and methylmercury in estuarine sediment sample.
- AGOSTINI, S ; DESJOBERT, J.M et PERGENT, G. (1998).** Distribution of phenolic compounds in the seagrass *Posidonia oceanica*. *Phytochemistry*, 48 (4): 611-617.
- AICHIU, L. (2006).** Evaluation de la qualité bactériologique des eaux de baignade des deux plages de la commune de Bab El Oued : R'mila et Kittani, Mémoire d'ingénieur en environnement marin, ISMAL, 73p.
- ALZIEU, C ; ABARNOU, A ; BASSOULLET, A et BOUTUER, B. (1999).** Dragage et environnement marin : Etats des connaissances. Plouzané : Edition Ifremer .223p.
- AOUAMEUR, D. (1990).** Contribution à l'étude de certains métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur d'état en halieutique*. ISMAL. pp: 1-69.
- AUBERT, M ; REVILLON, P ; BREITTMAYER, J.P ; GEUTHIER, M et FLATAU, G. (1983).** Métaux lourds en méditerranée. 1er tome CERBOM, 153p
- AUGIER, H ; GIGLIO, Y et RAMONDA, G. (1987).** Peintures anti-fouling et herbier à *Posidonia oceanica*. GIS Posidonie & Fac. Sci. Luminy Publ.: 1-94.
- AUGIER, H et BOUDOURESQUE, C.F. (1979).** Premières observations sur l'herbier de Posidonies et le détritique côtier de l'île du Levant (Méditerranée, France), à l'aide du « sous-marin » Griffon de la Marine Nationale. *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 5: 141-153.
- AUGIER, H et BOUDOURESQUE, C.F. (1967).** Végétation marine de l'île de Port-Cros (Parc national). I. La baie de La Palud. *Bull. Mus. Hist.nat. Marseille*, 27: 93-124.
- AUGIER, H ; ROBERT, P et MAFFRE, R. (1980).** Etude du régime thermique annuel des eaux au niveau des peuplements de Phanérogames marines de la baie de Port-Cros (îles d'Hyères, Méditerranée, France). *Trav. sci. Parc nation. Port-Cros*, 6: 69-131.
- BAKIR, F ; DAMULUJI, S.F ; AMIN-ZAKI, L ; MURTHADA, M ; KHALIDI, A ; AL-RAWI, N.Y ; TIKRITI, S ; DHAHIR, H.I ; CLARKSON, T.W ; SMITH, J.C et DOHERTY, R.A. (1973).** Methylmercury poisoning in Iraq. *Science* 181, 230-241.
- BAYED, A ; QUINIOU, F ; BENRHA, A et GUILLOU, M. (2005).** The *Paracentrotus lividus* population from the northern Moroccan Atlantic coast: growth, reproduction and health condition. *J.Mar.Biol.Ass.U.K* (2005),85, 999-1007 Printed in the United Kingdom pp :999-1007.
- BELKESSA, R. (2005).** Les ports algériens : ensablement et pollution par les métaux lourds et dragage, thèse Doctorat, Université de Constantine Faculté des Sciences de la Terre, 425 p.
- BEN ALAYA, H. (1972).** Répartition et conditions d'installation de *Posidonia oceanica* Delile et *Cymodocea nodosa* Ascherson dans le golfe de Tunis. *Bull. Inst. Océanogr. Pêche Salammbô*, 2(3): 331-416.
- BOUDJELLAL, B ; SELLALI, B ; BENOUD, D et MALLEM, M.T. (1992).** Métaux lourds dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger. Résultats du workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb tenu à rabat, Maroc du 9-11 nov. 1992, pp : 153-156.
- BOUDOURESQUE, C.F et MEINESZ, A. (1982).** Découverte de l'herbier de Posidonie. *Cah. Parc nation. Port-Cros*, Fr., 4: 1-79.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- BOUDOURESQUE, C.F ; BERNARD G ; BONHOMME, P ; CHARBONNEL, E ; DIVIACCO, G ; MEINESZ A ; PERGENT, G ; PERGENT-MARTINI, C ; RUITTON, S et TUNESI, L. (2006).** Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. edit., RAMOGE publ. : 1-202.
- BOUDOURESQUE, C.F ; BIANCONI, C.H et MEINESZ A. (1990).** Live *Posidonia oceanica* in a coralligenous algal bank at Sulana, Corsica. *Rapp. P.V. Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 32(1): 11.
- BOUDOURESQUE, C.F ; GRAVEZ, V ; MEINESZ, A ; MOLENAAR, H ; PERGENT, G et VITIELLO, P. (1995).** L'herbier à *Posidonia oceanica* en Méditerranée : Protection légale et gestion. In: Pour qui la méditerranée au 21ème Siècle - Villes des rivages et environnement littoral en Méditerranée. Actes du colloque scientifique Okeanos, Maison de l'Environnement de Montpellier publ., Fr.: 209-220.
- BOUDOURESQUE, C.F ; MEINESZ, A ; LEDOYER, M et VITIELLO, P. (1994).** Les herbiers à Phanérogames marines. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives, Bellan-Santini D., Lacaze J.C., Poizat C. edit., Museum National d'Histoire naturelle publ., Paris : 98-118.
- BOUDOURESQUE, C.F. (1993).** Qualité du milieu marin. In : Qualité du milieu marin – Indicateurs biologiques et physico-chimiques. BOUDOURESQUE, C.F. AVON, M ; et PERGENT-MARTINI, C ; edit ; GIS Posidonie pub ; France, 283-289.
- BOUDOURESQUE, C.F. (1996).** Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. 2<sup>e</sup> édition. GIS Posidonie publ., Fr. pp : 1-243.
- BOUDOURESQUE, C.F. (2003).** The erosion of Mediterranean biodiversity. In: Rodriíguez-Prieto C., Pardini G. edits. The Mediterranean Sea : an overview of its present state and plans for future protection. Servei de Publicacions de la Universitat de Girona: 53-112.
- BOUDOURESQUE, C.F. (2006).** Les herbiers à *Posidonia oceanica* in. Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. RAMOGE. pub. : 110-113.
- BOUDOURESQUE, C.F. 2010.** Structure et fonctionnement des écosystèmes benthiques marins. 3. L'écosystème à *Posidonia oceanica*. [www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque](http://www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque)
- BOULAHIDJ, M ; EDDALIA, N ; BOUDJELLAL, B et AZZOUZ, M. (2003).** Les eaux de la baie d'Alger, quelques aspects physico-chimiques et environnementaux. Annales de l'institut national agronomique- EL HARRACH-vol.24, N°1 et 2. 2003.
- BOUTIN. J.P ; DELOLME. H et ANDRE. L.J. (1992).** Eau de mer et pathologie. Médecine d'Afrique Noire : 1992, 39 (3), p : 197-176.
- CASAS, S. (2005).** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. *Thèse doctorat*. 301p + Annexes.
- CAYE, G. (1980),** Sur la morphogénèse et le cycle végétatif de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, Thèse doctorat 3<sup>e</sup> Cycle, Univ. Aix-Marseille II, Fr. : 1-121.
- CHARBONNEL, E ; ODY, D ; LE DIREACH, L et RUITTON, S. (2000).** Effet de la complexification de l'architecture des récifs artificiels du Parc National de Port-Cros sur les peuplements ichtyologiques. Contrat Parc National de Port-Cros & GIS Posidonie publ., Fr.pp:1-64.
- CHIFFOLEAU, J.F ; CLAISSE, D ; COSSA, D ; FICHT, A ; GONZALEZ, J.L ; GUYOT, T ; MICHEL, P ; MIRAMAND, P ; OGER, C ; PETIT, F. (2001).** La contamination métallique. Programme scientifique Seine-Aval, IFREMER edit., 8, 1-39.
- CLARISSE, O ; OUDDANE, B ; FISCHER. J. C et WARTEL, M. (2004).** Les sédiments : puits ou source de contaminants métalliques ? Contribution au projet pluridisciplinaire dynamique du fonctionnement des vasières (DYVA). Programme Seine-Aval 2. Rapport annuel 2003. P : 1-14.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- CONDE POYALES, F. (1989).** Ficogeografía del mar d'Alborán en el contexto del Mediterráneo occidental. *An. Jard. bot. Madrid* 46(1): 21-26.
- COPIN-MONTÈGUT, G. (1996).** Chimie de l'eau de mer, *Institut Océanographique*, coll. synthèses, mollusques, Paris. 319p.
- COSSA, D ; THIBAUD, Y ; ROMÉO, M et GNASSIA-BARELLI, M. (1990).** Le Mercure en Milieu Marin: Biogéochimie et Ecotoxicologie. Rapports Scientifiques Techniques IFREMER 19, 1-130.
- CUNY, P ; SERVE, L ; JUPIN, H ; BOUDOURESQUE, C.F. (1995).** Water soluble phenolic compounds of marine phanerogam *Posidonia oceanica* in a Mediterranean area colonised by the introduced Chlorophyte *Caulerpa taxifolia*. *Aquatic Botany*, 52 : 237-242.
- CURTOSI, A. et VODOPIVEZ, E. (1992).** Surveillance des métaux lourds dans les sédiments marins superficiels dans l'anse Potter, île 25 de mayo (Shetland du Sud), Antarctique. 2<sup>ième</sup> Symposium International sur les Sédiments Contaminés. Session d'affiches. P : 366-369.
- DABY, D. (2006).** Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air and soil pollution* 174, 63-91.
- DEMNATI, S ; CHAFI, A ; ATTARASSI, B ; MAAMRI, A ; HALOUI, B ; KHARBOUA, M et RAMDANI, M. (2002).** Bioaccumulation des métaux lourds chez l'oursin *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur la côte Est de la Méditerranée marocaine. Actes Inst. Agron. Vet. (Maroc) 2002, Vol. 22 (2).
- DEN BESTEN, P.J ; POSTMA, J.F ; DE VALK, S ; DUBBELDAM, M. et EVERAARTS, J.M. (2001).** Environmental monitoring in the North Sea by combining biomarkers studies in the sea stars *Asterias rubens* with sediment quality assessment based on sea urchin bioassays. *Biomarkers in Marine Organisms: A Practical Approach*, Ph. Garrigues, H. Barth, C.H. Walker et J.F. Narbonne, editors (Amsterdam; New York: Elsevier Science), pp. 279-330.
- EDDALIA, N. (1990).** Les sels nutritifs et la matière en suspension dans la baie d'Alger et le golfe d'Arzew. Identification des masses d'eaux. *Mémoire d'ingénieur d'état*, ISMAL, 103p.
- FERRAT, L ; PERGENT-MARTINI, C et ROMEO, M. (2003).** Assessment of the use of biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. *Aquatic Toxicology*, 65: 187-204.
- FERRAT, L ; BINGERT, A ; ROMÉO, M ; GNASSIA-BARELLI, M et PERGENT-MARTINI, C. (2002).** Mercury uptake and enzymatic response of *Posidonia oceanica* after an experimental exposure to organic and inorganic forms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(11), 2365-2371.
- FUJIKI, M et TAJIMA, S. (1992).** The pollution of Minamata Bay by mercury. *Water Science and Technology* 25, 133– 140.
- GACIA, E et DUARTE, CM. (2001).** Elucidating sediment retention by seagrasses: sediment deposition and resuspension in a Mediterranean (*P. oceanica*) meadow. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 52: 505-514.
- GAMULIN-BRIDA, H ; POZAR, A ; SIMUNOVIC, A et SPAN, A. (1973).** Les conséquences biologiques de la pollution des eaux marines sur les biocénoses benthiques. Groupement des biocénoses benthiques de la mer Adriatique du point de vue de pureté des eaux. *Atti Coll. internazion. Oceanogr. medit.* 5: 137-159.
- GAMULIN-BRIDA, H. (1974).** Biocénoses benthiques de la mer Adriatique. *Acta Adriatica* 15(9): 1-102 + 1 carte.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- GARRIVIER, F. (1995).** Mise au point en écotoxicologie : détection des perturbations fonctionnelles des sédiments en présence de composés chimiques. *Thèse en Biochimie et Biologie Appliquées. Université de Savoie, Chambéry, Fra* pp. 186 p.
- GIRAUD, G. (1979).** Sur une méthode de mesure et de comptage des structures foliaires de *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile. *Bull. Mus. Hist. nat. Marseille, Fr.*, 39: 33-39.
- GOLDBERG, E.D. (1975).** The Mussel Watch: A first step in global marine pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 1-111.
- GRIMES, S. (2005).** Projet régional pour le développement d'aires protégées marines et côtières dans la région méditerranéenne (Projet MedMPA). Plan de gestion de l'aire marine du Parc National d'El Kala (Wilaya d'El Tarf).
- GUETTAF, M ; GUSTAVO, A ; SAN MARTIN, G.H et FRANCOUR, P. (2000).** Interpopulation variability of the reproductive cycle of *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) in the southwestern Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 80: 899-907.
- HAMZAOUI, Z. (1983).** Études prospective de la pollution marine dans la baie d'Alger. *Mémoire de technicien supérieur en assainissement et entomologie. Institut de technologie et de la sante publique.* 86p.
- HARTOG C. D. (1970).** *The sea-grasses of the world.* North Holland publ. Co, Amsterdam, Pays-Bas: 1-275 + 63 pl. h.t.
- HEMALATHA, S ; PLATEL, K et SRINIVASAN, K. (2006).** Zinc and iron contents and their bioaccessibility in cereals and pulses consumed in India. *Food Chemistry* 102, 1328-1336.
- HOLLEMAN, A.F et WIBERG, E. (1985).** *Lehrbuch der Anorganischen Chemie.* Berlin-New York 568-570.
- ISRAR, M ; SAHI, S ; DATTA, R et SARKAR, D. (2006).** Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbaniadrummondii*. *Chemosphere* 65, 591-598.
- JURADO, J.M ; MARTIN, M.J ; PABLOS, F ; MOREDA-PIÑEIRO, A et BERMEJO-BARRERA, P. (2007).** Direct determination of copper, lead and cadmium in aniseed spirits by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Food chemistry* 101, 1296-1304.
- KACI, L et NEMMAR, M. (2009).** Evaluation de la pollution des principaux rejets au niveau du littoral algérois. *Mémoire de DEUA.*
- KAIMOUSSI, A ; MOUZDAHIR, A et SAIH, A. (2004).** Variations saisonnières des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *C. R. Biologies* 327 (2004) p : 361-369.
- KANTIN, R et PERGENT, G. (2007).** Gestion des écosystèmes littoraux méditerranéens (rapport final). Ifremer, pp : 1-189.
- KIM, M. (2004).** Determination of lead and cadmium in wines by graphite furnace atomic absorption spectrometry. *Food Additives and Contaminants* 21, 154-157.
- LABORATOIRE D'ETUDES MARITIMES (LEM), (2006).** Etude d'impact sur l'environnement du dragage des abords des quais du port d'Alger.
- LACAZE, J.C. (1993).** La dégradation de l'environnement côtier : Conséquences écologiques. Edit. Masson, Paris, 130 p.
- LAFABRIE, C. (2007).** Utilisation de *Posidonia oceanica* (L.) Delile comme bio-indicateur de la contamination métallique. Thèse Doctorat écologie marine. Université de Cors, France. pp : 1-141
- LAGADIC, L ; CAQUET, T ; AMIARD, J.C et RAMADE, F. (1998).** Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier pub. 1-320.
- LECLAIRE, L. (1972).** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares (Pré-continent Algérien). *Mémoire Museum histoire Naturelle. Paris. Série C, Tome 24,* pp391.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- LEDOYER, M. (1962).** Etude de la faune vagile des herbiers superficiels de Zosteracees et de quelques biotopes d'algues littorales. Rec. Trav. Stat. mar. Endoume, Fr., 25 (39) : 117-235.
- LEPOINT, G ; NYSSSEN, F ; GOBERT, S ; DAUBY, P et BOUQUEGNEAU, J.M. (2000).** Relative impact of a seagrass bed and its adjacent epilithic algal community in consumer diets. Mar. Biol., 136 : 513-518.
- LESOUF, A ; BELAMIE, R et MONTIEL, A. (1979).** Un indicateur de pollution à mémoire. L'analyse des métaux dans les sédiments de rivière. J. Fr. Hydrol ; 10 (3) :165-172.
- LOUNIS, B et BELHADJ AISSA, A. (2005).** Pollution signature of water quality using remote sensing data, au 25th EARS el Symposium, Global developments in Environmental Earth observation from Space, 6-11 June 2005, Porto, Portugal, ISBN 90-5966-042-0.
- MA, H ; ALLEN, H.E. et YIN, Y. (2001).** "Characterization of isolated fractions of dissolved organic matter from natural waters and a wastewater effluent." Wat. Res. 35(4): 985-996.
- MALLEM, M.T ; BENOUD, D ; BOUDJELLAL, B et SELLALI, B. (1992).** Les M E S dans la baie d'Alger. Résultats du workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb tenu a rabat, Maroc du 9-11 nov. 1992, pp : 181-185.
- MAOUCHE, S. (1987).** Mécanismes hydro-sédimentaires en baie d'Alger, approche sédimentologique, géochimie et traitement statistique. *Thèse de Doctorat* spécialité océanologie, université de Perpignan, 213p.
- MARCHAND, M et KANTIN, R. (1997).** Les métaux traces en milieu aquatique. Océanis 23(4): 595-629.
- MEARNS, A.J ; SWARTZ, R.C ; CUMMINS, J.M ; DINNEL, P.A ; PLESHA, P et CHAPMAN, P.M. (1986).** Inter-laboratory comparison of a sediment toxicity test using the marine amphipod, rhepoxynius. Mar. envir. Res; 19: 13-37.
- MENENDEZ-NAVARRO, A. (1996).** A world without sun. The health of workers of the Alamadenmine : 1750-1900. Chronica Nova Collection of Historical Studies no. 43, University de Castilla-La Mancha, Granada (in Spanish).
- MIQUEL, G. (2001).** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. 346 p + Annexes.
- MISHRA, S ; SRIVASTAVA, S ; TRIPATHI, R.D ; KUMAR, R ; SETH, C.S et GUPTA, D.K. (2006).** Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65, 1027-1039.
- MOLENAAR, H. (1992).** Etude de la transplantation de boutures de *Posidonia oceanica* (L.) Delile, phanérogame marine. Modélisation de l'architecture et du mode de croissance, Thèse Doctorat, Univ. Nice-Sophia-Antipolis, Fr. : 1-221.
- MOLINIER, R. et PICARD, J. (1952).** Recherche sur les herbiers de phanérogames marines du littoral méditerranéen français, *Ann Inst. Océanogr.*, Fr, 27(3) : 157-234.
- MORILLO, J ; USERO, J et GRACIA, I. (2005).** Biomonitoring of trace metals in a mine-polluted estuarine system (Spain). *Chemosphere* 58, 1421-1430.
- MUNAR, J et MORENO, I. (1987).** Echinodermos de las Islas Baleares (Espana).In : Boudouresque Ch-F. ed. Colloque International sur Paracentrotus lividus et les oursins comestibles, Gis Posidonie Publ., Marseille, Fr., :241-253.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- OSTAPCZUK, P ; BUROW, M ; MAY, K ; MOHL, C ; FRONING, M ; SUSSENBACH, B ; WAIDMANN, E et EMONS, H. (1997).** Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. *Chemosphere* 34 (9-10), 2049-2058.
- OTT, J.A. (1980).** Growth and production in *Posidonia oceanica* (L.) Delile. *Mar. Ecol., PZSN* 1(1): 47-64.
- OTTMANN, F. (1965).** Introduction à la géologie marine et littorale. Edition Masson, Paris. 259p
- OUDOT, C. (1983).** La distribution des sels nutritifs ( $\text{NO}_2 - \text{NO}_3 - \text{NH}_4 - \text{PO}_4 - \text{SiO}_3$ ) dans l'Océan Atlantique intertropical oriental (région du Golfe de Guinée). *Océanogr. trop.* 18 (2) : 223-248 (1983).
- PÉRÈS, J.M et PICARD J. (1964).** Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. Rec. Trav. Stat. mar. Endoume, 31 (47) : 3-137.
- PÉRÈS, J.M et PICARD, J. (1975).** Causes de la raréfaction et de la disparition des herbiers de *Posidonia oceanica* sur les côtes françaises de la Méditerranée. *Aquat. Bot.* 1(2): 133-139.
- 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 et PERGENT-MARTINI, C. (1999).** Mercury levels and fluxes in *Posidonia oceanica* meadows, *Environmental Pollution* 106 (1999) pp : 33-37.
- PERGENT, G ; PERGENT-MARTINI, C. et 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, G ; RICO-RAIMONDINO, V et PERGENT-MARTINI, C. (1997).** Fate of primary production in *Posidonia oceanica* meadows of the Mediterranean. *Aquatic Botany*, 59 : 307-321
- PERGENT, G ; ROMERO, J ; PERGENT-MARTINI, C ; MATEO, M.A et BOUDOURESQUE, C.F. (1994).** Primary production, stocks and fluxes in the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 106 : 139-146.
- PERGENT-MARTINI, C et 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 ; AGREIL, M ; FERRAT, L ; PASQUALINI, V ; PERGENT, G. (2005).** Contrat de Plan Etat-Région / Appel à Proposition 2003 / GILCO Gestion intégrée du littoral de Corse : Contamination du littoral – Etat de l'art. Université de Corse et Ifremer, Avril 2005, EqEL pub.,Corte, France, 1-82.
- PIAZZI, L ; CECCHERELLI, G ; MEINESZ, A ; VERLAQUE, V ; AKÇALI, B ; ARGYROU, M ; BALATA, D ; BALLESTEROS, E ; CINELLI, F ; D'ARCHINO, R ; JAVEL, J ; MIFSUD, C ; PALA, D ; PANAYOTIDIS, P ; PEIRANO, A ; PERGENT, G ; PETROCELLI, A ; RUITTON, S et ZULJEVIC, A. (2005).** Invasion of *Caulerpa racemosa* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean Sea: the balance of thirteen years of spread. *Cryptogamie, Agologie* 26: 189-202.
- PICOT, A. (2003).** Intoxication de l'organisme par les métaux lourds et autres toxiques : (le mercure, le plomb et le cadmium trois métaux traces toxiques). Conférence ADNO 2003. Paris. 14p.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- PIOVETTI, L ; SERVE, L ; COMBAUT, G et GADEL, F. (1984).** Analyse des substances phenoliques des restes de *Posidonia oceanica* (L.) Delile provenant de sediments holocenes et de depots actuels. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J.edit., GIS Posidonie publ., Fr., 1 : 137-144.
- POR, F.D. (1978).** *Lessepsian migrations. The influx of Red Sea biota into the Mediterranean by way of the Suez canal.* Springer Verlag publ., Berlin: x + 1-228.
- POWER, E.A. et CHAPMAN, P.M. (1992).** Assessing sediment quality. In Burton, GAJ (Eds). *Sediment Toxicity Assessment, Lewis, MI, USA* pp. 1-18.
- PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT CÔTIER ALGÉROIS (PAC), (2004).** Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua. Bilan et diagnostic, partie I caractéristiques physiques, Projet PAC/ MATE-PAM/CAR ASP, 64p
- PROGRAMME D'AMÉNAGEMENT CÔTIER ALGÉROIS (PAC), (2005).** Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua Actions pilotes, plan d'action et recommandations.
- RAINBOW, P.S. (1995).** Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 31, 183-192.
- RAIS, M et GUEDDARI, M. (1992).** Géochimie des métaux lourds dans les sédiments superficiels de la frange littorale Nord-Ouest du golf de Tunis. Résultats du workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb tenu à rabat, Maroc du 9-11 nov. 1992, pp : 171-179.
- RAMADE, F. (1992).** Précis d'écotoxicologie. Paris.
- RENGEL, Z. (1999).** Heavy metals as essential nutrients. In : Heavy Metal Stress in Plants : from Molecules to Ecosystems. Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J., edit., Springer, pub., Berlin, 231-252.
- RICO-RAIMONDINO, V. (1995).** Contribution à l'étude des stocks et flux d'éléments dans les herbiers a *Posidonia oceanica*. Thèse Doctorat Ecologie Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 10 p non num. + 1-248
- ROBERT, P. (1988).** Etude du régime thermique des principales biocénoses marines benthiques du Parc national de Port-Cros (Var, France). Diplôme de Recherche universitaire, Univ. Aix-Marseille II, Fr.: 1-209.
- ROMERO, J. (1988).** Epifitos de las hojas de *Posidonia oceanica* : variaciones estacionales y batimetricas de biomasa en la pradera de las isles Medes (Girona). *Oecologia aquatica*, 9 : 19-25.
- ROMERO, J. (1989).** Primary production of *P. oceanica* beds in the medas islands (Girona, NE Spain). International Workshop on *P. oceanica* Beds, Boudouresque CF, Meinesz A, Fresi E & Gravez V. Edit, GIS Posidonie publ, Fr., 2: 85-91.
- ROUBAH, M ; BOULAHIDID, M ; BOUDJELLAL, B ; EDDALIA, N et OUNADI, F. (2005).** Etude de la pollution du littoral algérois et du lac de Reghaia. Contrat ISMAL-APPL. pp : 1-73.
- SAN MARTIN, G.A. (1995).** Contribution à la gestion des stocks d'oursins : étude des populations et transplantations de *Paracentrotus lividus* à Marseille (France, méditerranée) et production de *Loxichinus albus* à Chiloe (Chili, Pacifique). Thèse Doct. Aix-Marsille II : 241p.
- SAVY, S. (1987).** Activity pattern of the sea-star, *Marthasterias glacialis*, in Port-Cros bay (France, Mediterranean coast). *Mar. Ecol. PSZN*, 8 (2): 97-106.
- SEMROUD, R. (1993).** Contribution a` la connaissance de l'écosystème a *Posidonia oceanica* (L) Delile dans la région d'Alger (Algérie): étude de quelques compartiments. PhD thesis, Institut des Sciences de la Nature, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Algérie. 129 pp.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- SIGG, P ; STUMM, W et BEHRA, P. (1992).** «Chimie des milieu aquatique», chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement, Masson, Paris.
- SOUALILI, D ; DUBOIS, P ; GOSSELIN, P ; PERNET, P et GUILLOU, M. (2008).** Assessment of seawater pollution by heavy metals in the neighbourhood of Algiers: use of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, as a bioindicator. – ICES Journal of Marine Science, 65: 132–139.
- SPENCER, C. P. (1975).** The micronutriments elements. In: *Chemical Oceanography 2nd edition*, vol. 2. J. P. Riley and G. Skirrow (Eds), Academic Press London: 245-300.
- SUSZEYNSKY, E.M. et SHANN, J.R. (1995).** Phytotoxicity and accumulation of mercury in tobacco subjected to different exposure routes. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14, 61–67.
- TAOUDIAT, S. (2009).** Hydrologie et sels nutritifs dans les eaux de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur*. PP : 1-55. + annexes. *Ismal*.
- TARMOUL, F. (2010).** Contribution à l'étude de d'impacte de la pollution chimique sur l'herbier à posidonie dans la baie de Bou Ismail. *Mémoire d'ingenieur*. ENSSMAL (ex. ISMAL). 78p+ annexes.
- THÉLIN, I et BOUDOURESQUE, C.F. (1983).** Longévité des feuilles de *Posidonia oceanica* dans un herbier de la baie de Port-Cros (Var, France). *Rapp. P.V. Réunion. Commiss. internation. Explor. sci. Médit.* 28(3): 115-116.
- TOMAS, F ; ROMERO, J et TURON, X. (2004).** Settlement and recruitment of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in two contrasting habitats in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 282:173–184.
- TUNESI, L. et BOUDOURESQUE, C.F. (2006).** Les causes de la régression des herbiers a *Posidonia oceanica*. in *RAMOGE pub. : 1-202*.
- UNEP/IAEA, (1986).** Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°38, UNEP.
- UNEP/IAEA. (1985a).** Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°31, UNEP.
- UNEP/IAEA. (1985b).** Determination of total chromium in marine sédiments by flameless atomic absorption spectrophotometry. (Draft) Reference Methods for Marine Pollution Studies, N°33, UNEP.
- VELIMIROV, B. (1984).** Grazing of *Sarpa salpa* L. on *Posidonia oceanica* and utilization of soluble compounds. International Workshop on *Posidonia oceanica* beds, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edit., GIS Posidonie publ., Fr., 1 : 381-387
- VERLAQUE, M et NEDELEC, H. (1983).** Biologie de *Paracentrotus lividus* (Lamarck) sur substrat rocheux en Corse (Méditerranée, France) : alimentation des adultes. *Vie Milieu*, 33 (3-4) : 191-201.
- VERLAQUE, M ; AFONSO-CARRILLO, J ; GIL-RODRIGUEZ, M.C ; DURAND, C ; BOUDOURESQUE, C.F et LE PARCO, Y. (2004).** Blitzkrieg in a marine invasion: *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Bryopsidales, Chlorophyta) reaches the Canary Islands (NE Atlantic). *Biol. Inv.* 6: 269-281.
- WANG, G ; SU, M.Y ; CHEN, Y.H ; LIN, F.F ; LUO, D et GAO, S.F. (2006).** Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastern China. *Environmental pollution* 144, 127-135.

## RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUE

- WARNAU, M ; BIONDO, R ; TEMARA, A ; BOUQUEGNEAU, J. M ; JANGOUX, M et DUBOIS, P. (1998).** Distribution of heavy metals in the echinoid *Paracentrotus lividus* from the Mediterranean *Posidonia oceanica* ecosystem: seasonal and geographical variations. *Journal of Sea Research* 39 (1998), pp 267-280.
- WARNAU, M ; DUTRIEUX, S ; LEDENT, G ; RODRIGUEZ Y BAENA, A.M. et DÚBOIS, P. (2006).** Heavy metals in sea cucumber *Holothuria tubulosa* (Echinodermata) from the Mediterranean *Posidonia oceanica* ecosystem: body compartment, seasonal, geographical and bathymetric variations. *Environmental bioindicators* 1, 268-285.
- WARNAU, M ; LEDENT, G ; TEMARA, A ; BOUQUEGNEAU, J.M ; JANGOUX, M et 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(1995) pp : 95-99.
- WARWICK, R.M et CLARKE, K.R. (1993).** Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 172 (1-2), 215-226.
- ZUPI, V et FRESI, E. (1984).** A study of the food web of the *Posidonia oceanica* ecosystem: analysis of the gut contents of Echinoderms. *International Workshop on Posidonia oceanica* beds, Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A., Olivier J. edit., GIS Posidonie publ., Fr., 1: 373-379.

## SITE INTERNET

[http://fr.wikipedia.org/wiki/Mati%C3%A8res\\_en\\_suspension](http://fr.wikipedia.org/wiki/Mati%C3%A8res_en_suspension)

<http://www.com.univ-mrs.fr/gisposi/spip.php?article4>

<http://elmouja.over-blog.com>

<http://www.appl.dz>

[www.nouara-algerie.com](http://www.nouara-algerie.com) article-la-faune-et-la-flore-sous-marine-du-littoral-d-Alger

Amnesia

## ANNEXE I

### PROCÉDURES DE NETTOYAGE

#### 1. Nettoyage du matériel pour la détermination des métaux traces

##### *Réactifs*

- HNO<sub>3</sub> (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée (>18 MΩ cm, Millipore).

##### *Procédure*

- 1) Laisser tremper le matériel toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans de l'eau du robinet et dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet, puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Laisser tremper le matériel dans une solution d'acide nitrique 10% (v/v) pendant au moins 6 jours à température ambiante ;
- 4) Rincer abondamment avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois) ;
- 5) Mettre le matériel à sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 6) Stocker le matériel dans des sacs en polyéthylène fermés hermétiquement, pour prévenir le risque de contamination.

#### 2. Nettoyage du matériel de digestion en Téflon pour la détermination des métaux traces

##### *Réactifs*

- HNO<sub>3</sub> (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- HCl (25% pour analyses, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée (>18 MΩ cm, Millipore).

##### *Procédure*

- 1) Laisser tremper le matériel (bombes Téflon, Savillex Corp.) toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans l'eau du robinet) dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer abondamment d'abord avec de l'eau du robinet puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Verser 2 ml d'acide nitrique concentré dans chaque bombe, puis les fermer hermétiquement en utilisant une pince ;
- 4) Introduire les bombes dans le four à micro-ondes et chauffer 30 minutes à puissance 50% ;
- 5) Laisser refroidir les bombes puis ouvrir les bombes doucement. Rincer minutieusement les bombes avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois).

## ANNEXE I

- 6) Pour les bombes ayant servis à la digestion des sédiments seulement: répéter les étapes (3) à (5) en remplaçant  $\text{HNO}_3$  par  $\text{HCl}$  concentré ;
- 7) Mettre les bombes à sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 8) Une fois sèches les bombes doivent être fermées et rangées dans des sacs en polyéthylène pour prévenir les risques de contamination. Les bombes doivent être séparées selon leur utilisation pour la digestion des sédiments ou des biotas.

### 3. Nettoyage du matériel utilisé pour la détermination du mercure par VGA-AAS; Procédure simplifiée pour le matériel en Téflon et en verre

#### *Réactifs*

- $\text{HNO}_3$  (65% pour analyse, ISO, Merck) ;
- Détergent spécial de laboratoire (Micro) ;
- Eau Milli-Q déionisée ( $>18 \text{ M}\Omega \text{ cm}$ , Millipore).

#### *Procédure*

- 1) Laisser tremper le matériel (bombes Téflon, Savillex Corp.) toute une nuit dans une solution de savon (Micro 2% dans l'eau du robinet) dans un bac en plastique ;
- 2) Rincer minutieusement avec de l'eau du robinet puis avec de l'eau Milli-Q ;
- 3) Remplir le matériel en verre ou en Téflon avec une solution d'acide nitrique 10% (v/v) ;
- 4) Chauffer à  $60^\circ\text{C}$  pendant 2 jours. Pour les fioles jaugées, les laisser à température ambiante pendant 6 jours ;
- 5) Rincer minutieusement avec de l'eau Milli-Q (au moins 4 fois) ;
- 6) Laisser sécher sous une hotte à flux laminaire ;
- 7) Le matériel est stocké dans des sacs en polyéthylène. Les fioles jaugées sont stockées remplies d'eau Milli-Q.

**NOTE:** Pour le matériel contaminé ajouter une étape de pré-lavage à l'acide nitrique 50% (v/v). Dans ce cas, les étapes (3) à (5) doivent être répétées deux fois, une fois avec une solution d'acide à 50% puis avec une solution d'acide à 10%.

## ANNEXE II

### GAMMES-ÉTALONS POUR LE DOSAGE DES MÉTAUX LOURDS

#### Gamme-étalons du Mercure pour les 3 matrices.

Standards	[Hg] ( $\mu\text{g/l}$ )	Absorbance (u a)
standards 1	0	0,0000
standards 2	5	0,0306
standards 3	10	0,0686
standards 4	15	0,1067
standards 5	25	0,1791
standards 6	50	0,3507

#### Gamme-étalons du Plomb pour le biote.

standards	[Pb] (mg/l)	Absorbance (u a)
standards 1	0,0	0,0000
standards 2	0,5	0,0042
standards 3	1,0	0,0079
standards 4	2,0	0,0168
standards 5	5,0	0,0409
standards 6	7,0	0,0576

#### Gamme-étalons du Plomb pour le sédiment.

standards	[Pb] (mg/l)	Absorbance (u a)
standards 1	0,0	0,0000
standards 2	0,5	0,0036
standards 3	1,0	0,0088
standards 4	2,0	0,0184
standards 5	5,0	0,0513
standards 6	7,0	0,0714

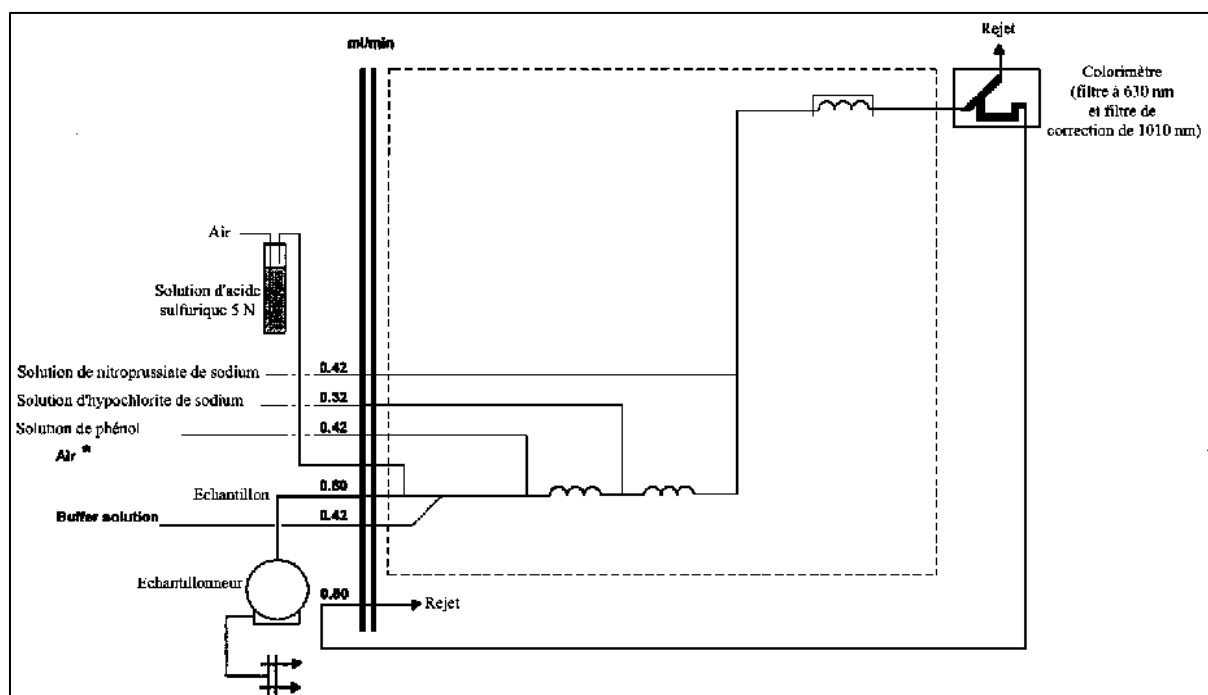
#### Gamme-étalons du Zinc pour les 3 matrices.

standards	[Zn] (mg/l)	Absorbance (u a)
standards 1	0,0	0,0000
standards 2	0,3	0,0261
standards 3	0,5	0,0353
standards 4	1,0	0,0702
standards 5	1,5	0,1318
standards 6	2,0	0,1766

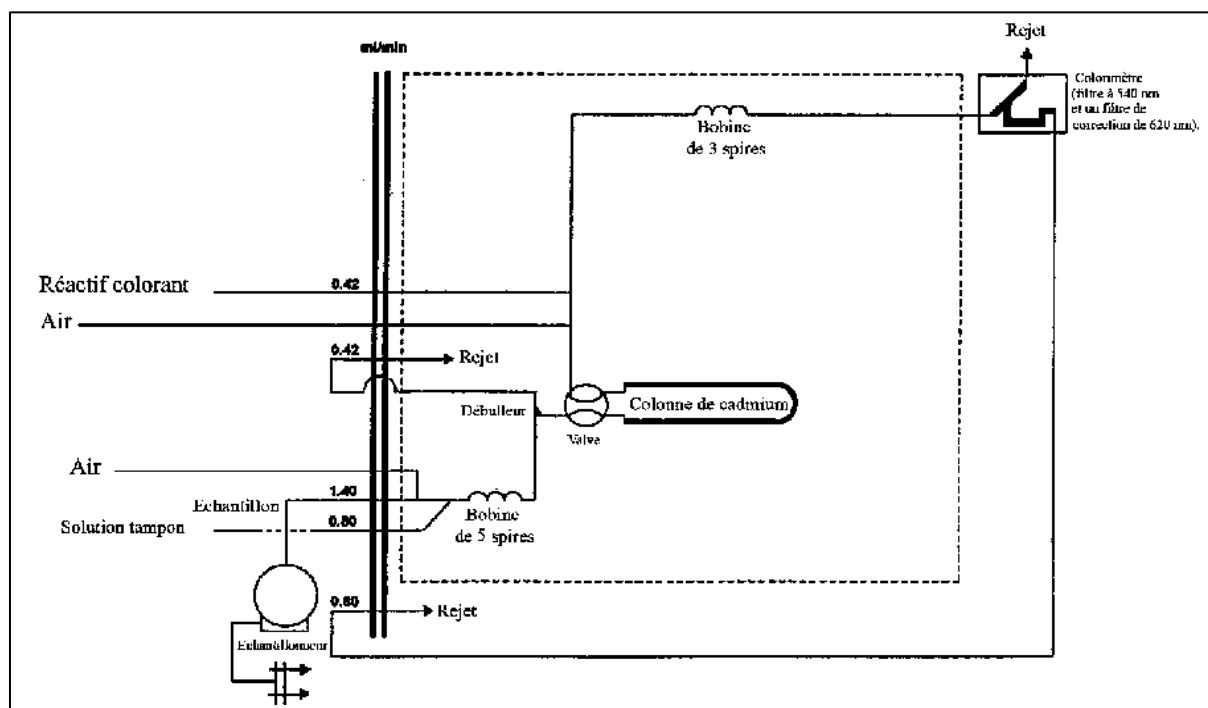
U A : unité arbitraire.

## ANNEXE III

### CIRCUITS ANALYTIQUES POUR LE DOSAGE DES SELS NUTRITIFS

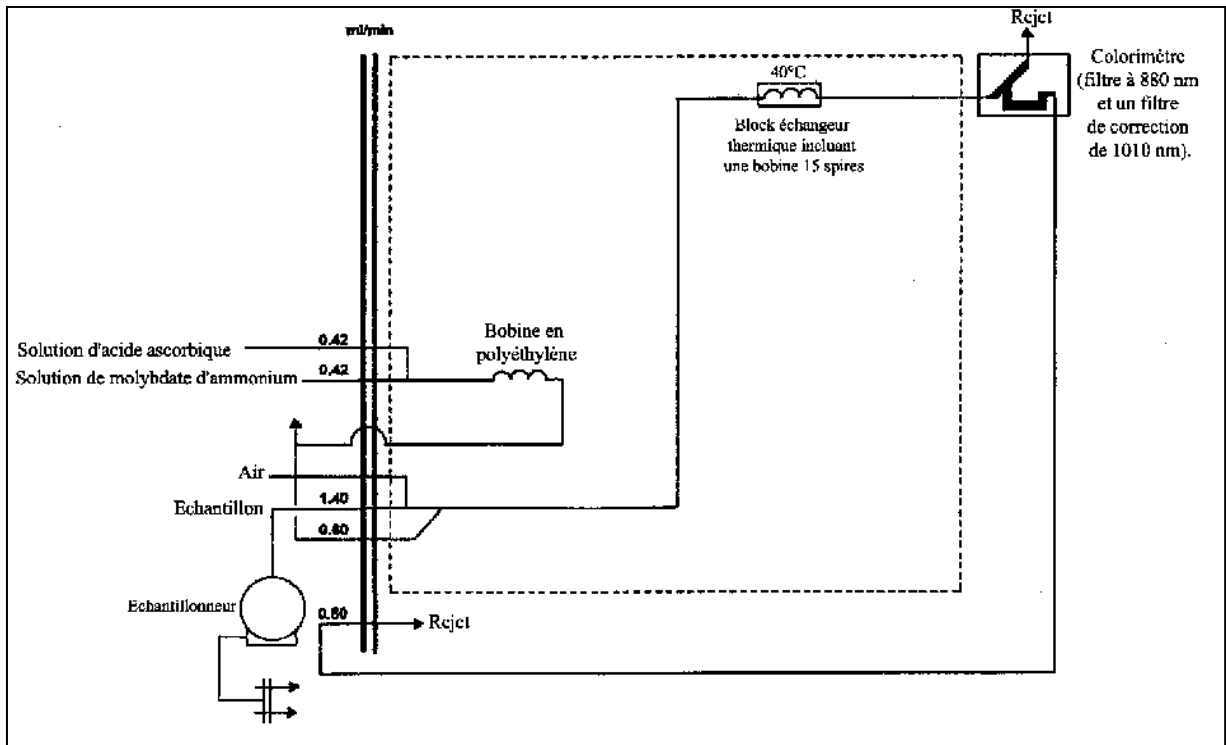


**Circuit analytique pour le dosage de l'ammonium (SKALAR, 1998 in LOURGUIOUI, 2007).**

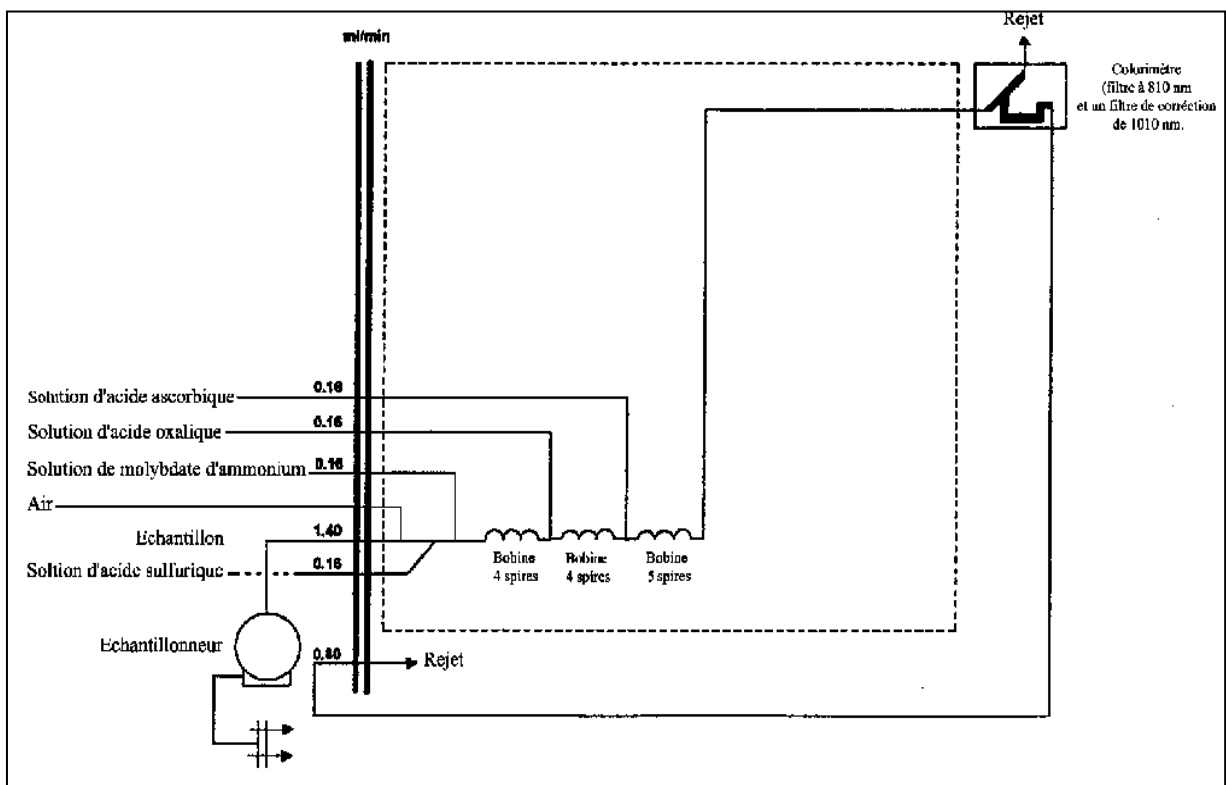


**Circuit analytique pour le dosage de nitrite et nitrate (SKALAR, 1998 in LOURGUIOUI, 2007).**

### ANNEXE III



Circuit analytique pour le dosage d'orthophosphate (SKALAR, 1998 in LOURGUIOUI, 2007).



Circuit analytique pour le dosage du silicium dissout (SKALAR, 1998 in LOURGUIOUI, 2007).

## ANNEXE IV

### DOSAGE DE L'AMMONIUM (LOURGUIOUI, 2007)

#### 1. Réactifs

##### 1.1. Solution tampon

###### *Produits chimiques exigés :*

Tartrate de potassium et de sodium	
$C_4H_4O_6KNa \cdot 4H_2O$ .....	33 g.
Citrate de sodium $C_6H_5O_7Na_3 \cdot 2H_2O$ .....	24 g.
Acidesulfurique $H_2SO_4$ (1N).....	x ml.
Eau distillée $H_2O$ .....	1000 ml.
Brij 35 (30 %).....	2 ml.

###### *Préparation*

Dissoudre le tartrate de potassium et de sodium dans  $\pm 800$  ml d'eau distillée. Ajouter le citrate de sodium et dissoudre. Ajuster le pH à 5 avec la solution d'acide sulfurique. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le Brij 35 et mélanger.

###### Note :

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

##### 1.2. Solution de phénol

###### *Produits chimiques exigés :*

Phénol $C_6H_5OH$ .....	6g.
Hydroxyde de sodium NaOH.....	40 g.
Eau distillée $H_2O$ .....	1000 ml.

###### *Préparation*

Dissoudre le phénol dans  $\pm 50$  ml d'eau distillée. Ajouter l'hydroxyde de sodium. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 1 semaine.

##### 1.3. Solution d'hypochlorite de sodium

###### *Produits chimiques exigés :*

Solution d'hypochlorite de sodium NaClO	
(13 % de chlore actif).....	200 ml.
Eau distillée $H_2O$ .....	800 ml.

###### *Préparation*

Diluer la solution d'hypochlorite de sodium dans  $\pm 700$  ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

##### 1.4. Solution de nitroprussiate de sodium

###### *Produits chimiques exigés :*

Nitroprussiate de sodium $Na_2[Fe(CN)_5NO] \cdot 2H_2O$ .....	0,5 g.
Eau distillée $H_2O$ .....	1000 ml.

###### *Préparation*

Dissoudre le nitroprussiate de sodium dans  $\pm 800$  ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

## ANNEXE IV

### **Notes :**

Conserver dans une bouteille à couleur sombre. La solution est stable pendant 1 semaine.  
Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

### **1.5. Liquide de rinçage**

Eau fraîchement distillée H<sub>2</sub>O.

## **2. Préparation des solutions étalons**

### **2.1. Solution mère de 100 ppm N (\*)**

#### ***Produits chimiques exigés :***

Chlorure d'ammonium NH<sub>4</sub>Cl.....0,3819 g.  
Eau distillée H<sub>2</sub>O.....1000 ml.

#### ***Préparation***

Dissoudre le chlorure d'ammonium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

**Note :** La solution est stable pendant 1 mois. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

### **2.2. Solution fille de 10 ppm N**

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm N dans 100 ml d'eau distillée.

**Note :** Préparer la solution fille à 10 ppm Si chaque semaine et les standards chaque jour.

---

(\*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en  $\mu$  mol/l de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

## ANNEXE V

### DOSAGE DE NITRITE + NITRATE (LOURGUIOUI, 2007)

#### 1. Réactifs

##### 1.1. Solution tampon

*Produits chimiques exigés :*

Chlorure d'ammonium $\text{NH}_4\text{Cl}$ .....	50 g.
Solution d'ammonium $\text{NH}_4\text{OH}$ (25 %).....	$\pm 1$ ml.
Hydroxyde de sodium $\text{NaOH}$ .....	5 g.
Eau distillée $\text{H}_2\text{O}$ .....	1000 ml.
Bridj 35 (30 %).....	3 ml.

**Préparation**

Dissoudre le chlorure d'ammonium dans 800 ml d'eau distillée. Ajuster le pH à 8,2 avec la solution d'ammonium. Ajouter l'hydroxyde de sodium et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée, ajouter le Bridj 35 et mélanger.

**Note :**

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

##### 1.2. Réactif colorant

*Produits chimiques exigés :*

Acide o-phosphorique $\text{H}_3\text{PO}_4$ (85 %).....	50 ml.
Sulfanilamide $\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$ .....	10 g.
$\alpha$ - Naphthyléthylène diamine dihydrochloride $\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_2\text{N}_2$ .....	0,5g.
Eau distillée $\text{H}_2\text{O}$ .....	850 ml.

**Préparation**

Diluer l'acide o-phosphorique dans  $\pm 750$  ml d'eau distillée. Ajouter le sulfanilamide et le  $\alpha$ - Naphthyléthylène diamine dihydrochloride et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

**Note :** La solution est stable pendant 2 semaines. Conserver dans une bouteille à couleur sombre.

##### 1.3. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée  $\text{H}_2\text{O}$  (régénérée chaque semaine).

#### 2. Préparation des solutions étalons

##### 2.1. Solution mère de 100 ppm N (\*)

*Produits chimiques exigés :*

Nitrate de sodium $\text{NaNO}_3$ .....	0,6068 g.
Eau distillée $\text{H}_2\text{O}$ .....	1000 ml.

**Préparation**

Dissoudre le nitrate de sodium dans  $\pm 800$  ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

**Note :**

La solution est stable pendant 4 semaines. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

## ANNEXE V

### 2.2. Solution fille de 10 ppm N

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm N dans 100 ml d'eau distillée.

**Note :** Préparer la solution fille à 10 ppm chaque semaine et les standards chaque jour.

(\*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en  $\mu\text{moles/l}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  ou de  $\text{N-NO}_2^-$  puis en  $\mu\text{moles/l}$  de  $\text{NO}_3^-$  ou de  $\text{NO}_2^-$ .

## 3. Préparation de la colonne réductrice

### 3.1. Solution d'acide chlorhydrique (4N)

*Produits chimiques exigés :*

Acide chlorhydrique HCl (32 %) .....	400 ml.
Eau distillée H <sub>2</sub> O.....	600 ml.

**Préparation :** Diluer l'acide chlorhydrique dans 600 ml d'eau distillée.

### 3.2. Cadmium

*Produits chimiques exigés :*

Granules de cadmium taille 0,3-1,0 mm (tamisé).....	2,5 g.
---	--------

**Procédure de remplissage :**

- 1- Les granules de cadmium sont mélangées avec  $\pm 30$  ml de la solution d'acide chlorhydrique (4N) ;
- 2- Agiter pendant 1 minute ;
- 3- Ajouter environ 50 ml de solution de sulfate de cuivre et agiter pendant 5 minutes ;
- 4- Laver la saleté entre les granules avec l'eau distillée ;
- 5- Sécher les granules de cadmium ;
- 6- Ajouter, à l'aide d'un entonnoir, les granules dans une colonne sèche, en secouant de temps en temps pour emballer la colonne des deux côtés ;
- 7- Remplir jusqu'à  $\pm 5$  mm du sommet ;
- 8- Placer un petit morceau de tube en polyéthylène, dans la colonne pour éviter que les granules ne sortent de la colonne ;
- 9- Remplir la colonne, à l'aide d'une seringue contenant la solution tampon (réactif 1-1 préparé précédemment) ;
- 10- Placer la colonne dans le système.

**Notes :** Éviter que l'air rentre dans la colonne.

Les granules de cadmium activés peuvent être stockés sec, dans une bouteille bien fermée.

## DOSAGE DE PHOSPHATE (LOURGUIOUI, 2007)

## 1. Réactifs

## 1.1. Solution de molybdate d'ammonium

*Produits chimiques exigés :*

Tartrate de potassium et d'antimoine	
$K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 5H_2O$ .....	230 mg.
Acidesulfurique $H_2SO_4$ (97 %).....	69,4 ml.
Molybdated'ammonium $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ .....	6g.
Eau distillée $H_2O$ .....	1000 ml.
FFD6 .....	2 ml.

*Préparation*

Dissoudre le tartrate de potassium et d'antimoine dans  $\pm$  800 ml d'eau distillée. Ajouter soigneusement l'acide sulfurique en mélangeant constamment. Ajouter le molybdate d'ammonium et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Notes :

Ne pas employer de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium. La sensibilité peut être augmentée de 50 % en employant 35 ml d'acide sulfurique concentré au lieu de 69,4 ml. Avec 35 ml l'interférence des silicates est 10 % pour 300 ppb Si et 10 % pour 10 ppb P.

Le pH final doit être inférieur à 1. La solution est stable pendant 5 jours. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

## 1.2. Solution d'acide ascorbique

*Produits chimiques exigés :*

Acide ascorbique $C_6H_8O_6$ .....	6g.
Acétone $C_3H_6O$ .....	60 ml.
Eau distillée $H_2O$ .....	1000 ml.
FFD6.....	2 ml.

*Préparation*

Dissoudre l'acide ascorbique dans  $\pm$  800 ml d'eau distillée. Ajouter l'acétone. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 5 jours. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

## 1.3. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée  $H_2O$  (régénérée chaque semaine).

## 2. Préparation des solutions étalons

## 2.1. Solution mère de 100 ppm P (\*)

*Produits chimiques exigés :*

Dihydrogène o-phosphate de potassium $KH_2PO_4$ .....	0,4394 g.
Eau distillée $H_2O$ .....	1000 ml.

*Préparation*

Dissoudre le dihydrogène o-phosphate de potassium dans  $\pm$  800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

## ANNEXE VI

**Note :**

La solution est stable pendant 4 semaines. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

**2.2. Solution fille de 10 ppm P**

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm P dans 100 ml d'eau distillée.

**Note :** Préparer la solution fille à 10 ppm P chaque semaine et les standards chaque jour.

(\*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en  $\mu\text{moles/l}$  de  $\text{PO}_4$ .

## DOSAGE DE SILICIUM DISSOUT (LOURGUIOUI, 2007)

### 1. Réactifs

#### 1.1. Solution d'acide sulfurique

*Produits chimiques exigés :*

Acide sulfurique H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (97 %)	10 ml.
Eau distillée H <sub>2</sub> O	1000 ml.
FFD6	2 ml.

**Préparation**

Diluer l'acide sulfurique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

**Note :**

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4°C quand la solution n'est pas utilisée.

#### 1.2. Solution de molybdate d'ammonium

*Produits chimiques exigés :*

Molybdate d'ammonium (NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> ·4H <sub>2</sub> O	20g.
Eau distillée H <sub>2</sub> O	1000 ml.
FFD6	2 ml.

**Préparation**

Dissoudre le molybdate d'ammonium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

**Notes :**

Conserver dans une bouteille de polyéthylène. La solution est stable pendant 1 jour. Ne pas utiliser de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium.

#### 1.3. Solution d'acide oxalique

*Produits chimiques exigés :*

Acide oxalique C <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	44g.
Eau distillée H <sub>2</sub> O	1000 ml.

**Préparation**

Dissoudre l'acide oxalique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée et mélanger.

**Note :**

Conserver dans une bouteille de polyéthylène. La solution est stable pendant 1 mois. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

#### 1.4. Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H<sub>2</sub>O.

**Note :**

Changer l'eau quotidiennement. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

## ANNEXE VII

### 2. Préparation des solutions étalons

#### 2.1. Solution mère de 100 ppm Si (\*)

*Produits chimiques exigés :*

Métasilicate de sodium $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ .....	1,0119 g.
Eau distillée $\text{H}_2\text{O}$ .....	1000 ml.

*Préparation*

Dissoudre le metasilicate de sodium dans  $\pm$  800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

**Note :** La solution est stable pendant 1 mois. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

#### 2.2. Solution fille de 10 ppm Si

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm Si dans 100 ml d'eau distillée.

**Notes :** Préparer la solution fille à 10 ppm Si chaque semaine et les standards chaque jour. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

(\*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en  $\mu\text{moles/l}$  de  $\text{SiO}_4^-$ .

## ANNEXE VIII

### GAMMES-ÉTALONS POUR LE DOSAGE DES SELS NUTRITIFS

#### Gamme-étalons de l'ammonium

Standards	[NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ] µmol/l	Height NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
<b>Standard 1</b>	1,0627	271
<b>Standard 2</b>	1,4169	282
<b>Standard 3</b>	2,6213	317
<b>Standard 4</b>	2,7629	322
<b>Standard 5</b>	2,8692	326
<b>Standard 6</b>	4,6757	378

#### Gamme-étalons de nitrite

Standards	[NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ] µmol/l	Height NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>
<b>Standard 1</b>	0,2080	477
<b>Standard 2</b>	0,4160	492
<b>Standard 3</b>	0,6241	507
<b>Standard 4</b>	0,8065	520
<b>Standard 5</b>	0,9761	532
<b>Standard 6</b>	1,1969	548

#### Gamme-étalons de nitrate

Standards	[NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ] µmol/l	Height NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>Standard 1</b>	0,3789	478
<b>Standard 2</b>	0,7579	490
<b>Standard 3</b>	1,1665	503
<b>Standard 4</b>	1,6346	518
<b>Standard 5</b>	2,0135	530
<b>Standard 6</b>	2,4519	544

#### Gamme-étalons d'orthophosphate

Standards	[PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ] µmol/l	Height PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
<b>Standard 1</b>	0,1676	333
<b>Standard 2</b>	0,3550	387
<b>Standard 3</b>	0,5788	452
<b>Standard 4</b>	0,7927	514
<b>Standard 5</b>	0,9867	570
<b>Standard 6</b>	1,2470	646

## ANNEXE VIII

### Gamme-étalons du silicium dissout

Standards	[SiO <sub>2</sub> ] µmol/l	Height SiO <sub>2</sub>
Standard 1	0,70988	286
Standard 2	0,69572	284
Standard 3	1,80456	510
Standard 4	2,20413	592
Standard 5	1,59892	470
Standard 6	4,80599	1122