

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE



Ecole Nationale Polytechnique
Département de l'hydraulique
Laboratoire de Recherche des Sciences de l'Eau
Ecole Doctorale Sciences de l'Eau et Développement
Durable



Mémoire de *Magister en*

Sciences de l'eau et développement durable

Option : Sciences de l'eau

Présenté par :

BENDJEDDOU Haroun

Ingénieur d'état en Hydraulique

diplômé de l'Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique

Thème

**Evaluation des niveaux de pollution marine par les hydrocarbures
et les métaux lourds dans l'eau de mer et du sédiment superficiels
marins dans la baie d'Alger.**

Mémoire soutenu publiquement devant le jury :

Composé de :

BENYOUSSEF EL Hadi

Professeur ENP

Président.

BACHARI-HOUMA Fouzia

Professeur ENSSMAL

Directrice de thèse.

BELKESSA Rabah

Professeur ENSSMAL

Examineur.

BENMAMAR Saadia

Maitre de conférences

Examinatrice.

Année 2013

Dédicace

Je dédie ce modeste travail en signe de reconnaissance et de respect

À :

Mes parents
Mes frères et sœurs
Toute ma famille

Mes amis à L'ENSH et à l'ENP.

Remerciements

A l'issue de ce mémoire, Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à toutes les Personnes qui m'ont aidé tout au long de ce travail.

Ma reconnaissance va plus particulièrement à :

Mme : BACHARI-HOUMA Fouzia Professeur ENSSMAL, de m'avoir proposé ce sujet, et de m'avoir guidé tout au long de la préparation de ce mémoire.

Mon respect aux membres du jury qui me feront l'honneur d'apprécier mon travail
Mr : BENYOUCEF El Hadi Professeur de l'ENP et qui a bien voulu présidé le jury, ainsi
que Mme : BENMAMAR Saadia Maître de conférence à l'ENP

ainsi que Mr : BELKESSA Rabah Professeur à L'ENSSMAL

Je remercie également Monsieur : KETTAB AHMED Professeur et coordonateur de l'École Doctorale Sciences de l'eau et Développement durable, pour ses directives et ses conseils.

Je dois une reconnaissance particulière à tous les ingénieurs et techniciens supérieurs de laboratoire de chimie à l'ENSSMAL, EDDALIA N., AZOUZ M., OUNADI F., MATOUK Y, BOUDJELLAL B. qui m'ont aimablement aidé à effectuer les analyses dans de bonnes conditions.

ميناء و خليج الجزائر العاصمة. تم جمع عينات المياه والرواسب البحرية في أحواض المرفأ ومحطة من أجل تقييم مستويات تلوث مياه البحر في منطقة مختلفة في الخارج لتحديد تركيز الهيدروكربونات العطرية، والمعلمة الكلوروفيل و الخصائص الفيزيائية الكيميائية ومؤشرات التلوث. وأجريت تحاليل المعادن الثقيلة إلى تميز التلوث في الرواسب البحرية السطحية والعميقة في ميناء الجزائر العاصمة. لتحليل المعادن الثقيلة، تتم معالجة عينات AAS الذري (spectrale-photométrie) تم تجهيز العينات وتحليلها من قبل الرواسب والامتصاص لتحديد الهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات SFUV المياه وتحليلها بواسطة الأشعة فوق البنفسجية القياس الطيفي المعلمات الفيزيائية والكيميائية في مياه البحر تحدد، بشكل عام، بالمقارنة مع القيم الموجودة في الساحل الجزائري. المعادن الثقيلة تظهر درجة مقلقة من التلوث تبعاً لطبيعة توزيع النفط والغاز في قاع البحار في المنطقة كلها هو درس غير المتجانسة. أنه يعبر عن عدم المساواة في توزيع المصادر المؤثرة على طول الميناء، يتم تمييز بوضوح تلوث شديد للميناء الجزائر العاصمة. ومع ذلك، عمليات الموانئ، والمدخلات الطبيعية المدخلات البشرية المنشأ في الغلاف الجوي يسهم في زيادة مستوى التلوث البحري.

الكلمات الدالة: البحرية، الفيزيائية والكيميائية المعلمات، العطرية متعددة الحلقات، والمعادن الثقيلة، الرواسب السطحية

Résumé

Dans le but d'évaluer les niveaux de pollution de l'eau de mer, et plus précisément dans le port et la baie d'Alger, des échantillons d'eau et de sédiments de mer ont été prélevés au niveau des différents bassins du port et station au large afin de déterminer les concentrations en hydrocarbures, la mesure de la chlorophylle et d'autre paramètre physico-chimique et les indicateurs de pollution, des analyses des métaux lourds ont été réalisées pour caractériser la pollution au niveau du sédiment marin superficiel et profond dans le port d'Alger

Les échantillons sédimentaires ont traités et analysés par la spectrophométrie d'adsorption atomique (S.A.A) pour l'analyse des métaux lourds. Les échantillons d'eaux sont traités et analysés par spectrophotométrie ultraviolet (S.F.U.V) pour le dosage des hydrocarbures poly-aromatiques.

Les paramètres physico-chimiques déterminés dans les eaux de mer, d'une manière générale, comparable aux valeurs retrouvées au niveau de la cote algérienne. Les métaux lourds montrent un degré de pollution inquiétant selon la nature du fond marin la distribution des hydrocarbures dans l'ensemble de la région étudié est hétérogène. Elle traduit l'inégale répartition des sources influentes les long du port, la forte contamination des eaux du port d'Alger est clairement mise en évidence.

Toutefois les activités portuaires, les apports naturels anthropiques, les apports atmosphériques contribueraient à l'augmentation du niveau de pollution marine.

Mots clés: eaux marines, paramètres physico-chimiques, hydrocarbures poly-aromatique, métaux lourds, sédiments superficiels, contamination.

Abstract

With an aim of evaluating the level of contamination of maritime environment, and more precisely that of Algiers port, sea water samples were taken at the level them various basins in order to determine he concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons, the chlorophyll and physicochemical and indicator parameters of pollution. Analyses of heavy metals were carried out to characterize pollution on the level of the surface and deep marine sediment in the Algiers port.

The sedimentary samples are treated and analyzed by the spectrophotometry of atomic absorption (S.A.A) for the analysis of heavy metals and the water samples are treated and analyzed by spectrofluometry ultra-violet (S.F.U.V) for the proportioning of poly-aromatic hydrocarbons, the physicochemical parameters given in water of the wearing of Algiers are generally comparable with the values found on the level of the Algerian coast. Heavy metals show a degree of pollution worrying according to the bottom. The distribution of hydrocarbons in the whole of the area of study is heterogeneous. It represents the unequal distribution of the influential sources along the port.

Important contamination of water of the wearing of Algiers east clearly highlighted. However, the port activities, the natural contributions anthropic, atmospheric contributions would contribute to the increase in the level of pollution in the marine water.

Key words: marine water, physicochemical parameters, polyaromatic hydrocarbons, surface heavy metals, sediments, contamination.

Table des matières

Introduction	1
I.1 Pollution Marine.....	3
I.2. Type de pollution	3
I.2.1.Pollution physique.....	3
I.2.2 Pollution chimique	4
I.2.3 Pollution biologique	4
I.3 Les origines de la pollution.....	4
I.3.1 La pollution domestique.....	4
I.3.2 La pollution industrielle	4
I.3.3 La pollution agricole	5
I.4 Paramètres de la pollution.....	5
I.4.1. Indicateurs de la pollution :.....	5
1. Matière en suspension (MES).	5
2. Matière organique (MO).....	6
3. Turbidité (Tu)	6
Les descripteurs physico-chimiques du milieu marin.....	7
I.5. Salinité S ‰ ou (P.S.U : Pratical Salinity Unit).	7
I.5.1. Température (T).....	7
I.5.2. Oxygène dissous (OD).	8
I.6 Potentiel d'hydrogène (pH).....	9
I.7. Conductivité (C).....	9
Analyse des Nutriments.	9
□ Sels nutritifs et le rapport de Redfield.	11
Chlorophylle.....	12
Pollution de l'environnement marin par les hydrocarbures.	13
I.7. Les composés pétroliers.....	14
I.7.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés.....	14
I.7.2. Les hydrocarbures aromatiques.....	14
I.7.3. Les composés polaires	14
I.7.4. Les asphaltènes	15
I.8. Les hydrocarbures biogènes.....	15
I.8.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés.....	16
I.8.2. Les hydrocarbures aliphatiques insaturés.....	16
I.8.3. Les cycloalcanes et les cycloalcènes.....	17

I.8.4. Les hydrocarbures aromatiques.....	17
I.9. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HPA).	17
I.9.2. Propriétés physiques.	17
I.9.3. Propriétés chimiques.	18
I.9.4. Sources de HAP dans l'environnement.	18
I.10.1. Evaporation	18
I.10.2. Solubilisation	18
I.10.3. Emulsification	19
I.10.4. Sédimentation.....	19
I.10.5. Photo-oxydation	19
I.10.6. Biodégradation	19
I.10.7. Pénétration des hydrocarbures dans la chaîne alimentaire	19
Les métaux lourds.	20
I.11. Aperçu général sur les métaux traces.....	20
I.11.1. Définition et classification des métaux	20
I.11.2. Origine des métaux dans l'environnement marin	21
I.12 Cycle biogéochimique des métaux	21
I.13.1. Les éléments non essentiels (toxiques)	23
I.13.2. Eléments essentiels (oligo-éléments)	24
I.14. Le cuivre	25
I.14.1. Propriétés fondamentales	25
I.14.2. Utilisations	25
I.14.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques.....	26
I.14.4. Propriétés biologiques et toxicité	26
I.15 Le zinc.....	27
I.15.1. Propriétés fondamentales	27
I.15.2. Utilisations	27
I.15.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques.....	27
I.15.4. Propriétés biologiques et toxicité	27
I.16 Le manganèse.....	28
I.17. Comportement des métaux en relation avec le sédiment.....	28
II. Présentation de la zone d'étude :	29
II.1. Caractéristiques Géographique :	29
II.2. Réseau hydrographique	30
II.2.1. Bassin versant d'El Harrach	31

II.2.1.1.inventaire des unités industrielles et principaux pollueurs :	31
II.2.2. Bassin versant d'el Hamiz :	31
II.3.Principaux points de rejet dans la baie d'Alger	32
II.3.1. le port d'Alger.....	32
II.3.1.1. Description du port d'Alger.....	32
II.3.1.2.Ouvrage du port.	33
II.3.1.3.Bathymétrie du port d'Alger	34
II.3.2. Pollution dans le port d'Alger.....	35
II.4. Facteurs climatologiques	37
II.4.1. Climat	37
II.4.2. Précipitations	37
II.4.3. Températures	38
II.4.4. Vents	38
II.5.Facteurs hydrodynamiques	38
II.5.1. La houle	38
II.5.2. Les courants	38
II.6. Nature du fond marin.....	41
III. Travaux in situ.....	43
III 1. Choix et localisations des stations, prélèvements et échantillonnages.....	43
III 2.Prélèvement de l'eau de mer.	43
III 2.1. Conservation des échantillons	44
III 2.2. Analyses des paramètres.....	44
III 2.2.1. Mesure de la matière en suspension	46
III 2.2. 2. Mesure de la matière organique particulaire	47
III 3. Prélèvement des sédiments.....	48
III 3.1. Conservation des échantillons	48
III.4 Travaux effectués aux laboratoires.....	48
III.4.1.Dosage des sels nutritifs	48
III.4.1.1. Principe de dosage	49
III.4.1.2. Analyse des sels Nutritifs	50
III.4.1.3 Étalonnage	51
III.4.2. Dosage de la chlorophylle par la spectrofluorimétrie ultraviolet(SFUV)	51
III.4.2.1. Principe de la méthode SFUV	52
III.4.2.2. Appareillage	52
III.4.2.3.Réactifs	52

III.4.2.4. Mode opératoire.....	52
III.4.2.5. Etalonnage.....	53
III.5.1. Le dosage des métaux traces	55
III.5.1.1. Nettoyage des instruments.....	55
III.5.1.2. Traitement des sédiments	56
III.5.1.2.1. Lyophilisation.....	56
III.5.1.2.2. Broyage	56
III.5.1.2.3. Homogénéisation.....	57
III.5.1.3. Extraction des métaux traces	57
III.5.1.4. Analyse des métaux traces.....	58
III.5.2. Etalonnage.....	61
III.5.2. 1. Méthodes des standards seuls.....	61
III.5.2.2. Calcul des concentrations des métaux	62
III.6. Dosage des hydrocarbures	65
III.6.1.1. Eau de mer.....	65
III.6.1.2. Extraction	65
III.6.1.3. Concentration	65
III.6.1.4. Conditions ambiantes	67
III.7. Historique De La Chromatographie	68
III.7.1 Champs d'application de la chromatographie en phase gazeuse.....	69
III.7.2 .Principe de la chromatographie en phase gazeuse.....	69
III.7.3. Eléments de base en chromatographie gazeuse.....	70
a) Temps de rétention	70
b) Limites de détection	70
III.7.4. Le système chromatographique	70
IV. Interprétation des résultats.	72
IV.1. Variation des paramètres physico-chimiques et la distribution horizontale.	72
IV.1.2. Salinité(PSU).....	73
IV.1.3. Oxygène dissous (mg/l) et le pourcentage de saturation (%).	73
IV.1.4. Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$).	74
IV.1.5. Turbidité NTU.....	75
IV.1.6. Potentiel d'hydrogène (pH).....	75
IV.2. Matière en suspension.	76
IV.3.1. Matière organique particulaire (MOP).	76
IV.3.2. Matière inorganique particulaire (MIP).	76

IV.4. La chlorophylle.....	77
IV.4.1. La chlorophylle a.....	77
IV.4.2. Les phéopigments.....	77
IV.5. Variation des sels nutritifs.....	78
IV.5.1. Variation des nitrates (NO ₃ ⁻).....	78
IV.5.2. Variation des nitrites (NO ₂ ⁻).....	78
IV.5.3. Variation de l'ammonium (NH ₄ ⁺).....	79
IV.5.5. Variation des silicates (SiO ₂).....	79
IV.6.1. Variation des hydrocarbures poly-aromatiques dans l'eau (HAP).....	79
IV.6.2. Variation des hydrocarbures aromatiques dans les sédiments superficiels.....	80
IV.7. Distribution spatiale et circulation des masses d'eaux dans la baie d'Alger.....	81
IV.7.1. Distribution horizontale des paramètres physicochimiques.....	81
IV.7.2. Distribution horizontale des hydrocarbures polyaromatiques dans l'eau de mer.....	85
Conclusion.....	86

Liste des figures

Figure I 1 : Classification de la pollution.....	3
Figure I2 : Cycle global des sels nutritifs : production et minéralisation de la matière organique (Jacques & Tréguer, 1986).....	10
Figure I 3: Structure chimique de la chlorophylle.....	10
Figure I 4 .Composée hydrocarbonés et non hydrocarbonés présent dans le pétrole brut.....	13
Figure I 5 : Cycle biogéochimique des métaux lourds (PNUE, 1986).....	21
Figure II 1. Situation géographique de la Baie d'Alger (INC).....	29
Figure II.2. Réseau hydrographique et limite des sous bassins versant (ANRH).....	30
Figure II 3. Réseau hydrographique de la baie d'Alger (ANRH).....	32
Figure II 4 . Principaux rejets d'eaux usées dans la baie d'Alger.....	32
Figure II 5 .Situation du port d'Alger.....	33
Figure II 6 . Ouvrage du port d'Alger (Rebzani-Zahaf, 1990).....	34
Figure II 7 . Bathymétrie du port d'Alger (Belkessa, 2005).....	35
Figure II 8.Rejets industriels et urbains au niveau du port d'Alger.....	36
Figure II 9.Bilan des courants de dérive et dynamique sédimentaire dans la baie d'Alger.....	39
Figure II 10.La circulation de l'eau dans le bassin algérien (Millot, 1989).....	40
Figure II 11 .Carte Sédimentologique de la baie d'Alger (Maouche, 1987).....	42
Figure IV 1 : Variation de la température lors de la campagne de mesure.....	72
Figure IV 11: Variation de l'ammonium dans le Port et la Baie.....	79
Figure IV 15. Distribution horizontale de la température dans le port et la baie d'Alger.....	82

Introduction

La majorité des zones côtières méditerranéennes, le littoral algérien est provoqué par nombreuses problèmes environnementaux. La baie d'Alger est l'une des zones qui connaît une énorme altération de la qualité des eaux marines côtières est la plus perceptible, ce qui rend la surveillance rigoureuse et le suivi de la qualité de ces eaux une nécessité pour préserver cet espace.

Cette tendance à la dégradation du milieu marin, concerne aussi de nombreuses régions côtières Méditerranéenne, ou le risque prédominant en terme de contamination est le pétrole et les rejets directe non contrôlé, que ce soit du fait de notre caractère producteur/ exportateur ou bien celui de la situation géographique de l'Algérie, qui voit transiter le long de son littoral des tankers de plus en plus nombreux et colossaux , avec une cuvette amont de population de plus en plus dense.

L'ensemble des rejets industriels véhiculent une importante pollution organique et toxique au niveau des deux embouchures de oued El Harrache et oued El Hamiz, et surtout au niveau du port d'Alger qui demeure l'exemple le plus illustratif de la pollution par les hydrocarbures et les métaux lourds toxiques, ce dernier qui avoisinant d'une importante station de traitement des eaux « désselement des eaux de mer »

En outre, il est encombré par plusieurs unités industrielles (NAFTAL, SONELGAE,.....)qui évacuent leurs déchets et eaux polluées directement et des fois sans traitement au préalable vers les différents bassins du port. Ces actes contribuent certainement à une très grande part du problème de pollution d'autant plus que le port est une zone semi fermée, ce qui ralentit la dispersion des polluants.

L'étude de hydrocarbures et les métaux traces dans l'environnement marin conduit à une meilleure compréhension de leur comportement, en tant qu'indicateur des sources de pollution (Forstner et Wittman, 1979, in Eissein et al., 2009).

Les sédiments marins sont considérés comme le réservoir final auxquels est acheminée la plupart des contaminants, ils constituent un outil privilégié pour estimer la qualité et le degré de contamination du milieu marin. de ce fait, nombreuses sont les travaux qui sont toujours intéressés à la matrice sédimentaire qu'à celle de l'eau (El Namr et al., 2006 ; Alomary et Belhadj, 2007).

Face à cette situation et pour préserver le milieu marin, nous essayons au cours de ce travail, d'apprécier le degré de pollution de l'eau de mer et les sédiments superficiels dans la baie d'Alger et le port, par analyse de différents paramètres de pollution.

Dans la présente étude, dont l'objectif est évaluation des niveaux de pollution marin par les hydrocarbures et les métaux lourds dans l'eau et le sédiment superficiel marin dans le port et la baie d'Alger, par quelques hydrocarbures aromatiques et aliphatiques a été effectuée à partir d'échantillons de l'eau et des sédiments marins superficiels. En plus, des échantillons d'eau ont été prélevés afin de déterminer quelques paramètres physico-chimiques et la chlorophylle, qu'il est généralement important dans l'étude de la pollution, ainsi que la matière en suspension et les sels nutritifs.

Il est d'usage de distinguer cinq classes d'apports chroniques dans le milieu marin, à chaque catégorie de substances est affectée un type d'effet négatif (Equinoxe., 1990). Les différents apports, leurs conséquences et impacts sur la qualité des eaux de la baie et le port sont expliqués par la présence :

- ✓ Déchets et déblais solides : matière en suspension et macro déchets flottants.
- ✓ Métaux lourds.
- ✓ Les hydrocarbures : aromatiques et aliphatiques.

Une synthèse bibliographique sur les paramètres indicateurs de la pollution, les polluants hydrocarbures et les métaux lourds s'est avérée nécessaire et par laquelle nous avons entamé ce travail.

Ce mémoire est composé de quatre chapitres :

- Le premier chapitre est consacré aux généralités, avec une description des paramètres indicateurs de pollution, paramètres physico-chimiques et les polluants organiques et inorganiques analysés .
 - Description de la zone d'étude et des tations d'échantillonnages.
 - Le troisième chapitre traite les moyens et méthodes d'analyse des eaux et sédiments récupérés ainsi que les différentes étapes d'analyses.
 - Interprétation des résultats obtenus.
- Une conclusion générale achève ce travail.

I.1 Pollution Marine.

Suite à la convention de *MONTEGO-BAY 1982* des nations unis concernant le droit de l'eau, le terme pollution est définie : « *introduction directe ou indirecte par l'homme de substances ou d'énergie dans le milieu marin y compris les estuaires, lorsque elle a ou peut avoir des effets nuisible tels que les dommages aux ressources biologiques à la faune et flore marine, risque pour la santé de l'homme, entrave aux activité maritime y compris la pêche et les autres utilisation légitimes de la mer, altération de la qualité de l'eau de mer du point du vue de son utilisation et dégradation des valeurs d'agréments* » (**Revue maritime trimestrielle; 1861**).

Les paramètres physico-chimiques et indicateurs de pollution dans la baie et le port d'Alger font l'objet de notre étude. D'autres polluants organiques et inorganiques seront analysés au niveau des sites d'étude pour identifier leurs origines.

I.2. Type de pollution

Les pollutions engendrées sont très diverses, une classification basée sur leur nature physico-chimique prédominante et les usages de l'eau qui sont à l'origine des pollutions a été établie (**Ramade, 2000**).

Il existe deux principaux critères utilisés pour classer les polluants en milieu marin (**Galaf et Ghannam, 2003**) (figure.I.1).

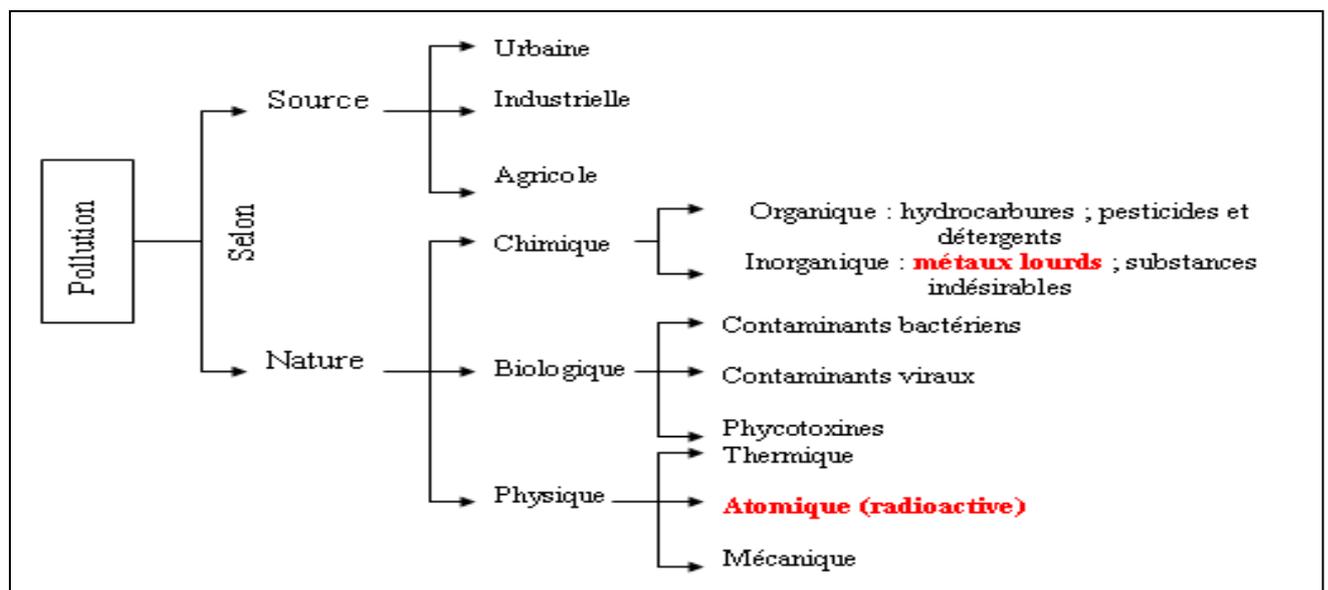


Figure I 1 . Classification de la pollution.

I.2.1.Pollution physique: C'est une pollution due aux agents physique qui sont essentiellement d'origine industrielle et domestique .On peut distinguer trois types :

- Pollution mécanique : due aux décharges des déchets et particules solides, qui ont pour origine les eaux de ruissellement les eaux d'égouts. Elle englobe aussi les opérations de dragage, de l'érosion et les rejets solides dans le milieu aquatique.

- Pollution thermique: entraîne un réchauffement de l'eau de mer, due à l'eau chaude rejetée par les usines après leur utilisation pour le refroidissement des condenseurs des centrales de productions d'énergie électrique.
- Pollution atomique : due aux centrales nucléaires et des usines de traitement des combustibles irradiés.

I.2.2 Pollution chimique: se caractérise par la présence des produits chimiques en solution, changeant les propriétés de l'eau (acides, bases...), ou directement toxique pour les organismes aquatiques tels que les hydrocarbures, les substances organique de synthèse (composés xénobiotiques) et pesticides d'origine agricole (**Lacaze, 1996**).

I.2.3 Pollution biologique : Il s'agit de la pollution par les micro-organismes (bactéries, virus, parasites, champignons et les phycotoxines). Parmi ces polluants, la pollution bactérienne est de loin la plus répandus et la plus étudiée.

La contamination bactérienne du milieu marin se fait d'une manière directe par baignades ou indirecte par les rejets des eaux usées ou par les eaux de ruissellement. Dans le milieu marin, les bactéries servent de nourriture à de nombreux organismes marins, elles favorisent la fixation d'algues où de larves sur certains substrats, elles permettent également la dégradation de certains polluants tels que les pesticides et les hydrocarbures. Cependant leurs effets peuvent être nuisibles. Certaines bactéries ont la capacité de concentrer des polluants tels que les métaux lourds (mercure), leur consommation par des mollusques filtreurs où des vers peut contaminer la chaîne alimentaire.

I.3 Les origines de la pollution

Suivant l'origine des substances polluantes, on distinguera :

I.3.1 La pollution domestique

Provenant des habitations, elle est en général véhiculée par le réseau d'assainissement jusqu'à la station d'épuration. La pollution domestique se caractérise par :

- ✓ Des germes fécaux ;
- ✓ De fortes teneurs en matières organiques ;
- ✓ Des sels minéraux (azote, phosphore) ;
- ✓ De détergents. (**Gaujous, 1995**).

I.3.2 La pollution industrielle

Provenant des usines, elle constitue la principale source de pollution des eaux. La majorité des industries utilisent l'eau en quantité variable dans différents processus de fabrication. Les principaux facteurs polluants sont le pétrole. Le charbon, les industries chimique, de papeterie, de textile et autres.

I.3.3 La pollution agricole

L'agriculture est la cause essentielle des pollutions diffuses. Ces eaux proviennent des fermes ou des cultures et se caractérisent par de fortes teneurs en sels minéraux (azote, phosphore, potassium) dont la source est l'utilisation des engrais, purins et lisiers (élevages).

Elles peuvent également être chargées en produits chimiques de traitement (pesticides, herbicides). Parmi les polluants d'origine agricole, il faut tenir compte aussi des détergents se dispersant lors de traitement des cultures.

Provenant des fermes ou des cultures, elle se caractérise par :

- ✓ De fortes teneurs en sels minéraux (azote, phosphore, potassium) provenant ; des engrais, des purins et lisiers (élevage) ;
- ✓ La présence de produit chimique de traitement (pesticides, herbicides...). (**Gaujous, 1995**).

I.4 Paramètres de la pollution.

I.4.1. Indicateurs de la pollution :

1. Matière en suspension (MES).

Les matières en suspension dans les eaux de mer sont des matières minérales ou organiques de dimensions très variables, elles englobent aussi le plancton et les particules sédimentaires. Les MES comportent tous les composés ayant un diamètre supérieur à 0.45 μm et elles peuvent être un indice de pollution.

Cette pollution particulière est à l'origine de nombreux problèmes comme ceux liés au dépôt de matières, à leur capacité d'adsorption physico-chimique ou aux phénomènes de détérioration du matériel (bouchage, abrasion, etc.). Leur principal effet est de troubler l'eau, diminuant le rayonnement lumineux indispensable pour une bonne croissance des végétaux au fond des cours d'eau (la photosynthèse). Elles sont transportées au sein de la masse d'eau qu'elle soit douce, marine ou résiduaire.

En général, les matières en suspension interviennent dans la composition de l'eau par leur effet d'échanges d'ions ou d'absorption ; ainsi sur les éléments chimiques à l'état de trace sur les micro-organismes. La détermination des matières en suspension est essentielle pour évaluer la répartition de la charge polluante entre la pollution dissoute et la pollution sédimentaire, car le devenir de ces deux composantes est très différent, tant dans le milieu naturel que dans les systèmes d'épuration.

D'autre part, les particules réduisent la transparence de l'eau de ce fait la production primaire photosynthétique, d'autre part elles présentent une surface de contact importante pour des échanges physico-chimiques ou biologiques avec l'eau de mer. Des teneurs élevées en MES peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et limiter alors le développement de la vie aquatique et créer des déséquilibres entre diverses espèces. Elles peuvent être responsables de l'asphyxie des poissons par colmatage des branchies. Elles peuvent aussi interférer sur la qualité d'une eau par des phénomènes d'adsorption notamment de certains éléments toxiques, et de ce fait être une voie de pénétration de toxiques plus ou moins concentrés dans l'organisme.

Selon leur nature, elles sont également une source nutritive non négligeable pour la faune (**Rodier, 1997**).

2. Matière organique (MO).

Les facteurs physiques, biologiques et chimiques (disponibilité d'éléments nutritifs) contrôlent l'activité biologique des espèces trophiques primaires de l'environnement marin. Les nutriments sont assimilés par le phytoplancton pendant la photosynthèse et produisent la matière organique considérée comme une source d'énergie et de nutriments pour les micro-organismes (bactéries, protozoaires), elle correspond à la fraction endogène qui est facilement dégradée (**Boulaïdid, 1987**).

La fraction endogène correspond à la matière organique produite par l'assimilation des nutriments par le phytoplancton lors de la photosynthèse. Cette matière organique qui est facilement dégradable sera source d'énergie et de nutriments pour les microorganismes (bactéries, protozoaires) (**Boulaïdid, 1987**). Reste la fraction exogène formée par les débris des animaux et des végétaux possède une certaine résistance à la dégradation bactérienne. Cette fraction est nécessaire au fonctionnement des cycles biogéochimiques par la régénération des sels nutritifs (**Aminot et Kérouel, 2004**).

Dans les eaux, la matière organique se trouve sous les formes dissoutes et particulaire dont les proportions et le devenir varient beaucoup d'un type de milieu marin à l'autre. La matière organique est intimement liée aux activités biologiques, soit comme résultat de la synthèse de la biomasse, soit comme source d'énergie et de nutriments pour les microorganismes (bactéries, protozoaires, phytoplancton).

Dans les zones riches en matière organique, sa présence fait courir au milieu un risque d'hypoxie, le risque étant plus grand quand cette matière organique est facilement dégradable par les bactéries (**Aminot et Kérouel, 2004**).

3. Turbidité (Tu)

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées: argiles, limons, grains de silice et matières organiques (**Rodier, 1997**).

La turbidité intervient notamment sur la quantité de la lumière disponible pour le développement des végétaux aquatiques, autrement dit sur la production primaire. La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension. (**Rodier, 2005**).

La connaissance de la turbidité à une double importance :

- * Détermine l'intensité lumineuse pénétrante sous la surface.
- * Permet également une approche de la qualité de particules en suspension.

Les descripteurs physico-chimiques du milieu marin.

I.5. Salinité S ‰ ou (P.S.U : Pratical Salinity Unit).

La salinité représente " la masse, en grammes, des substances solides contenues dans un kilogramme d'eau de mer, quand les ions bromure et iodure sont remplacés par leur équivalent de chlorure, les carbonates convertis en oxydes et toute la matière organique oxydée ». Dans les océans, la salinité est voisine de 35 et décroît de l'équateur aux pôles. Toutefois, certaines mers présentent des salinités assez différentes, par exemple la Méditerranée: 38-39, la mer Rouge: 36-47, la Baltique: < 15, la mer Noire : 18-22 (**Aminot et Kérouel, 2004**).

La mesure de la salinité est importante dans l'étude du milieu marin. Par son influence sur la densité de l'eau de mer, elle permet de :

- ✓ connaître a circulation océanique,
- ✓ d'identifier les masses d'eaux d'origines différentes,
- ✓ de suivre leurs mélanges au large, à la côte ou dans les estuaires (**Aminot et Chaussepied, 1983, Rodier, 1997**).

I.5.1. Température (T).

C'est une caractéristique physique importante, sa mesure est indispensable pour le traitement ou l'interprétation d'autres paramètres comme la saturation et la solubilité des gaz dissous et la détermination du pH pour la connaissance de l'origine de l'eau des mélanges éventuels.

La température est l'un des descripteurs de base pour la connaissance du milieu marin, c'est un paramètre très important pour la connaissance des masses d'eaux (surtout en méditerranée, on prend en considération deux courants, méditerranéen et atlantique). Elle joue un rôle très important dans les cycles biologiques (reproduction, maturation, cycle sexuel et migration) et influe sur la répartition des espèces .

La mesure est nécessaire pour accéder à la détermination du champ de densité et des courants (**Rodier, 1997**). D'une façon générale la température des eaux superficielles est influencée par la température de l'air et ceci d'autant plus que leur origine est moins profonde.

La température est un paramètre nécessaire à la détermination de la stratification verticale et de la circulation océanique (**Aminot et Kérouel, 2004**). Sa mesure d est très utile pour les études limnologiques et du point de vue industriel pour les calculs d'échanges thermiques (**Rodier et al, 1996**). Le milieu peut être perturbé et même peut induire une pollution thermique en cas d'une élévation de la température (**Gaujous, 1995**).

I.5.2. Oxygène dissous (OD).

La mesure de l'oxygène dissous intervient dans la plus part des processus biologiques permettant la vie terrestre et marine (**Aminot et Kérouel, 2004**). l'oxygène est la variable environnementale qui a le plus évolué au cours des dernières décennies dans les écosystèmes côtiers.

L'oxygène moléculaire dissous est un paramètre important du milieu qui gouverne la majorité des processus biologiques des écosystèmes aquatiques. Dans les eaux de surface l'oxygène joue un rôle fondamental dans le maintien de la vie aquatique et dans les phénomènes d'auto-épuration, c'est donc un paramètre utile dans le diagnostic biologique du milieu eau. Le déficit en oxygène est évalué par la teneur en matière oxydable (**Rodier, 2005**).

La concentration d'oxygène dissous dans l'eau résulte de processus physiques, chimiques et biologiques :

- ✓ température, échange air-mer, pression atmosphérique et salinité,
- ✓ échanges à l'interface air-eau (gain ou perte),
- ✓ diffusion et mélanges au sein de la masse d'eau,
- ✓ photo-oxydation (perte),
- ✓ oxydation chimique (perte),
- ✓ respiration des organismes aquatiques, y compris la minéralisation (perte),
- ✓ nitrification (perte),
- ✓ photosynthèse et régénération.

La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique. Au niveau de la surface de la mer à 20°C, la concentration en oxygène en équilibre avec la pression atmosphérique est de 8,8 mg/l d'O₂ à saturation. L'eau absorbe autant d'oxygène que nécessaire pour que les pressions partielles d'oxygène dans le liquide et dans l'air soient en équilibre. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique (donc de l'altitude), de la température et de la minéralisation de l'eau : la saturation en O₂ diminue lorsque la température et l'altitude augmentent. Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène, alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène.

En l'absence de processus chimiques et biologiques, la concentration de l'oxygène dans l'eau au contact de l'air n'est qu'en fonction de la pression atmosphérique, de la température et de la salinité (**Rodier, 1997; Aminot et Kérouel, 2004**).

I.6 Potentiel d'hydrogène (pH).

C'est un paramètre chimique caractérisant l'acidité ou la basicité d'un milieu. En théorie, le pH est défini comme le cologarithme décimal de l'activité de l'ion H^+ . Le pH dépend de la teneur en dioxyde de carbone; c'est à dire une modification de CO_2 (Respiration, photosynthèse, échange air- océan) entraînera donc une modification du pH (Rodier, 2005).

$$pH = - \log C_H \dots\dots\dots (I.1)$$

C_H : activité de l'ion H^+ .

Le pH de l'eau de mer, voisin de 8,2, est fixé par la présence des carbonates (CO_3^{2-}). La modification des concentrations en (CO_2) (respiration, photosynthèse, échange air-océan) ou en (CO_3^{2-}) entraînera une modification du pH (Aminot et Chaussepied, 1983).

La mesure du pH aura deux applications à considérer séparément le suivi de la qualité des eaux et les études thermodynamiques des équilibres chimiques (Aminot et Kérouel, 2004).

I.7. Conductivité (C)

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. L'unité de conductivité est le Siemens par mètre (S/m) dont : 1 S/m = 104 μS/cm = 103 mS/m.

La conductivité d'un liquide dépend largement de la température (Rodier et al, 1996).

La conductivité de l'eau de mer est très élevée en raison de la forte concentration en sels dissous. Du fait de la proportionnalité des concentrations des différents ions, la conductivité permet de déterminer la salinité avec une grande précision (Aminot et Kérouel, 2004).

Analyse des Nutriments.

Les éléments nutritifs qui limitent l'activité photosynthétique des organismes photosynthétiques sont : l'azote, le phosphore et le silicium sous leur forme oxydée, d'où leur appellation « éléments bio-limitants » (Copin Montégut, 1996). Les sels nutritifs, dans l'eau de mer ont plusieurs origines qu'on peut regrouper en deux types de sources (externes et internes).

- Source externe : elle regroupe tous les apports continentaux déversant en mer, qu'ils soient par voie éolienne ou par voie fluviale ;
- Source interne : elle représente l'origine la plus importante, elle est assurée par des flux verticaux et leur régénération à partir de la matière organique issue de la photosynthèse effectuée par les organismes autotrophes dans la couche euphotique (Levitus et al, 1993).

Ainsi par les excréments des microorganismes marins libèrent une certaine forme de sels nutritifs. La production primaire des eaux de surface est basée sur les sels nutritifs et la lumière, ainsi ils reflètent la richesse et la fertilité des eaux marines. Ce sont donc des traceurs chimiques non conservatifs et leur variation est gouvernée par les facteurs physiques, chimiques et biologiques (Jacques et Tréguer, 1986). Pour cela ils forment un outil très important pour la caractérisation et

l'identification des masses d'eau et la compréhension de certains phénomènes océaniques : circulation des eaux, production primaire marine, diffusion des sédiments marins.

L'azote moléculaire prélevé de l'atmosphère constitue un élément essentiel des structures vivantes. Selon son degré d'oxydation, il existe sous trois formes : nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-) ammonium (NH_4^+), et de composés organiques tels que l'urée ou les acides aminés. Ce sont les formes d'azote utilisables par le phytoplancton (**Jaquet, 2008; Copin-Montégut, 1996; Hutchinson, 1957**).

1. L'ammonium (NH_4^+)

L'azote ammoniacal provient des excréments animaux et de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés. Dans les eaux marines, l'azote ammoniacal se trouve à des concentrations inférieures au $\mu\text{mole/l}$. En effet, il est présent sous deux formes en solution, l'ammoniac (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+) dont des proportions relatives dépendant du pH , de la température et de la salinité du milieu (**Aminot et Chausse-Pied, 1983**). Ces deux espèces traduisent un équilibre acido-basique. A proximité des émissaires urbains, l'ammonium devient un bon traceur de pollution urbaine avec des concentrations pouvant atteindre plusieurs centaines de micromoles par litre (**Lacaze, 1996**).

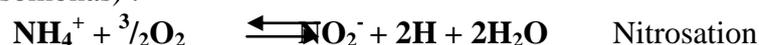
2. Les nitrates (NO_3^-)

Les nitrates sont une forme oxydée stable de l'azote en solution aqueuse et elles sont la forme la plus répandue dans l'océan (65% du stock de l'azote). Leur concentration varie entre 0 $\mu\text{mole/l}$ à la surface et à plus de 45 $\mu\text{mole/l}$ dans les eaux profondes. Mais dans les estuaires, lorsque la salinité décroît par l'effet des apports terrigènes, leur concentration peut atteindre plusieurs centaines de micromoles par litre. Les nitrates résultent de l'oxydation des nitrites par des bactéries (nitrobacter) lors de la réaction de nitratisation. Elles entrent dans le cycle de l'azote comme support principale de la croissance phytoplanctonique. (**Aminot et Chausse-Pied, 1983**).

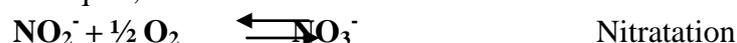
3. Les nitrites (NO_2^-)

Etant dans le cycle de l'azote, un ion en état transitoire au même titre que l'ammonium, expliquant ainsi les faibles concentrations rencontrées en milieu marin qui sont de l'ordre de zéro à quelques micromoles par litres d'azote nitreux. Les concentrations des nitrites connaissent des variations saisonnières, qui varient en hiver entre 0.5 et 1 $\mu\text{mol/l}$ et atteignent des valeurs très faibles en été (< à 0,01 $\mu\text{mol/l}$) suite au développement du phytoplancton. (**Aminot et Chausse-Pied, 1983**). Les nitrites proviennent des deux réactions suivantes :

✓ L'oxydation de l'ammonium par la réaction de nitrosation qui est exothermique opérée par des bactéries (Nitrosomonas) :



✓ La réduction des nitrates dans les milieux anoxiques ou pauvres en oxygène dissous, opérée par les bactéries anaérobiques, selon la réaction suivante:



4. Les phosphates (PO_4^{3-})

Dans l'eau de mer, le phosphore existe sous forme organique et inorganique, dissous et particulaire. Les Orthophosphates présentent la forme la plus abondante PO_4^{3-} (10 %) et HPO_4^- (90%) et (1%) de H_2PO_4 (**Aminot et Chausse-Pied, 1983**). A l'état d'équilibre, elles se trouvent avec des teneurs assez faibles en surface (0 à 1 $\mu\text{mol/l}$) à cause de leur consommation par le phytoplancton (bloom printanier) (**Copin-Montégut, 1996**), et ces teneurs augmentent avec la profondeur au-dessous de la couche euphotique pour atteindre un maximum qui correspond au minimum de l'oxygène dissous, avec une légère fluctuation selon la région océanique.

5. La silice dissoute.

L'élément nutritif silicium entre dans la composition des squelettes de certaines espèces phytoplanctoniques (Diatomées, Radiolaires...) (**Aminot et Chausse-Pied, 1983**). A pH moyen de l'eau de mer (~8.2), les formes majoritaires dissoutes dans l'eau de mer étant à 95 % sous les formes d'acide orthosilicique, $\text{Si}(\text{OH})_4$, 5 % $\text{Si}(\text{OH})_3^-$ (**Aminot et Kérouel, 2004**).

La distribution verticale de l'acide silicique diffère de celle du phosphore ou de l'azote. Les concentrations augmentent lentement avec la profondeur pour atteindre généralement leur maximum au fond (**Guy, 2006**). Les silicates sont régénérés à différentes vitesses et par différents processus et, à présent, il y a toujours une incertitude sur les facteurs qui contrôlent le budget marin des silicates (**Jacques et Tréguer, 1986**).

- **Sels nutritifs et le rapport de Redfield.**

L'assimilation phytoplanctonique du carbone, de l'azote, du phosphore et de l'oxygène et leur régénération à partir du matériel biogénique se font dans des proportions quasi constantes « Rapports biogéochimiques de Redfield » (**Copin-Montégut, 1996**). Après plusieurs travaux, ont donné les rapports suivants par l'analyse de la composition chimique de la matière organique:

$$\Delta C / \Delta N / \Delta P / \Delta O_2 = 1 / 16 / 106 / -138$$

La composition de la matière organique influe sur la composition en C/N/P des eaux dans lesquelles ces organismes vivent, puisque la source principale des sels nutritifs dans l'océan global est le recyclage interne. Néanmoins, ce rapport varie avec les saisons et selon les régions et décroît avec la profondeur (**Boulaïdid, 1987**).

- **Le cycle biogéochimique des sels nutritifs.**

La figure suivante résume le cycle biogéochimique des éléments nutritifs dans le milieu marin.

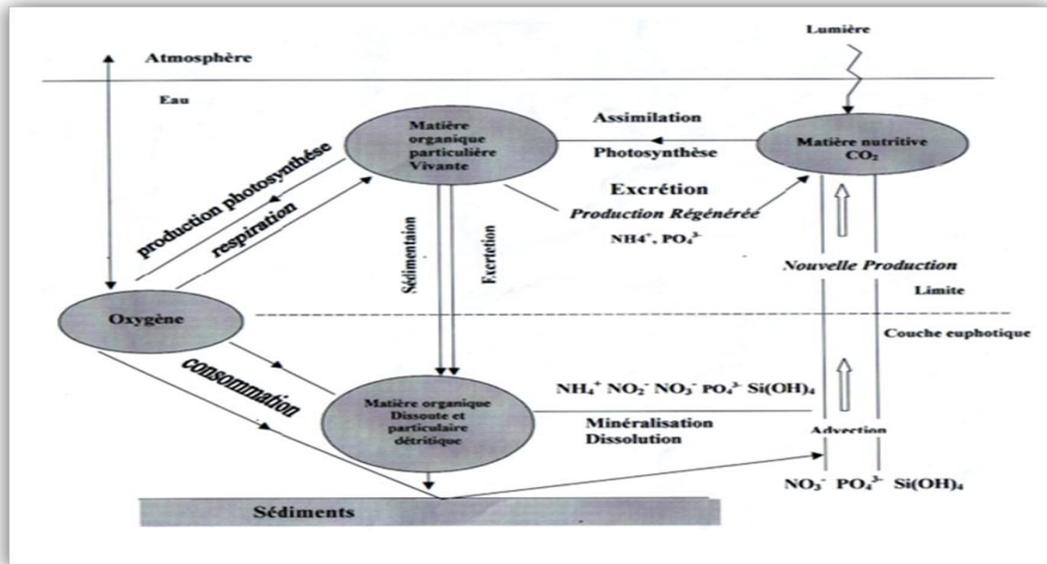


Figure I2 : Cycle global des sels nutritifs : production et minéralisation de la matière organique (Jacques & Tréguer, 1986).

Chlorophylle.

La chlorophylle est un composé chimique indispensable à la photosynthèse. Sa présence dans tous les organismes végétaux, associée à l'énergie solaire, lui permet de synthétiser ses propres matières organiques carbonées à partir du carbone minéral. Dans les milieux aquatiques, les algues possèdent une diversité de pigments dont les plus importants sont les chlorophylles *a*, *b*, *c1*, *c2* et *d*.

La chlorophylle *a* est le pigment photosynthétique principal du phytoplancton qui est considéré comme étant un bon indicateur de la santé de l'océan et de son niveau de productivité et de la biomasse phytoplanctonique (Aminot et Chau-sepied,1983).

La concentration de chlorophylle est utilisée pour l'estimation de la production primaire .

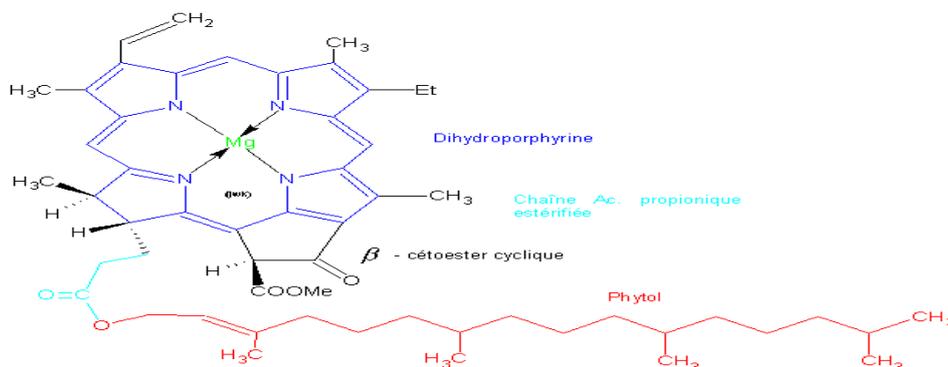


Figure I 3: Structure chimique de la chlorophylle.

2. Les phéopigments

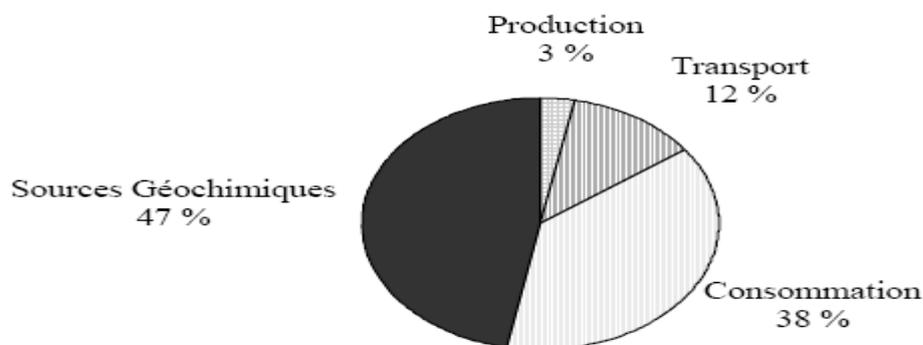
Dans les milieux strictement marins, les phéopigments (groupes de pigments chlorophylliens) résultent du broutage et de la dégradation de cellules et, par conséquent, ne sont pas physiologiquement actifs. La mesure des phéopigments est utilisée comme critère de l'état physiologique des populations phytoanctoniques, plus la proportion de phéopigments est élevée par rapport à la chlorophylle *a*, plus les cellules algales sont vieilles, dégradées ou broutées par le zooplancton. Les phéopigments sont rarement absents dans les eaux côtières et toujours présentes en eaux estuariennes turbides. (Aminot et Kérouel, 2004).

La mesure de la concentration de chlorophylle *a* est donc utilisée pour estimer la biomasse phytoanctonique dans la mesure où la synthèse organique d'origine végétale ne peut se faire qu'en passant par l'intermédiaire de ce type de chlorophylle.

Pollution de l'environnement marin par les hydrocarbures.

Les hydrocarbures (pétrole et ses dérivés) représentent la plus importante source de pollution des eaux marines. Cette pollution résulte de plusieurs activités liées à l'extraction du pétrole, à son transport et en aval à l'utilisation de produits finis: carburants et lubrifiants.

Les hydrocarbures pétroliers qui arrivent dans l'environnement marin peuvent avoir quatre origines majeures: les sources géochimiques, l'extraction de pétrole, le transport et la consommation. La part des sources géochimiques dues à des fuites naturelles qui apparaissent au fond des océans s'élève à 47 %. Les 53 % restant se répartissent ainsi: 38 % proviennent des rejets suite à la consommation (exemple: rejets d'industries basées à terre et des grandes agglomérations urbaines), 12 % sont dus au transport et 3 % à la production pétrolière offshore (National Research Council, 2002).



Les différentes sources pétrolières responsables de la pollution de l'environnement marin (National Research Council, 2002).

Il faut enfin signaler qu'une quantité non négligeable d'hydrocarbures peut provenir de l'activité de nombreux microorganismes et des plantes (Albro, 1976; Bachofen, 1982; Saliot, 1981).

Les hydrocarbures dans l'environnement marin peuvent avoir trois origines principales:

- Les rejets industriels et urbains, sources d'hydrocarbures pétroliers ou pyrolytiques.
- Les végétaux aquatiques (phytoancton, macrophytes) et organismes hétérotrophiques (zooplancton, bacterioplancton).

- Les végétaux supérieurs terrestres *via* la matière organique détritique des sols, résultant du drainage des bassins versants.

Notons que la première origine est anthropique, alors que les deux dernières sont biogéniques, donc issues de la biosynthèse récente.

I.7. Les composés pétroliers

Les pétroles bruts sont constitués de différentes familles des composés dont la composition chimique varie énormément selon leur origine géographique et géologique (**Tissot et Welte, 1984**). Les hydrocarbures constituent la fraction la plus importante d'un brut pétrolier, ils représentent entre 65 et 95 % de la plupart des pétroles bruts. Les composés pétroliers peuvent être classés en quatre familles principales qui sont présentes en proportions variables selon l'origine: les hydrocarbures saturés (30 à 70 %), les hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques (20 à 40 %), les composés polaires (5 à 25 %) et les asphaltènes (0 à 10 %).

I.7.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés

Parmi lesquels, on distingue :

- Les alcanes linéaires (*n*-alcanes, C_nH_{2n+2}), dont la longueur de chaîne varie de 7 à 40 atomes de carbone, constituent une des classes les plus abondantes (10 à 40 % des hydrocarbures totaux d'un brut pétrolier).
- Les alcanes ramifiés: les plus abondants sont les *iso*-alcanes (groupement méthyle en position 2), les autres composés ramifiés antéiso (groupement méthyle en position 3) ou polyramifiés tels que les isoprénoides (exemple: pristane, phytane) sont beaucoup moins nombreux. Ces composés se trouvent dans le pétrole brut dans des proportions sensiblement égales à celles des *n*-alcanes.

Par contre le pétrole brut d'origine fossile ne contient en général pas d'alcènes.

- Les cycloalcanes: renferment des composés cycliques (à 5 ou 6 atomes de carbone) saturés et le plus souvent substitués. Quelques dérivés polycycliques sont aussi présents et certains d'entre eux tels les stéranes et les triterpanes sont caractéristiques d'un pétrole brut. Cette famille peut représenter entre 30 et 50 % des hydrocarbures totaux d'un pétrole brut.

I.7.2. Les hydrocarbures aromatiques

Plusieurs familles d'hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques dont le nombre de noyaux varie de 2 à 6 sont présents dans les pétroles bruts. Ces composés sont dominés par des composés mono-, di- et tri-aromatiques (**Neff, 1979**). En général, les hydrocarbures aromatiques sont moins abondants que les alcanes, et ne représentent que 10 à 30 % des hydrocarbures totaux d'un brut pétrolier. Les composés alkylés sont, la plupart du temps, plus abondants que les molécules parentales dont ils dérivent. Certains cycles aromatiques peuvent être associés à des noyaux (cycle à 5 ou à 6 atomes de carbone) saturés (naphtéoaromatiques).

I.7.3. Les composés polaires

Cette fraction correspond à des molécules hétérocycliques, telles que:

- des composés oxygénés: phénols, acides carboxyliques, alcools, aldéhydes,...
- des composés soufrés: mercaptans, sulfures, disulfures,...
- des composés azotés: pyridines, quinoléines,...

Les dérivés sulfurés sont dans la plupart des cas plus abondants que les composés oxygénés ou azotés.

I.7.4. Les asphaltènes

Les asphaltènes correspondent à une classe de composés de hauts poids moléculaires, insolubles dans le pentane ou l'hexane. La structure de ces composés est mal connue du fait, d'une part de leur composition chimique complexe (à base de cycles aromatiques condensés, de naphthéo-aromatiques, de ramifications et d'hétéroatomes (O, N, S), d'autre part de méthodes analytiques difficilement utilisables.

Les métaux sont également présents mais à l'état de traces. Les plus abondants sont le vanadium et le nickel, mais du fer, du sodium, du cuivre et de l'uranium ont également été détectés.

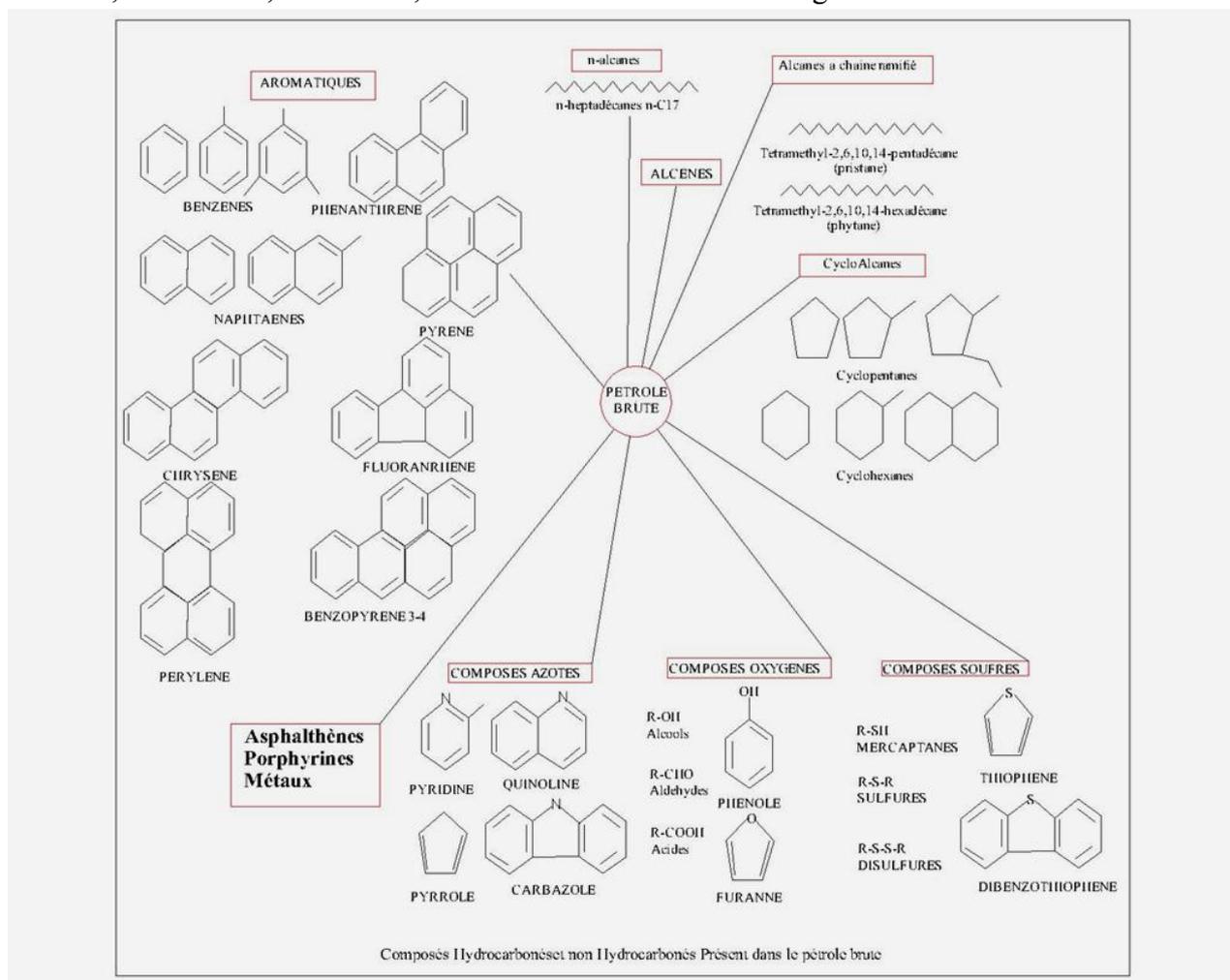


Figure I 4 .Composée hydrocarbonés et non hydrocarbonés présent dans le pétrole brut

I.8. Les hydrocarbures biogènes.

Les organismes vivants biosynthétisent des hydrocarbures aliphatiques, aromatiques et polyaromatiques condensés. Le développement des techniques analytiques (chromatographiques et spectroscopiques) a démontré la complexité de ces composés présents en faibles quantités dans les colonnes d'eau et les sédiments. En effet, la biosynthèse et les mécanismes de transformations (dissolution, évaporation, photo-oxydation, adsorption-desorption sur des particules,

transformations biologiques, ...) conduisent à un mélange de composés dont la spécificité dépend des organismes producteurs et des conditions physicochimiques du milieu. Ainsi, la stabilité de ces composés a fait d'eux des marqueurs biologiques et géochimiques d'une très grande valeur.

I.8.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés.

- Les alcanes linéaires (*n*-alcanes):

Les *n*-alcanes sont des constituants prédominants dans la distribution des hydrocarbures dans l'environnement marin.

Les espèces phytoplanctoniques et les macro-algues synthétisent des *n*-alcanes dont les longueurs de chaînes varient respectivement de *n*-C14 à *n*-C32 et de *n*-C20 à *n*-C30 (Saliot, 1981), avec un maximum à *n*-C15 ou *n*-C17 (Blumer et al. 1971; Gelpi et al., 1970; Clark et Blumer, 1967; Youngblood et al., 1971).

- Les alcanes ramifiés:

Les hydrocarbures isopréniques sont les plus fréquents dans l'environnement marin et ils présentent plusieurs origines (Saliot, 1981). Le pristane (2,6,10,14-tetraméthylpentadécane) a été identifié en faible quantité chez les phytoplanctons, chez les macro-algues, les zooplanctons et pourrait être l'hydrocarbure majeur chez certaines bactéries anaérobies. Han et Clavin (1969), ont identifié le phytane (2,6,10,14-tetraméthylhexadécane) en faibles concentrations chez des bactéries, qui a été aussi identifié chez des micro-algues.

On trouve également d'autres composés comme le 7-méthylheptadécane et 8-méthylheptadécane, identifiés chez les micro-algues. Ces alcanes portant une ramification méthyle sont absents chez les autres organismes et en particulier les bactéries. Ces dernières sont caractérisées par des hydrocarbures à courtes chaînes, avec une prédominance marquée de composés à nombre impair d'atomes de carbone et surtout ramifiés en position *iso* et *antéiso* (Kolattukudy, 1976). D'autres sources peuvent être également à l'origine des hydrocarbures ramifiés notamment les plantes dont les *iso*-alcanes pourraient constituer dans certains cas plus de 50 % des hydrocarbures totaux (Eglinton et al., 1962; Saliot, 1981).

I.8.2. Les hydrocarbures aliphatiques insaturés.

Les organismes marins synthétisent un grand nombre d'oléfines à chaînes droites, possédant jusqu'à six doubles liaisons, où prédominent les composés suivants (Saliot, 1981; Volkman et al., 1980, 1981) :

- *n*-C17:1, *n*-C18:1, *n*-C19:1, *n*-C21:5 et *n*-C21:6 : **chez les micro-algues.**
- *n*-C17:1, *n*-C19:5, *n*-C21:5 et *n*-C21:6 : **chez les macro-algues.**
- *n*-C21:6, *n*-C14:1, *n*-C19:1, *n*-C22:1 et *n*-C30:1 : **chez le zooplancton.**
- *n*-C17:1 et *n*-C17:2 : **chez les bactéries.**

Des polyoléfines ramifiées telles que le squalène et les carotènes ont été également identifiés.

I.8.3. Les cycloalcanes et les cycloalcènes.

Le plus simple hydrocarbure cyclique est un alkylcyclopropane identifié dans des algues marines (Youngblood et al., 1971) mais la plupart de ces composés sont des terpénoïdes comme les triterpénoïdes pentacycliques (Saliot, 1981).

I.8.4. Les hydrocarbures aromatiques.

La biosynthèse directe de ces composés par des microorganismes ou des végétaux est un sujet controversé. En effet, à l'exception d'une faible contribution des algues, des bactéries et des plantes, les hydrocarbures aromatiques sont généralement considérés comme produits de pyrolyse des activités humaines et des phénomènes naturels (incendies de forêts, éruptions volcaniques) (Bouchez et al., 1996; Saliot, 1981).

I.9. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HPA).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques neutres apolaires, constitués d'au moins deux cycles aromatiques fusionnés par des arrangements linéaires, angulaires ou en coin.

Au sens strict, ils ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène. Cependant, certains composés aromatiques contenant du soufre, de l'azote ou de l'oxygène, leur sont parfois associés (INERIS, 2005).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des substances dont la structure chimique est constituée de plusieurs noyaux aromatiques ayant en commun plus d'un atome de carbone.

Les HAP présents dans l'environnement résultent de différents processus dont : la biosynthèse par des organismes vivants, les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, la combustion des charbons et pétroles. Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des actions anthropiques.

En raison de leur caractère lipophile, les HAP sont concentrés dans les sédiments et les organismes vivants, ils constituent un important composant chimique qui peut être absorbé par les poissons en cas de pollution pétrolière, mais ces substances subissent dans le poisson une dégradation biologique très rapide.

Les crustacés sont des organismes sédentaires, qui sont plus sensibles à la pollution par les hydrocarbures poly-aromatiques vu le risque d'accumulation. Les moules sont les plus sensibles à la contamination par les hydrocarbures poly-aromatiques vu leur grande capacité de filtration. La toxicité aiguë varie dans de très grandes proportions, mais c'est surtout les effets cancérigènes et mutagènes qui présentent les risques éco-toxicologiques les plus importants.

I.9.2. Propriétés physiques.

La plupart des HAP sont peu volatils, très peu solubles dans l'eau. Ces substances sont stables (hydrolyse négligeable) mais leur biodégradabilité varie fortement selon les conditions du milieu (INERIS, 2005).

Etant hydrophobes, liposolubles et généralement volatils, les HAP ont tendance à s'adsorber sur les matrices solides et notamment les matières organiques (**Chefetz, 2000 ; Accardi-Dey, 2002 ; Zhou, 2004**).

I.9.3. Propriétés chimiques.

Les HAP peuvent être classés en trois groupes basés sur le nombre de cycles aromatiques qu'ils contiennent et leurs masses molaires moléculaires :

- HAP de faibles masses molaires moléculaires (de l'ordre de 152-178 g/mol, soit 2 à 3 cycles) : naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, fluorène, anthracène et phénanthrène – *solubilité et volatilité la plus élevée*,
- HAP de masses molaires moléculaires intermédiaires (de l'ordre de 202 g/mol, 4 cycles) : fluoranthène, pyrène,
- HAP à masses molaires moléculaires élevées (de l'ordre de 228-278 g/mol, soit 4 à 6 cycles) : benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, dibenzo(ah)anthracène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, indéno(1,2,3, cd)pyrène – *sorption la plus forte*.

I.9.4. Sources de HAP dans l'environnement.

Les HAP sont présents dans l'environnement du fait de différents processus dont : la biosynthèse par des organismes vivants (**Krauss, 2005**), les pertes à partir du transport ou de l'utilisation des carburants fossiles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, la combustion des charbons et pétroles.

Ce dernier processus constitue la principale voie d'introduction des HAP dans l'environnement et résulte majoritairement des actions anthropiques sur les sites des cokeries et des usines à gaz.

I.10. Devenir des hydrocarbures en milieu marin.

Du fait de la très faible solubilité des hydrocarbures dans l'eau et de leur densité qui est légèrement inférieure à l'unité, les hydrocarbures rejetés dans les océans s'étalent à la surface avant de subir une série de modifications suite à l'action de facteurs abiotiques et biologiques. L'action simultanée de ces différents facteurs aboutira à l'élimination de cette pollution (**Bertrand et Mille, 1989; U.S. Congress, Office of Technology Assessment, 1991**). Les facteurs environnementaux sont:

I.10.1. Evaporation

Ce phénomène touche les fractions de faible poids moléculaire et dépend des conditions atmosphériques (vent, vagues, température,...). Les hydrocarbures les plus légers, ayant de 4 à 12 atomes de carbone ($T_{eb} < 270 \text{ °C}$), qui représentent généralement près de 50 % des hydrocarbures totaux d'un brut moyen, sont éliminés rapidement dès les premiers jours, pouvant conduire à une pollution de l'atmosphère.

I.10.2. Solubilisation

La solubilité des hydrocarbures dans l'eau de mer est très faible. Un hydrocarbure est d'autant plus soluble que sa masse moléculaire est faible et que sa polarité est élevée. Il est important de noter que ces hydrocarbures solubles sont parmi les plus dangereux pour l'environnement, ils sont difficiles à éliminer et sont adsorbés par la faune et la flore.

I.10.3. Emulsification

Deux types d'émulsions peuvent se former : eau-dans-huile appelée "mousse Chocolat" et huile-dans-eau. Les émulsions eau-dans-huile sont constituées par des hydrocarbures de haut poids moléculaires. Ces émulsions difficilement dégradables sont les précurseurs des résidus goudronneux retrouvés sur les plages, alors que les émulsions huile dans- eau facilitent l'élimination des hydrocarbures.

I.10.4. Sédimentation

La sédimentation est le passage du pétrole de la surface vers le fond. Ce phénomène concerne les résidus goudronneux constitués de la fraction pétrolière la plus lourde et dont la densité est supérieure à celle de l'eau de mer.

La sédimentation conduit à la constitution d'agrégats de haute densité difficilement dégradable par voie naturelle.

I.10.5. Photo-oxydation

La photo-oxydation est observée au niveau de la surface de l'eau où l'air (oxygène) et la lumière (radiations solaires) sont présents pour la transformation des hydrocarbures (**Payne et Phillips, 1985**). L'efficacité de ce phénomène dépend de la nature des hydrocarbures et de la présence de composés non hydrocarbonés (**Bertrand et Mille, 1989**). Ainsi, la photooxydation touche plus particulièrement les composés aromatiques qui sont plus photosensibles que les composés aliphatiques. Parmi ces derniers, les composés ramifiés sont plus facilement photo-oxydés que les *n*-alcanes (**Rontani et Giusti, 1987**).

La photo-oxydation conduit à la formation de composés solubles dans l'eau (acides, alcools, cétones, peroxides et sulfoxides) et certains travaux de recherche ont montré leur toxicité pour les communautés microbiennes (**Payne and Phillips, 1985; Larson et al., 1979; Maki et al., 2001**) alors que **Rontani et al. (1987, 1992)**, ont montré l'existence d'interactions entre la photo-oxydation et la biodégradation pour l'élimination des alkylbenzènes et de l'anthracène. L'action simultanée de ces deux phénomènes permet une élimination plus rapide de ces deux familles de composés.

I.10.6. Biodégradation

La biodégradation est le processus naturel le plus important dans la dépollution de l'environnement marin. Les microorganismes en sont responsables, en particulier les bactéries. La biodégradation dans l'élimination du pétrole est influencée par les voies d'oxydation des hydrocarbures par les bactéries et les paramètres du milieu.

I.10.7. Pénétration des hydrocarbures dans la chaîne alimentaire

Les produits pétroliers rejetés dans l'environnement ont des répercussions sur les plantes, animaux et êtres humains. Les conséquences de la contamination dépendent des organismes eux-mêmes et de la structure chimique des hydrocarbures. Certaines espèces éprouvent des changements de comportement à peine perceptibles ou des problèmes de santé à court terme. Certaines d'entre elles éprouvent des effets toxiques instantanés et aigus parfois mortels, tandis que chez d'autres espèces, les répercussions se manifestent lentement à long terme (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, communiqué de presse, 6 Janvier 2000). Face à ces polluants, les organismes susceptibles d'être contaminés doivent être considérés en fonction de leur capacité de réponse spécifique.

Les bactéries, nourriture de nombreuses espèces aquatiques, peuvent être des vecteurs de contamination par lesquels les hydrocarbures peuvent entrer dans la chaîne alimentaire (Bertrand et Mille, 1989 et articles cités). Les connaissances les plus nombreuses portent sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) dont la toxicité la plus souvent rapportée correspond à leur potentiel carcinogène.

Les métaux lourds.

Contrairement à d'autres polluants, comme les hydrocarbures dérivés du pétrole, et aux déchets qui envahissent l'environnement au vu de tout le monde, les métaux lourds s'accumulent subrepticement, pour finir par atteindre des seuils toxiques.

Les métaux proviennent principalement de l'érosion des roches, des sols et des sédiments où ils sont présents à l'état naturel et mais aussi majoritairement des activités humaines.

I.11. Aperçu général sur les métaux traces

I.11.1. Définition et classification des métaux

Un métal est un élément chimique, issu le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'Antiquité.

On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes¹ caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm³.

L'appellation métaux lourds est cependant une appellation courante qui n'a ni fondement scientifique, ni application juridique. (Miquel, 2001).

Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles (Nriagu, 1989, 1990; Blackmore, 1998; De Wolf *et al*, 2001 in El Namr *et al*, 2006). On dit que les métaux sont présents " en traces ".

La classification en métaux lourds est d'ailleurs souvent discutée, car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement " lourds " (le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (l'arsenic par exemple). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation " éléments en traces métalliques " -ETM- ou par extension " éléments traces ". (Miquel, 2001).

Tous les métaux sont à l'état solide à la température ambiante sauf le mercure qui se solidifie à une température de - 39°C.

Dans l'eau de mer, les métaux peuvent se trouver à l'état ionique, dissous, en complexes colloïdaux, organo-métalliques ou adsorbés sur le matériel particulaire organique ou inorganique.

¹ *Un métalloïde est un élément qui combine certaines caractéristiques du métal et d'autres caractéristiques opposées, l'absence de conductivité électrique par exemple. L'arsenic est un métalloïde.*

Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du fer (Fe), du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du nickel (Ni), du cobalt (Co), du vanadium (V), du sélénium (Se), du molybdène (Mo), du manganèse (Mn), du chrome (Cr), et du titane (Ti). D'autres ne sont pas nécessaires à la vie et peuvent être même préjudiciables comme le mercure (Hg), le plomb (Pb), le cadmium (Cd), l'argent (Ag) et l'argent (Ag).

I.11.2. Origine des métaux dans l'environnement marin

Les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles) ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique).

I.11.2.1. Origine naturelle

- L'altération et le lessivage des roches terrestres contenant les métaux sous forme de trace ou concentrés en gisements économiques.
- Le volcanisme sous-marin.
- Les sources hydrothermales sous-marines.
- La dégradation de la matière organique (végétale, animal et fossile) contenant les métaux trace en concentration plus ou moins faibles.
- Les poussières cosmiques entrant dans la terre et précipitant dans l'océan.
- L'altération et la réaction avec les sédiments marins.

I.11.2.2. Origine artificielle

Cette origine regroupe toutes les sources des métaux en relation avec les différentes activités humaines et on peut distinguer :

- Les eaux usées ménagères et industrielles et les sous-produits industriels.
- La combustion de la matière organique végétale (incendies forestiers) et fossiles (pétrole et ses dérivés notamment les carburants).
- Les activités diverses de l'homme qui génèrent des déchets polluants et sources pour les métaux lourds dans la nature :
 - Exploitation des gisements miniers.
 - Navigation maritime et accidents en mer.
 - Activités portuaires, entretien et réparation navale.

Ces sources peuvent déverser les métaux lourds directement dans le milieu marin comme ils peuvent être acheminés par les cours d'eau et par la voie éolienne.

I.12 Cycle biogéochimique des métaux

Le cycle biogéochimique est le cheminement d'une substance donnée par divers processus (physique, chimique et biologique) à travers les principaux réservoirs de la biosphère.

Les métaux sont transportés vers la mer par voie éolienne, ruissellement, action volcanique et à partir des rejets industriels. Leur déroulement semble s'effectuer selon deux grandes étapes. Une

première consisterait en un piégeage des polluants métalliques par les particules en suspension, la biomasse marine et le sédiment en fonction des conditions physico-chimiques du milieu marin et cela par (fig.4) :

- **Précipitations**

Certains métaux vont se lier à la matière organique, d'autres vont précipiter, toutes ces formes vont finir par se déposer sur le fond.

- **Absorption et adsorption**

Les métaux présentent la particularité d'être adsorbés non seulement sur la surface des particules, tels que les oxydes de fer et de manganèse (Mance,1988 in Dojildo et Best, 1993), mais aussi absorbés par les particules elles-mêmes (Pinel et Astruc,1985 in Dojildo et Best , 1993). L'adsorption de métaux lourds conduit à leurs concentrations sur le fond, qui peut être aussi l'œuvre de processus biologiques. En effet, Lowman et al. (1971 *in* Aouameur, 1990) ont démontré que 90% du transport vertical des métaux est effectué sous forme de boulettes fécales, de dépouilles de crustacés en mue, d'animaux et de plantes mortes.

- **Sédimentation**

La sédimentation est un processus qui permet la réduction de la pollution métallique dans l'eau. Ce processus dépend essentiellement de la dimension des particules minérales, ainsi que de l'agitation, qui favorise la collision et donc une sédimentation plus importante.

Une deuxième étape inverse à la première consisterait à un relargage de ces polluants par désorption ou sorption, phénomène inverse à l'adsorption, par diffusion ou propagation dans le milieu marin, par redissolution ou remise en solution des produits précipités par décomposition et reminéralisation des matières organiques et parfois même par une redistribution, par le biais des organismes marins. Les activités des organismes marins dans le sédiment expliquent la bioturbation. Elle se produit dans une profondeur qui peut atteindre un mètre dans le sédiment. Mais, elle est plus importante dans les dix premiers centimètres (Libes, 1992) et qui tend à homogénéiser les concentrations en contaminants dans le sédiment (Cossa et Lassus,1989).

Donc, c'est la zone qui est périodiquement oxygénée où se réalisent les réactions d'oxydation. En dessous, c'est la zone d'anoxie ou zone de réduction où il n'y a pas de vie aérobie.

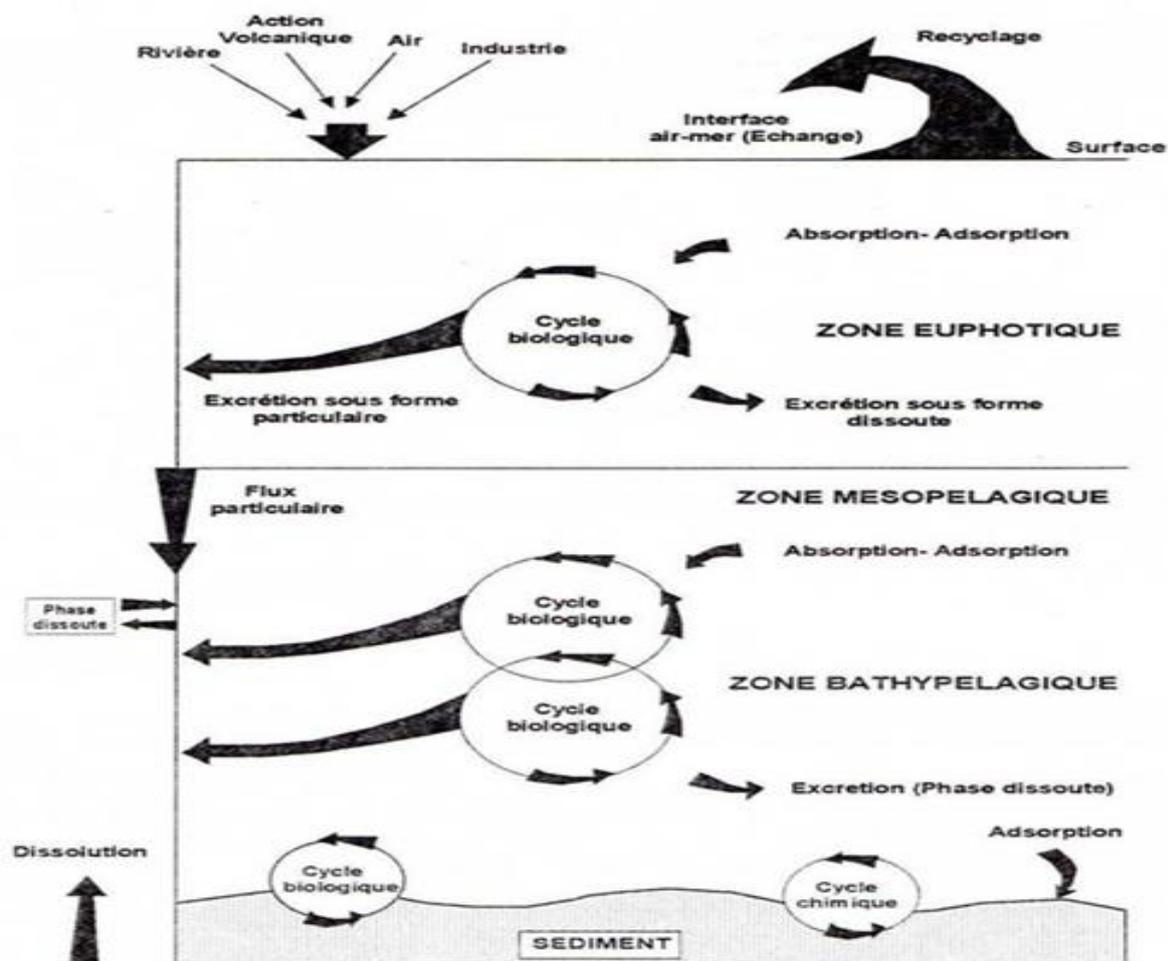


Figure I 5 : Cycle biogéochimique des métaux lourds (PNUE, 1986)

I.13. Propriétés physico-chimiques des métaux étudiés

I.13.1. Les éléments non essentiels (toxiques)

I.13.1.1. Le plomb (Pb)

Le plomb existe sous trois formes essentielles: le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire. Le plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire (Cossa et *al.*, 1993). A peine 10 % du plomb se trouve sous cette forme dans l'océan. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier. Dans les sédiments, le plomb peut être remis en solution par dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle il est associé. Cette solubilisation s'observe également en subsurface par dissolution des oxydes de fer et de manganèse (Cossa et *al.*, 1993 ; Marchand et Kantin, 1997).

I.13.1.2. Le cadmium (Cd)

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique). La distinction entre les trois formes dissoutes, colloïdales et particulaires se fait par filtration et ultrafiltration, dont les seuils sont fixés arbitrairement en fonction de leur taille :

-Les formes dissoutes (< 1 nm) de cet élément en milieu aquatique sont des espèces libres (Cd^{2+}) et formées par des associations (complexation) de cadmium avec des composés (ligands ou complexant) minéraux ou organiques ;

-les formes colloïdales (de 450 à 1 nm) lorsqu'il se fixe à des oxydes de fer, de manganèse, des hydroxydes, des carbonates, des argiles ou de la matière organique colloïdale et ;

-les formes particulaires (> 0,45 μm) se font par intégration du cadmium dans la structure cristalline de minéraux détritiques, par liaison à une fraction d'origine organique (carbonates, restes d'organismes, pelotes fécales), par précipitation avec différentes fractions minérales (carbonates, phosphates, oxydes et hydroxydes de fer ou de manganèse, sulfures) et par adsorption sur des phases de différentes natures (argiles, matière organique, oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse)(Gonzalez *et al.*, 1999 in Casas ; 2005). Le cadmium à l'état élémentaire n'est pas toxique pour les organismes vivants, mais le devient après ionisation en Cd^{2+} .

I.13.2. Eléments essentiels (oligo-éléments)

I.13.2.1. Le Chrome (Cr)

La majeure partie du chrome parvenant à l'océan, provient des fleuves, essentiellement particulaire et insoluble (Chester et Murphy, 1990). Les teneurs en chrome dans les sédiments marins, sont de l'ordre de 60 à 100 $\mu\text{g/g}$, sont similaire à celle de la croûte terrestre, ce qui reflète le caractère lithogénique de cet élément. Le chrome est peu concentré par les organismes vivants, les teneurs sont en générale de l'ordre de $\mu\text{g/g}$ dans le plancton comme chez les invertébrés et les poissons (Chiffouleau, 1994).

I.13.2.2. Le zinc (Zn)

Il est physiologiquement indispensable, activateur d'enzymes. Il est insoluble dans l'eau et les solvants organiques usuels.

Dans les sédiments, le zinc peut exister sous différentes formes, selon (Tessier *et al.*, 1980):

- Associé aux oxydes de fer et du manganèse (39-40%) ;
- Associés au carbonate (21-24%) ;
- Associés à la matière organique.

Le phénomène d'adsorption et de précipitation du zinc est favorisé lors d'une forte présence d'argile et d'oxydes de fer et de manganèse. Dans les couches sédimentaires profondes, caractérisés par des conditions anaérobies, il y a formation de sulfure de zinc (ZnS).

Cet élément montre des affinités à la fois pour les argiles et la matière organique (Maouche, 1987).

I.14. Le cuivre

I.14.1. Propriétés fondamentales

Le cuivre est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments).

L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands **organiques** (ATSDR, 1990; Dameron et Howe, 1998). Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus:

- complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes $-\text{NH}_2$ et $-\text{SH}$, et dans une moindre mesure sur le groupe $-\text{OH}$) ou minéraux,
- adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulières,
- bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}), présence des sels (OH^- , S^{2-} , PO_4^{3-} , CO_3^{2-}),
- échange entre les sédiments et l'eau (ATSDR, 1990; Dameron et Howe, 1998).

L'oxyde cuivreux Cu_2O est insoluble dans l'eau alors que les formes CuSO_4 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$ et CuCl_2 le sont. La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le cuivre particulaire représenterait de 40 à 90 % du cuivre (ATSDR, 1990). Après introduction du cuivre dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures.

I.14.2. Utilisations

Le cuivre existe à l'état natif et est extrait d'une grande variété de minerais. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures CuS et Cu_2S dans la tétrahédrite et l'énargite, et sous forme d'oxydes. Le minerai le plus important est la chalcoppyrite. La teneur en cuivre dans les minerais varie de 0,5 à 5 %. Elle est de 0,01 % dans les roches volcaniques et de 0,0055 % dans les roches cristallines. Le cuivre est principalement produit par broyage de minerais sulfurés, enrichissement par flottation ou par lessivage acide des minerais oxydés suivi d'une fusion et d'un raffinage électrolytique ou thermique.

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages de bronze (avec étain), de laiton (avec zinc) ou de joaillerie (avec or et argent). Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie.

L'acétate de cuivre est utilisé comme catalyseur, notamment dans la fabrication de caoutchouc, comme pigments pour les céramiques et les teintures, comme fongicide et comme insecticide. Le chlorure cuivrique est employé comme catalyseur, agent désodorisant, désulfurant ou purifiant, fixateurs pour la photographie. Il est utilisé pour la production de couleurs dans les compositions

pyrotechniques ou encore pour la conservation du bois et le raffinage des métaux. Aussi, le sulfate de cuivre anhydre est utilisé en analyse pour la détection et l'élimination de traces d'eau provenant des alcools. La forme hydratée est utilisée comme fongicide agricole, bactéricide et herbicides. Il entre dans la composition de la bouillie bordelaise utilisée pour le traitement des vignes.

I.14.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le cuivre est présent dans l'environnement de manière ubiquiste. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 mg.kg^{-1} . Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition. Les principales sources anthropiques sont l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate). Le milieu environnemental le plus exposé au cuivre est le sol: 97 % du cuivre libéré dans l'environnement s'y retrouve contre seulement 3 % dans les eaux et 0,04 % dans l'air (ATSDR, 1990). La contamination des sols est due principalement aux scories d'extraction et de broyage des minerais de cuivre, les boues des usines de traitement des eaux usées, les déchets de la galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier. Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de cuivre. (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement.

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

I.14.4. Propriétés biologiques et toxicité

Le cuivre est un élément essentiel chez l'homme et l'animal. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, la pigmentation (OMS-IPCS, 1998). Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine.

La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48 h pour 50 % des larves d'huîtres plates serait de 1 à $3 \mu\text{g.l}^{-1}$ et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de $4 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Les caractéristiques physico-chimiques du milieu (pH, dureté, teneurs en autres inorganiques) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques. Le cuivre complexé est moins toxique que le cuivre à l'état ionique.

I.15 Le zinc

I.15.1. Propriétés fondamentales

Le zinc est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments); en particulier comme coenzyme. Le zinc existe dans l'eau de mer sous diverses formes: ion hydraté ($Zn(H_2O)_n^{2+}$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et zinc adsorbé sur de la matière solide.

I.15.2. Utilisations

Le zinc est présent dans l'écorce terrestre, souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais, avec une teneur variant de 4 à 20 %. Le minerai principal est la blende, sulfure de zinc (ZnS). Il est produit principalement suivant un procédé hydrométallurgique ou encore pyrométallurgique.

Le zinc est principalement utilisé pour les revêtements de protection des métaux contre la corrosion (galvanoplastie, métallisation, traitement par immersion). Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages légers). Il est utilisé dans la construction immobilière, les équipements pour l'automobile, les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (CASAS, 2005).

I.15.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg.kg⁻¹). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg.kg⁻¹) et les schistes alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses.

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

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

I.15.4. Propriétés biologiques et toxicité

Comme le cuivre, le zinc est un métal essentiel, nécessaire, à la vie d'un grand nombre d'organismes, en quantité généralement faible. Le zinc est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg.jour⁻¹). Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (NAS/NRC, 1989). Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il s'agisse, à de fortes concentrations, sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves.

I.16 Le manganèse

Le manganèse présente des changements de forme (soluble, particulaire et colloïdale), il est plus concentré dans la fraction colloïdale, ce qui implique qu'il a une sédimentation plus lente (**Dojlido et Best, 1993**). Dans les couches oxydées du sédiment, le manganèse se trouve essentiellement sous forme de particules d'oxyde (MnO_2). Dans les couches anoxiques, le MnO_2 devient instable et se réduit en Mn^{+2} (**Dojlido et Best, 1993**).

I.17. Comportement des métaux en relation avec le sédiment

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 particulaire et leur composition chimique. Les sédiments riches en argiles révèlent des concentrations en éléments traces élevées (**Boust et al, 1999**). 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.

L'étude des métaux traces est habituellement portée sur la fraction fine du sédiment en raison de l'affinité des métaux pour les particules fines (argiles, matière organique et oxydes de Fe et de Mn). Mais, selon les recommandations de l'AIEA (2001) concernant la pollution, l'analyse des métaux est réalisée sur la fraction totale du sédiment dans le but d'éviter les risques de contamination et de perte lors du tamisage.

L'accumulation des métaux dans les sédiments est la conséquence directe de la conjonction entre les capacités d'adsorption élevées des minéraux finement dispersés comme les argiles ou les carbonates, et la charge électrique des ions métalliques (généralement cationiques).

II. Présentation de la zone d'étude :

II.1. Caractéristiques Géographiques :

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la cote algérienne. Elle s'inscrit en creux dans la plaine de Mitidja de forme semi-circulaire d'une superficie approximative de l'ordre de 180 Km² délimitée par deux caps, la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'ouest et le cap Matifou (Bordj El-Bahri) à l'est. Elle est limitée au Nord par la mer Méditerranée avec une longitude Est 03°.14'.50 à 03°.00'.40 Ouest et une latitude Nord 36°.49'.35 à 36°.49'.50.Sud par la plaine de Mitidja et la ville d'Alger (figure I.1)

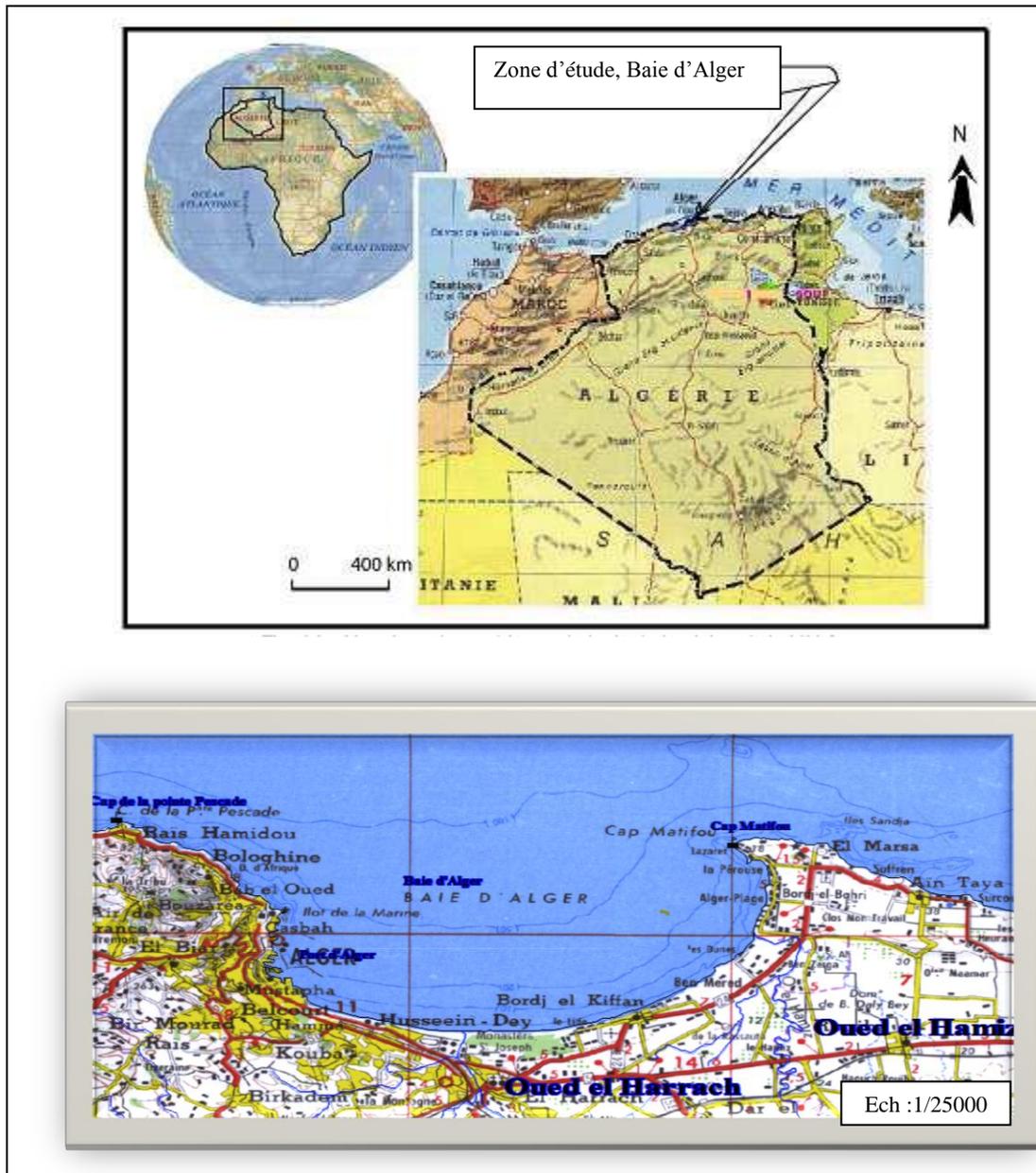


Figure II 1. Situation géographique de la Baie d'Alger (INC).

La morphologie de la côte se conforme à la distribution des unités géologiques continentales. En effet, entre les marges étroites du massif d'Alger et du cap Matifou, le plateau continental se développe pour former la baie d'Alger.

Le plateau s'ouvre au NNE sur 19 Km de la pointe Pescade au cap Matifou et présente un tracé remarquablement régulier. Toujours de la pointe Pescade au cap Matifou, le rivage s'étend sur environ 31 Km dont 22 de côte basse constituées de dunes et de trottoirs à algues construits en dalle comme à l'Est de Bordj El Kiffane (**Maouche, 1987**).

La ville d'Alger est très urbanisée et la majorité des unités sont concentrées dans les zones industrielles, le port d'Alger, Rouiba et Réghaia. Cette zone est principalement contaminée par différentes sources de pollution et soumise à plusieurs types de rejets urbains, industriels et pétroliers.

II.2.Réseau hydrographique

Il définit l'ensemble des cours d'eau naturels permanents ou temporaires participant à l'écoulement dans le bassin versant. Nombreux auteurs ont proposés des classifications des réseaux hydrographiques.

Dans un bassin versant, un chenal peut être défini comme l'inscription permanente dans l'espace d'un écoulement concentré plus au moins permanent. A l'amont de tout chenal, les processus hydrologiques sont aléatoires, spatiaux, c'est-à-dire qu'ils intéressent une surface et non une ligne, dans le chenal ils deviennent linéaires.

La zone d'étude est influencée par la sinuosité de l'Oued El Harrach et Oued el Hamiz.

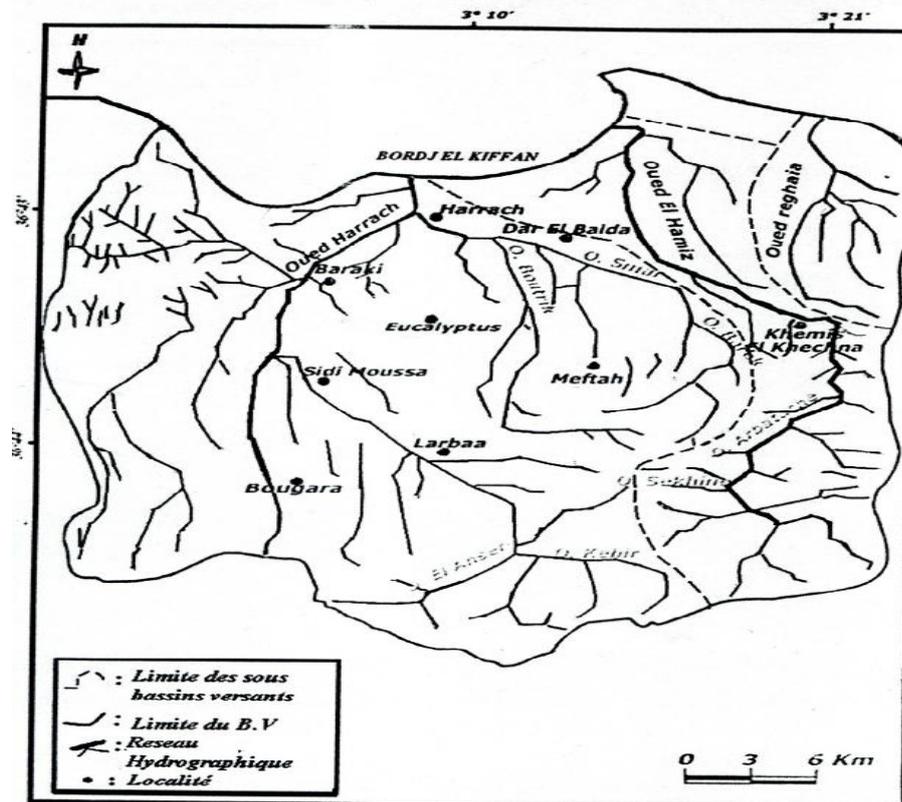


Figure II.2. Réseau hydrographique et limite des sous bassins versants (ANRH).

II.2.1. Bassin versant d'El Harrach

Le bassin versant couvre une superficie 970 km^2 , son débit en période de pluie est de $1000 \text{ m}^3/\text{seconde}$. C'est un bassin difficile d'accès caractérisé par de fortes dénivelées, une végétation peu dense et une pluviométrie importante. A ces facteurs d'érosion s'ajoute le caractère torrentiel de l'oued, qui accentue une forte érosion et un alluvionnement important (ANRH, 1998).

Le bilan des écoulements moyens annuels est de $5.4 \text{ m}^3/\text{s}$. Ce dernier reçoit tous les rejets urbains, industriels et agricoles, qui influent sur la qualité physico-chimique et microbiologique du milieu marin de la baie d'Alger, ainsi il provoque la rupture de l'équilibre du milieu naturel.

II.2.1.1. inventaire des unités industrielles et principaux pollueurs :

Cette zone est caractérisée par une abondante activité industrielle qui se répercute sur la qualité de l'eau de l'Oued El Harrach. On dénombre 3 sous-zones industrielles importantes :

- ✓ La zone industrielle de l'Oued Smar, occupe une superficie de **320 ha**, regroupant **228** unités industrielles.
- ✓ La zone industrielle de Gué de Constantine d'une superficie de **124 ha** rassemblant **32** unités industrielles.
- ✓ La zone industrielle d'El Harrach d'une superficie de **70ha**, avec **47** unités industrielles.

Cependant il existe d'autres zones d'activité industrielle d'importance secondaire situées à Baba Ali, Birtouta, Ouled Chebel, Eucalyptus et Dar el Beida.

Les principaux pollueurs sont :

1. GRANITEX spécialisé dans la fabrication de produits de construction Travaux Publics situé à Oued Smar qui déverse $1 \text{ m}^3/\text{j}$, d'eau de couleur noire.

2. SACAR : implanté aussi à Oued Smar qui oeuvre dans la commercialisation et transformation des cartons, l'eau déversée est de couleur violet.

3. SANDOZ laboratoire spécialisé dans la fabrication de médicaments, installé dans la sous zone industrielle de Oued Smar rejette une eau de couleur noirâtre riche en mercure.

4. Entreprise nationale de fabrication de piles et d'accumulateurs (ENPEC) installée dans la même sous zone, rejette une eau de couleur blanche tantôt claire mais qui contient des quantités importantes de plomb.

Il existe d'autres importants pollueurs dans la sous-zone d'El Harrach mais l'absence de données nous empêche de les citer.

II.2.2. Bassin versant d'el Hamiz :

Oued El Hamiz débouche à l'est de la baie près du cap Matifou. La superficie du bassin versant est de 160 km^2 , son embouchure se situe près du cap Matifou. La présence du barrage El Hamiz en amont réduit considérablement les apports solides venant en mer (LEM, 1998); le débit est régulé par un barrage. L'activité industrielle y est réduite. Il présente une charge polluante peu importante.

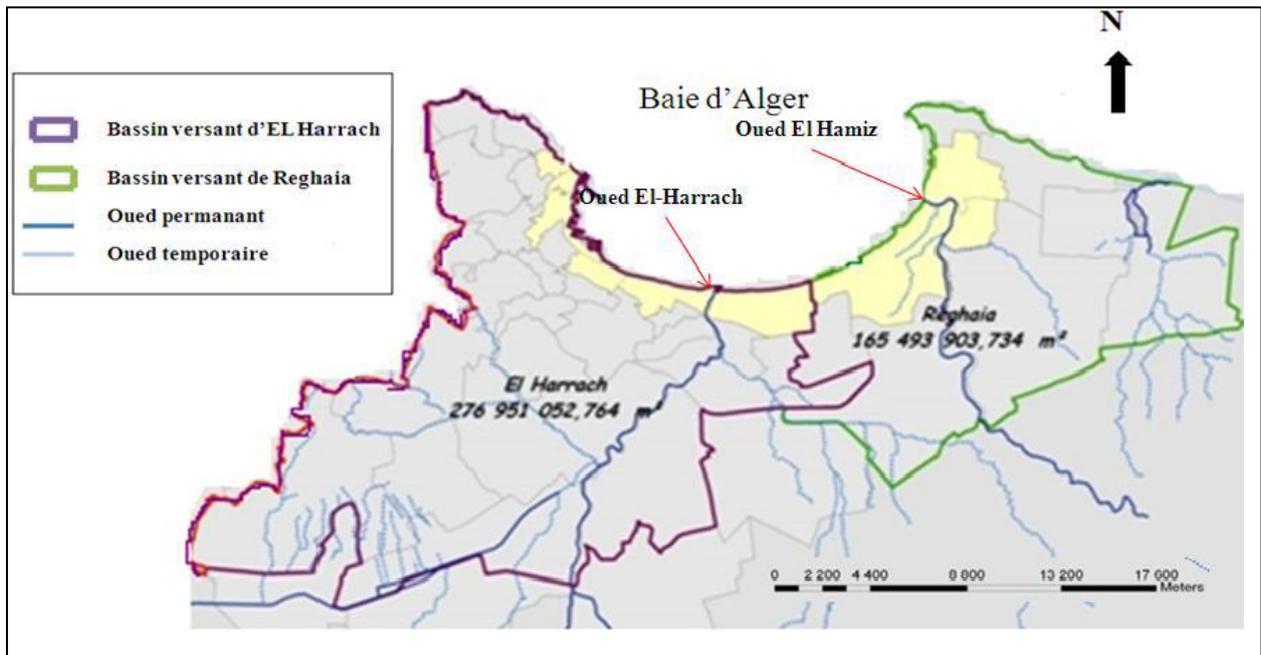


Figure II 3. Réseau hydrographique de la baie d'Alger (Kessouri,2008)

II.3.Principaux points de rejet dans la baie d'Alger

Tout le long de son pourtour et plus particulièrement dans sa partie Ouest, La baie d'Alger reçoit les rejets urbains, industriels et portuaires de l'agglomération algéroise et des communes environnantes (fig. I.3). En effet, le grand Alger forme l'une des plus grandes unités urbaines et industrielles du pays. Celle-ci déverse ses eaux usées urbaines et industrielles directement (émissaires urbains) ou indirectement (oued El-Harrach et le port d'Alger).

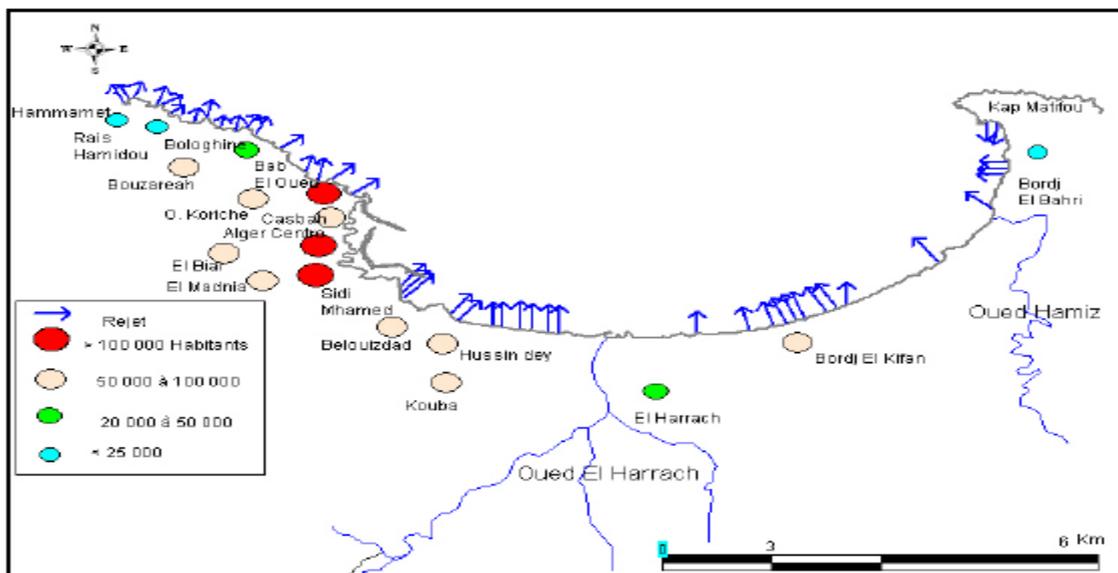


Figure II 4 . Principaux rejets d'eaux usées dans la baie d'Alger .

II.3.1. le port d'Alger

II.3.1.1. Description du port d'Alger.

Le port d'Alger est situé à l'Ouest de la baie d'Alger ayant les coordonnées: 03°02' de longitude Est et 36°50' de latitude Nord. Le port d'Alger couvre un plan d'eau de 179 Ha pouvant recevoir des navires ayant un tirant d'eau de 11m, l'accès au port s'effectue par deux entrées, la passe Nord de

largeur 176m avec une profondeur de 22m, et la passe Sud de 240m de largeur et une profondeur de 16m, comme le montre la figure dessous.



Figure II 5 .Situation du port d'Alger.

II.3.1.2.Ouvrage du port.

Le port est constitué de trois grands bassins avec des profondeurs allant de 7m à 20m

Bassin du Vieux port: communique avec le large par une passe dite passe Nord. Il est délimité par la jetée du vieux Port au Nord et la jetée de Kheir-Eddine à l'Est. Il comporte quatre moles et trois quais le long de 300 m. (Figure II.5)

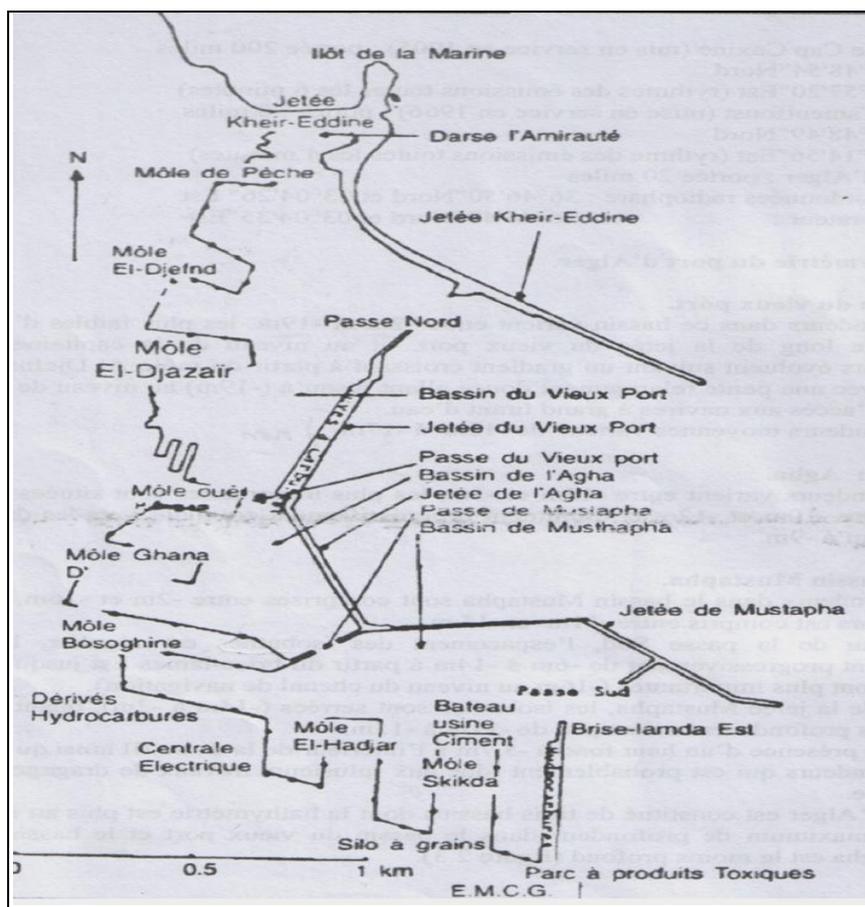


Figure II 6 . Ouvrage du port d'Alger (Rebzeni-Zahaf, 1990).

Bassin de l'Agha: situé entre le bassin de Mustapha et du Vieux Port, il est protégé par la jetée du même nom. Il communique avec le bassin du vieux port par la passe du Vieux port et représente la partie centrale du port avec trois moles (3,4 et 5), il est destiné aux navires marchands avec des entrepôts couverts de quai (2700m de quai).

Bassin de Mustapha: communique avec le large par une passe dite "passe Sud" et avec le bassin de l'Agha par la passe Mustapha; il est délimité par la jetée de Mustapha et le brise lames-Est. Il possède deux moles (6 et 7) ainsi qu'un port pétrolier au quai N°37 et l'implantation d'importantes unités industrielles et aussi une intense activité portuaire.

La longueur totale des jetées est de 4000m avec la jetée Khir-Eddine 1290m, Mustapha 700m, Vieux port 900m, Agha 600m, et Butavano 600m . Les quais occupent un linéaire de 9655m ou sont implantés huit moles avec trente-sept postes.

II.3.1.3. Bathymétrie du port d'Alger

✓ Bassin du vieux port

Les profondeurs dans ce bassin varient entre 2 et 19m les plus faibles d'entre elles sont relevées le long de la jetée du vieux port, et au niveau de la capitainerie 2m. Ces profondeurs évoluent suivant un gradient croissant à partir de la mole Al Djefna et de la mole El Djazair avec une

pente relativement douce allant jusqu'à -19m au niveau du passe Nord, qui sert d'Accès aux navires à grande tirant d'eau.

✓ **Bassin de l'Agha.**

Les profondeurs varient entre -12m et -5m, les plus importantes sont situées à l'intérieur du bassin entre -10 et -12m et diminuent progressivement en allant vers les darses et la jetée Agha jusqu'à -9m.

✓ **Bassin Mustapha.**

Les profondeurs dans le bassin Mustapha sont comprises entre -2m et -16m. L'essentiel des profondeurs est compris entre -11m et -15m.

Au niveau de la passe Sud, l'espacement des isobathes est régulier, les profondeurs augment progressivement de -6m à -14m à partir du brise-lames Est jusqu'à la passe Sud, ou elles sont plus importantes (-16m au niveau du chenal de navigation).

Le long de la jetée Mustapha, les isobathes sont serrées (-14m à -2m), quant à l'intérieur du bassin, les profondeurs varient peu de -11m a-15m.

Le port d'Alger est constitué de trois bassins dont la bathymétrie est plus au moins différente avec un maximum de profondeur dans le bassin du vieux port et le bassin Mustapha. Le bassin Agha est le moins profond (Figure. II.6).

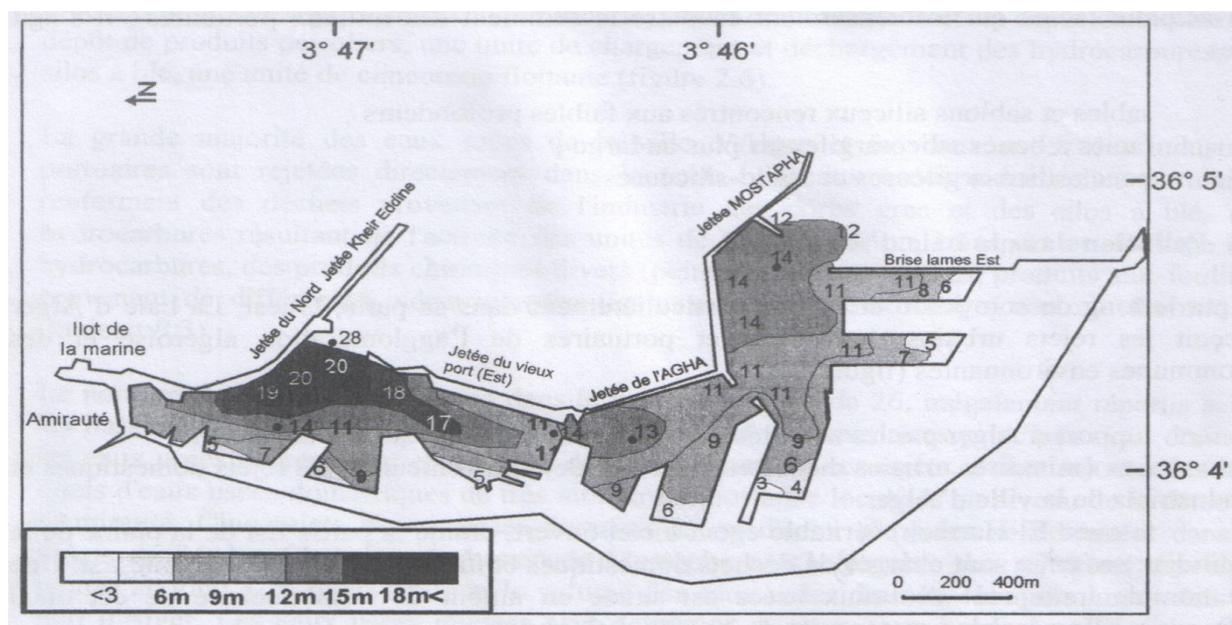


Figure II 7 . Bathymétrie du port d'Alger (Belkessa, 2005).

II.3.2. Pollution dans le port d'Alger

Les ports sont des milieux fermés, constituent un réceptacle naturel des eaux usées des villes et agglomérations côtières attenantes. Les ports de la cote algérienne n'échappent pas à cette règle. Le port d'Alger reçoit une grande partie des eaux usées de la ville d'Alger (figure.II.7). Également les eaux usées découlant des activités portuaires et aussi de la zone industrielle portuaire. Ces apports d'eaux usées génèrent des perturbations en milieu marin, font aussi du port d'Alger un milieu perturbé.

Le port d'Alger est un vaste complexe portuaire en communication avec les eaux de la baie grâce à deux passes, la passe Nord et la passe Sud. Ils permettent une certaine circulation des eaux entre le port et la baie de ce fait un renouvellement régulier des masses d'eaux portuaires.



Figure II 8.Rejets industriels et urbains au niveau du port d'Alger.

Le port d'Alger se compose de trois bassins:

- ✓ Le bassin du vieux port, en relation avec la baie par la passe Nord. Il abrite toutes les activités de pêche et certaines activités commerciales.
- ✓ Le bassin de l'Agha, le plus petit, comporte deux darses. Il est en communication avec les deux bassins, il est à vocation commerciale.
- ✓ Le bassin de Mustapha, le plus vaste dans le port d'Alger se compose de quatre darses. Il communique avec la baie par la passe Sud. Outre les activités spécifiques à un port, le bassin de Mustapha possède un certain nombre d'unités industrielles principalement: une centrale thermique, trois unités de production des corps gras (huilerie, savonneries), unité de production et un dépôt de bitume, un dépôt des produits pétroliers, une unité de chargement et déchargement des hydrocarbures, des silos à blé, une unité de cimenterie flottante.

La grande majorité des eaux usées de la ville d'Alger et les eaux usées des industries portuaires sont rejetées directement dans le port. Les eaux usées industrielles portuaires renferment des déchets provenant de l'industrie des corps gras et des silos à blé, des hydrocarbures résultant de l'activité des unités de transformation, transport et stockage des hydrocarbures, des produits chimiques divers (peinture, métaux lourds, produits anti-fouling) provenant de différentes industries (chantier naval, aires de stockage, centrale thermique).

Le nombre de rejets des eaux usées dans le port d'Alger est de 26, inégalement répartis entre les trois bassins. Le bassin du Vieux port reçoit six émissaires principaux de type unitaire, toute en rajoutant les huit rejets d'eaux usées domestique de très moindre importance localisé au niveau de la darse de l'Amirauté. Cinq rejets d'eaux usées et pluviales se diverses dans le bassin de l'Agha. Le bassin de Mustapha reçoit le nombre maximum des rejets on dénombre quinze au total, ces rejets sont par le volume des eaux usées drainées, les plus importants du port d'Alger.

Les eaux usées industrielles proviennent des savonneries et des huileries (unités des corpsgras) Des industries ou des activités pétrolières (produits raffinés, pétrole brut, goudron, bitume), des aires de stockage (hydrocarbures, bitumes, blé); la centrale thermique rejette dans le milieu portuaire des eaux usées chaudes et chlorées c'est-à-dire de l'eau de mer ayant servie comme eau de refroidissement. Ainsi le bassin de Mustapha est celui ou le volume des eaux usées et la charge polluante de ces eaux sont au maximum.

Le port d'Alger, milieu semi fermé, reçoit des quantités importantes d'eaux usées domestiques et industrielles, estimées entre 500.000 et 700.000 m³/jour. Ces eaux usées sont en général très riches en matières organiques. Le port d'Alger se présente comme un écosystème enrichi artificiellement en matières organiques, d'où une hypertrophisation du milieu.

Cet enrichissement en matière organique dégradables de la colonne d'eau et du sédiment génère des perturbations ayant pour conséquence la modification des facteurs physico-chimiques des masses d'eau, des caractéristiques des sédiments et de l'interface eau-sédiment (PAC, 2006).

II.4. Facteurs climatologiques

II.4.1. Climat

La région d'Alger est régie par un climat méditerranéencaractérisée par une alternance d'une saison sèche et autre pluvieuse, froide et humide.

L'étude climatique (précipitations, régime saisonnier et températures), concerne les données climatiques des sept stations météorologiques (Tableau A, c).

II.4.2. Précipitations

La moyenne annuelle des précipitations enregistré sur la zone d'Alger est de 732,83mm au niveau de l'observatoire de Bouzeréah, 769,63mm à El Biar, 725,90mm à l'Université d'Alger, 738,90mm à Birmouradrais, 772,90mm à Bouzeréah sémaphore, 585,6mm à Alger port et 621,54mm à Dar El Beida .

Le tableau montre des irrégularités des pluies moyennes mensuelles, ou nous remarquons une période pluvieuse s'étalant généralement d'Octobre à Avril, dont le maximum de pluies se situe au mois de Décembre et Novembre. Par ailleurs, la période de faible pluviosité s'étale de Juin jusqu'à Aout avec un minimum enregistré au mois de juillet

II.4.3. Températures

L'analyse des données de l'office national de météorologie (**ONM**) des températures de l'air pendant dix années pour la station de Dar El Beida et pour trois années pour le port d'Alger enregistrent les moyennes mensuelles et annuelles.

La température moyenne maximale (26 à 27°C), pour les deux stations est enregistrée durant la période estivale (Aout), et la température moyenne minimale (11 à 14°C) est relevée au mois de Février.

II.4.4. Vents

Le vent est la composante horizontale du déplacement d'une masse d'air par rapport au sol

Etant données que le port d'Alger se situe au pied du massif de Bouzeréah, les vents de direction Nord-Ouest, Ouest et Sud-Ouest ne l'affecteront pas; quant aux vents de direction Nord, Nord-Est et Est, ils arrivent sans atténuation sur les ouvrages portuaires.

En absence de mesures des vents au niveau du site d'étude, nous avons utilisé les mesures relevées par l'U.S Naval Weather Service(USNWS) au large d'Alger sur la période de 1963 à 1970.

Nous relevons annuellement quatre directions qui dominent: Ouest, Est, Nord-Est et Sud-Ouest

II.5.Facteurs hydrodynamiques

II.5.1. La houle

Etant le facteur le plus important dans la dynamique sédimentaire des petits fonds, sa direction de propagation est liée à celle du vent et de la profondeur, tant que la profondeur est plus grande que la longueur d'onde de la houle. Ainsi la houle de la baie d'Alger suit le régime des vents, qui est un régime saisonnier comme pour le reste de la marge algérienne (**Leclaire,1972**).

En hiver, les houles sont de direction W-NW (300°) et, en été, elles sont de direction N-NE (20°-40). (**Benzohra, 1993; Belkessa et al., 2008; LEM,1998**) Au contact des irrégularités du fond, les houles donnent lieu à des rouleaux qui provoquent la mise en suspension des particules favorisent leur déplacement. Le sens et l'intensité de ce courant sont fonction de l'amplitude, de l'incidence de la houle par rapport à la côte, de la topographie de la plage sous-marine et de la granulométrie des sédiments. (**Millot,1989**) Dans le cas général de houles de petites et moyennes amplitudes, les courants ne sont notables que dans les zones de déferlement et n'affectent donc que le triage des sables et des graviers de la frange littorale "fond -10 m". Ils assurent le transport latéral par dérive littorale et la dispersion. Par contre les houles de fortes amplitudes pourraient agir jusqu'à des fonds de "-40 m à -60 m"

II.5.2. Les courants

La mer Méditerranée est connue par son excès d'évaporation par rapport aux apports fluviaux et aux précipitations, ceci est responsable d'une baisse de niveau de la mer estimée à 1m/an, ce déficit est compensé par un flux entrant (de 31600 Km³/an) d'eau atlantique, par le détroit de Gibraltar. Ces eaux de salinité (S < 36,5 PSU), au fur et à mesure de leur progression vers l'est, elles se «

méditerranisent » le long des côtes algériennes, d'où l'appellation du courant algérien. Les côtes algériennes sont plus ou moins influencées par ce courant, qui agit sur la distribution des facteurs physico-chimiques, nutritifs, biologiques voire sur la dispersion des polluants. La vitesse du courant général des eaux atlantiques de Gibraltar vers l'est reste généralement dans un ordre de grandeur de 0,5 à 1 m/s, au large des côtes algériennes. Ce courant général crée dans la plupart des baies un contre-courant littoral vers l'ouest (LEM, 1998; Benzohra, 1993) - Le courant de retour : correspond à une zone de flot de retour à partir du courant existant au lieu de déferlement de la houle. Ces courants possèdent une vitesse qui dépend de l'énergie de la houle et de la pente de la plage. Ces courants sont responsables de la dispersion d'une partie des sédiments côtiers vers le large. (Figure1.4)

- Les courants de dérive littorale : Lorsque la houle arrive à la côte avec une incidence oblique celle-ci donne naissance à un courant de dérive littorale. La vitesse de ce courant est maximale pour un angle d'incidence de 45 % à 50%. La dérive littorale prend naissance au niveau de la zone de déferlement où l'énergie est maximale (Millot,1987). Cette énergie permet la remise en suspension et le transit des particules sédimentaires le long de la côte.

La dérive générale dans la baie d'Alger engendrée par le courant atlantique (contre- courant atlantique) tourne dans le sens des aiguilles d'une montre avec une vitesse moyenne en surface de l'ordre de 0,3 km/h. A proximité du fond la vitesse de ces courants diminue très rapidement et devient pratiquement négligeable (LEM,1998).

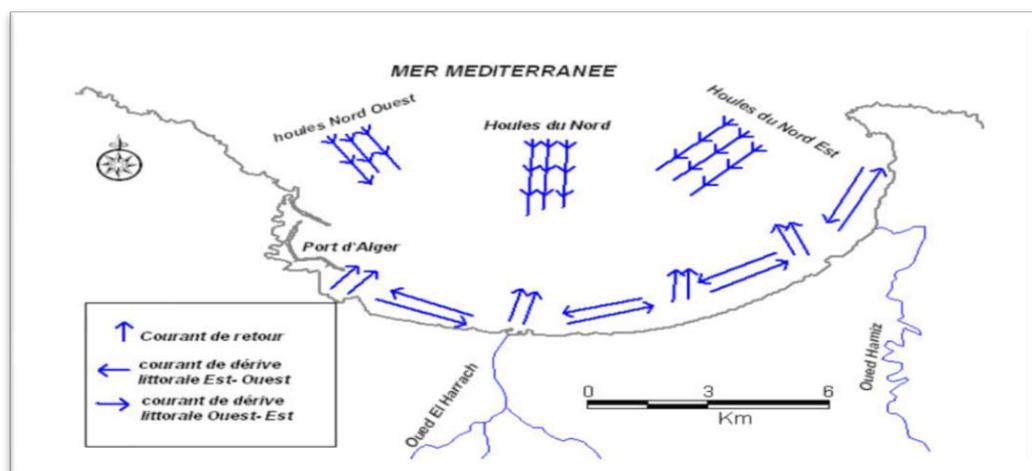


Figure II 9. Bilan des courants de dérive et dynamique sédimentaire dans la baie d'Alger.

(LEM, 1998)

La baie d'Alger a la même circulation que le bassin algérien, ces masses d'eau sont décrites par Chouikhi et al.,(1993) comme suit :

✓ MAW (*Modified Atlantic Water*), ou l'Eau Atlantique Modifiée : elle constitue l'essentiel du courant algérien, qui est défini comme une veine de 30 à 40Km de largeur et de 150 à 200m d'épaisseur, c'est de l'eau océanique qui est modifiée par interaction avec l'atmosphère et le mélange avec les eaux méditerranéennes.

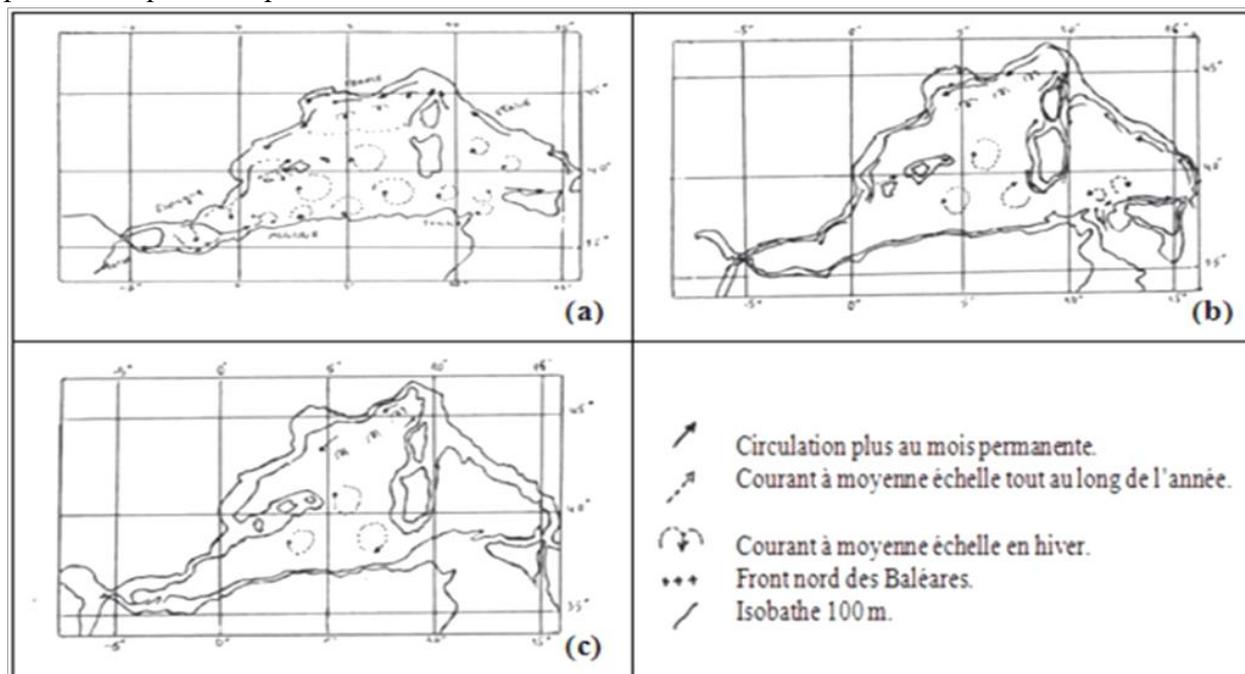
Elle est caractérisée par des températures variables en surface (15 à 23°C), et des salinités variant de 36,5 à 38 PSU. Ce courant circule d'ouest en est ayant des vitesses maximales de l'ordre 80-100 cm/s (**Perkins et al.,1990;Millot & Taupier, 2005**). Ce courant génère des upwellings côtiers plus ou moins intenses près des côtes (**Millot, 1989**).

✓ WIW (*Winter Intermediate Water*), ou l'Eau Hivernale Intermédiaire, formée lors de convections hivernales dans le bassin nord occidental (mer catalane, golfe du Lion), elle se situe entre 150 et 250 m, avec un minimum relatif de température (~ 12,65 à 13,20°C) et une salinité d'environ 38,3 PSU.

✓ LIW (*Levantine Intermediate Water*), ou l'eau Intermédiaire Levantine, formée en Méditerranée, elle se situe sous la WIW entre 250-300 m et 500-600 m est reconnaissable par des maxima relatifs de température potentielle (13,2 à 14° C). Figure (b)

✓ DW (*Winter Mediterranean Deep Water*), ou l'Eau Méditerranéenne Profonde, située sous la LIW, elle est identifiable vers 600-700 m par de faible température variant de 12,75 à 12,90° C et une salinité entre 38,42 et 38,47PSU. Elle se forme au cours d'hivers rigoureux par le mélange de LIW et MAW. Figure (c)

✓ BW (*Bottom Water*), ou Eau de Fond, ayant une épaisseur de quelques centaines de mètres. Episodiquement, elle se situe près du fond. Elle est relativement plus chaude et plus salée que l'eau profonde.



(a): Circulation de l'Eau Atlantique Modifier (MAW).

(b): Circulation de l'Eau Levantine Intermédiaire (LIW).

(c): Circulation de l'Eau Profonde (DW).

Figure II 10. La circulation de l'eau dans le bassin algérien (**Millot, 1989**)

L'hydrologie de la baie est caractéristique des eaux atlantiques dont la circulation varie en fonction du régime des vents. La baie largement ouverte à l'ouest reçoit les eaux océaniques qui s'écouleraient à vitesse moyenne de trois nœuds avec un maximum en décembre et un minimum en juillet-août où les vents d'Est sont dominants.

II.6. Nature du fond marin

A partir de la répartition actuelle des sédiments superficiels de la baie d'Alger établie par **Leclaire (1972)**, **Caulet (1972)** et par **Maouche (1987)**, la distribution peut être résumée en quatre principaux faciès qui se succèdent de la côte vers le large :

- Les sables et sablons calcaréo-siliceux de la frange littorale ;
- Les vases silico-calcaires à silico-argileuses à illite et à quartz ;
- Les sables et graviers calcaires reliques en bordure du plateau ;
- Les boues à foraminifères du talus supérieur.

Entre ces principaux faciès se trouvent des sédiments de transition : vases calcaréo-argileuses ou silico-argileuse. Les formations organogènes localisées et restreintes aux fonds rocheux de la baie semblent en voie de disparition sous les apports terrigènes fins qui recouvrent les zones planes ou déprimées du plateau. En effet, la sédimentation calcaire organogène ne recouvre que 8 % du plateau algérois. Une faible partie de ces faciès est actuelle (les faciès littoraux), l'autre partie comprend des matériaux reliques (les faciès en bordure de plateau).

Sur la partie externe du plateau à proximité du banc de Matifou, entre la bordure littorale du cap et la face interne du banc, les sables et graviers organogènes passent à des sédiments plus vaseux, riches en débris calcaires (de même nature que ceux du banc) et contenant parfois de la glauconie en grains ou en remplissage de foraminifères (**Maouche, 1987**).

Dans les sédiments pélitiques qui recouvrent la baie, les argiles représentent 40 à 50 % des dépôts avec une association illite kaolinite ou l'illite prédomine. Elle est toujours de type ouvert et peut représenter jusqu'à 60 % de l'association (**Leclaire, 1972**).

A partir de la composition globale des dépôts, **Maouche (1987)** distingue, de façon générale, trois types de faciès :

a) **Faciès sableux** : se limitant à la bordure littorale (entre -10 m et -35 m) ; les sables fins étant représentés dans l'ensemble des dépôts pélitiques, les sables moyens à la limite du secteur littoral de la bordure rocheuse occidentale et les sables grossiers prédominants dans le secteur Est, mélangés au faciès pélitique.

b) **Faciès carbonatés** : localisés dans la bordure Ouest jusqu'à -35 et -50 m et à des profondeurs plus importantes à l'Est au droit du cap Matifou.

c) **Faciès pélitiques**: en baie d'Alger, 70 % des dépôts superficiels constituent les faciès vaso-sableux à vaseux. La fraction pélitique représente 10 % des dépôts à 10 m de profondeur, 50 % dès la profondeur de -25 m et 75 à 95 % à la profondeur de -30 m et -50 m, à proximité des oueds

III. Travaux in situ.

III 1. Choix et localisations des stations, prélèvements et échantillonnages

Pour mieux évaluer la variation des paramètres de la pollution de l'eau de mer y compris les descripteurs physico chimiques, nous avons choisi Quinze (15) stations au niveau du port à partir du passe Nord jusqu'au passe Sud, et dix huit (18) stations au niveau de la baie commençant par la Brise lame Est jusqu'à la Pérouse. Ces stations ont été choisies selon les zones qu'on désire évaluer le taux de pollution.

Les prélèvements des échantillons (Eau de mer et Sédiment) ont été effectués lors de la sortie en mer à bord du navire de recherche de l'Ecole Nationale Supérieure des Science de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ex ISMAL) Mohammed Assedik Ben Yahia, équipé d'un échosondeur Furuno type FCV 120 et d'un GPS. Permettant d'avoir la profondeur atteinte et les positions exactes des stations de prélèvement.

La campagne de mesure a eu lieu le 16/03/2011 dans la baie d'Alger ainsi qu'au niveau du Port. la répartition des stations au niveau du port ont été sur l'ensemble des bassins afin de couvrir toute les sources de pollution.

III 2. Prélèvement de l'eau de mer.

L'eau de mer de surface a été prélevée à l'aide d'une bouteille Niskin à l'arrière du navire (à bord du M.S. Benyahia) en arrêt afin de réduire les risques de contamination par le bateau.

Les échantillons destinés à l'analyse des paramètres physico-chimiques (Température, pH, conductivité, salinité, turbidité), indicateurs de pollution (matière en suspension, matière organique, Oxygène dissous). Les sels nutritifs et de la chlorophylle, à chaque station trois flacons doivent être remplis pour :

- L'analyse des sels nutritifs, flacon de 125 ml.
- L'Analyse de la matière en suspension, flacon de 250ml.
- L'Analyse de la chlorophylle, flacon de 250ml

*A noter que tous les flacons destinés pour l'analyse de la chlorophylle doivent être à l'abri de la lumière.

➤ Pour le dosage des hydrocarbures

Les prélèvements de l'eau à la surface sont réalisés grâce à un dispositif d'échantillonnage composé d'une bouteille en verre teintée d'une capacité de 2,5 Litres et d'un support lesté.

Les bouteilles sont refermées avec des bouchons en téflon et pour plus de sécurité avec du papier aluminium. À chaque prélèvement, on doit ajouter 5ml d'hexane et agiter pendant trois minutes.

III 2.1. Conservation des échantillons

A bord du navire, les échantillons de l'eau, dans l'attente d'être traités au laboratoire, sont conservé pour une ultérieure analyse. Un étiquetage précis est élaboré pour toutes les stations étudiées.

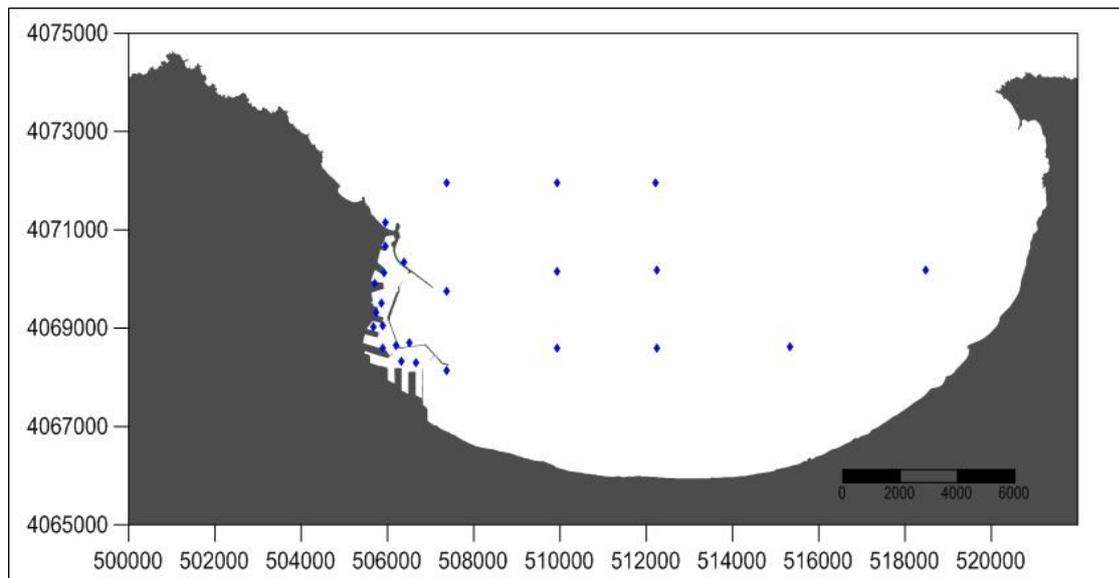


Figure III.3 Positionnement des station de prélèvement dans le port et la baie

Les coordonnées géographiques des images satellitaires des stations sont représentées dans l'annexe1.

III 2.2. Analyses des paramètres

Les analyses doivent être effectuées le plus rapidement possible après le prélèvement afin que les résultats soient représentatifs.

- ◆ Certaines sont effectuées insitu ; à l'aide d'une valise multi paramètres, celle-ci contient un appareil de mesure de la température, du pH, de la salinité, et de la conductivité, c'est illustré dans le tableau suivant :

Tableau III.1. Appareils de mesure insitu

Paramètre	Appareil de mesure	Unité de mesure	précision	photo
Température	appareil électrométrique	°C	$\pm 0,1^{\circ}\text{C}$	
pH	pH-mètre		$\pm 0,05$ unité pH	
Salinité	conductimètre	PSU		
Conductivité	conductimètre	mS/cm		
Turbidité	turbidimètre	NTU		

♦ D'autres sont réalisées au laboratoire :

Une fois arrivés au laboratoire, les échantillons sont soumis à une série d'analyses, à savoir la mesure matière en suspension (MES), la matière organique particulaire (MOP)

III 2.2.1. Mesure de la matière en suspension

Principe : Elle consiste à faire passer l'eau à travers une membrane filtrante, dans le but de retenir les particules dont la taille est supérieure à $0.45\mu\text{m}$.

Mode opératoire

1) conditionnement et préparation des filtres

On a utilisé les filtres Wattman type GF/F.

- ✓ Mettre les filtres de fibre de verre au four à moufle à 450°C (ne pas dépasser 500°C) pendant une heure : Ce traitement, conseillé permet de renforcer la rigidité et la solidité des membranes.
- ✓ Placer chaque filtre sur un support-filtre (papier d'aluminium) ; après les avoir retiré du four à moufles.
- ✓ Déposer les filtres dans leur boîte après les avoir trempés dans de l'eau distillée.
- ✓ Placer les filtres munis de leur boîte dans l'étuve à 70°C pendant 2 heures.
- ✓ Laisser refroidir au dessiccateur une fois retirés de l'étuve.
- ✓ Numéroté les boîtes à filtres (sur le pourtour) de façon indélébile.
- ✓ Peser chaque filtre avec sa nacelle en aluminium.
- ✓ Replacer aussitôt chaque filtre dans sa boîte, à l'abri de la poussière.

2) filtration de l'eau

- ✓ Homogénéiser l'échantillon à analyser.
- ✓ Un volume d'échantillon 250 ml est filtré sur le filtre GFF, (Fig.3.5)



Figure III 3: Filtration de l'eau à bord du navire.



Figure III 5: Dispositif de filtration à bord du navire.



Figure III 4: Creusets en porcelaine.

3) séchage et pesée des filtres

- ✓ Sécher les filtres, refroidir et peser une seconde fois. Son poids est noté **P2**.

Calcul de la teneur en MES selon (Aminot et chaussepied, 1983)

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

P₂ : le poids du filtre après la filtration (mg).

V : volume d'eau de mer filtrée (ml).



Figure III 6 : Dessiccateur

$$\text{MES (mg/l)} = [(P_2 - P_1) / V] \cdot 10^3 \quad \text{..... (III.1)}$$

III 2.2. 2. Mesure de la matière organique particulaire

Principe : selon Aminot et Kerouel (2004), la méthode consiste à brûler les filtres contenant les MES dans un four à moufle.

Mode opératoire :

-Numéroter les creusets de façon indélébile.

-Peser les creusets vides à l'aide d'une balance (**P₁**).

-Plier les filtres contenant les MES et les mettre dans les creusets.

-Mettre les creusets dans un four à moufle à une température de 600°C pendant 2heures.

-Laisser les creusets se refroidir.

-Peser à nouveau les filtres (**P₂**).

La différence de ces deux poids nous donne le poids de la matière organique brûlée (calcinée).

$$\text{MOP (\%)} = \frac{(P_1 - P_2)}{P_1} \times 100 \quad \text{..... (III.2)}$$

Avec,

P₁ : Poids du creuset et du filtre avant séchage.

P_2 : Poids du creuset et du filtre après séchage.

III 3. Prélèvement des sédiments

Le prélèvement du sédiment superficiel a été effectué au moyen d'une benne preneuse de type Van Veen (Fig.III. .) dans des zones à bathymétrie comprise entre 10 et 140 m. la benne est constituée d'acier inoxydable, a un poids d'environ 25 Kg et à une section d'impact de $0,19 \text{ m}^2$. Avant l'envoi de la benne par gravité, les deux bras leviers sont écartés de chaque côté, avec les mâchoires ouvertes. Au contact du fond, le mécanisme de fermeture se déclenche et quand le câble est tiré pour remonter la benne, les mâchoires se referment. Une fois la benne remontée, les échantillons sont récupérés à l'aide d'une spatule en plastique qui est à chaque fois lavée pour éviter toute contamination et en évitant le sédiment en contact avec les parois métalliques de la benne. Ils sont ensuite mis dans des sacs en matière nylon sur lesquels sont inscrites les coordonnées de chaque station, la profondeur, la date et la zone d'étude.

III 3.1. Conservation des échantillons

A bord du navire, les échantillons de sédiments marins superficiels, dans l'attente d'être traités au laboratoire, sont congelés à -18°C . La congélation permet de conserver pour l'essentiel les propriétés chimiques des échantillons, d'éviter une contamination avec le milieu ambiant et les pertes d'éléments volatils tel que le mercure (Charlou et Joanny, 1983).

III.4 Travaux effectués aux laboratoires

III.4.1. Dosage des sels nutritifs

L'analyse des sels nutritifs est faite par la méthode de colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée SKALAR (Auto-analyseur SAN PLUS) (troisième génération), selon les protocoles décrits par le constructeur SKALAR. Le fonctionnement de l'appareil repose sur un principe dynamique simple, celui de l'analyse liquide en flux continu : une veine liquide propulsée continu par une pompe péristaltique dans un circuit analytique spécifique à chaque paramètre analysé. Les réactions chimiques s'effectuent dans cette veine en progression. L'analyse des échantillons est réalisée par séquence, ce qui permet une grande cadence de travail. Cette chaîne de mesure automatisée est totalement pilotée par un microordinateur doté d'un logiciel spécifique. A la fin de l'analyse, ce dernier fournit un fichier numérique contenant les résultats accompagnés de toutes les informations relatives à l'analyse.

III.4.1.1. Principe de dosage

La méthode utilisée pour le dosage des sels nutritifs (ammonium, nitrites, nitrates, ortho phosphates et silicates) est basée sur une réaction de coloration. En effet, ces sels réagissent dans certaines conditions (température, *pH*, présence de catalyseurs,...) avec des réactifs spécifiques pour donner une coloration absorbant la lumière à une certaine longueur d'onde (λ).

L'absorption de l'énergie lumineuse dépend de l'intensité de la coloration, de même, cette dernière est d'autant plus importante que la solution est concentrée en sel dosé.

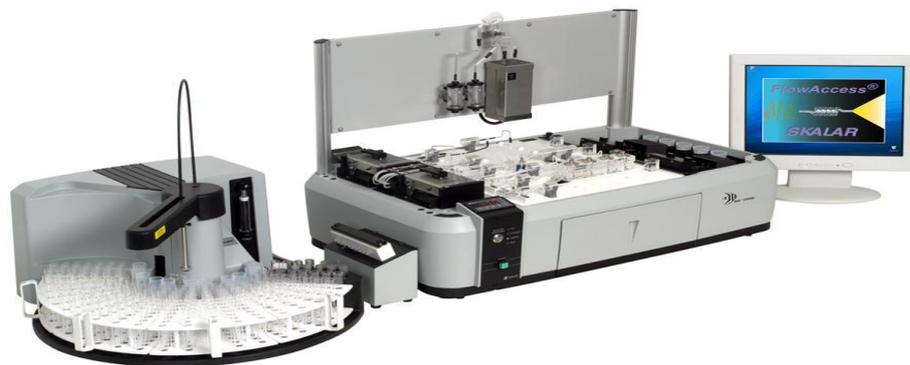


Figure III 7 . Appareil auto analyseur des sels nutritif (**SANPLUS**).

La quantité de lumière absorbée par la solution, appelée absorbance (*A*) ou densité optique (*D.O*), obéit à la loi de BEER-LAMBERT qui est exprimée par la relation suivante :

$$A=D.O= \log (I_0/I) = \epsilon.l.C \dots\dots\dots(III.3)$$

I₀ et **I** : sont respectivement les intensités lumineuses incidente et émergente du milieu absorbant.

ε : le coefficient d'extinction molaire variant en fonction de la température et la longueur d'onde.

l : la longueur du milieu traversé exprimé en cm.

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

A : absorbance de la solution.

D.O : densité optique de la solution.

III.4.1.2. Analyse des sels Nutritifs

A) Dosage des nitrites (NO_2^-)

Les nitrites (NO_2^-) forment un diazoïque par action avec la sulfanilamide en milieu acide $\text{pH} < 2$. Ce composé formera ensuite en présence de N-naphtylethylénediamine un composé azoïque de couleur rose absorbant la lumière à 540 nm (**Benschneider et Robinson, 1952**)

B) Dosage des nitrates (NO_3^-)

La méthode est basée sur la réduction des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-) par le passage de l'échantillon à travers une colonne réductrice de cadmium traité au cuivre (**Wood et al, 1967**). Les nitrites (en réalité $(\text{NO}_2^-) + (\text{NO}_3^-)$ réduits) seront ensuite dosés par colorimétrie selon la méthode précédemment décrite. Il suffira alors d'en déduire la concentration des nitrites déterminés directement (sans passage de l'échantillon sur la colonne réductrice) pour trouver les concentrations des nitrates (**Rodier et al. 1996**).

C) Dosage des orthophosphates (PO_4^{3-})

En présence d'antimoine oxytartrate de potassium à une température de 40° C (bain-marie), les ions orthophosphates (PO_4^{3-}) réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un complexe antimoine phosphomolybdique qui sera réduit par l'acide ascorbique (**Murphy et Riley, 1962**). Cette forme réduite de coloration bleue a un maximum d'absorption à 880 nm.

D) Dosage du silicium dissous

Dans l'eau de mer, le silicium dissous se trouve à 95 % sous forme d'acide orthosilicique ($\text{Si}(\text{OH})_4$) (**Aminot et Chaussepied, 1983**). Cette forme réagit avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe silicomolybdique qui sera réduit par l'acide ascorbique en un composé coloré en bleu absorbant à 810 nm (**Mullin et Riley, 1955**). On y ajoute l'acide oxalique pour éviter les interférences des phosphates.

E) Dosage de l'Azote ammoniacale (NH_4^+)

L'ammonium dissous 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 indophénol. Après oxydation un composé coloré vert est formé. La réaction est catalysée par le nitroprusside de sodium. Le composé formé dans un maximum d'absorption qui se fait à une longueur d'onde de 630 nm.

III.4.1.3 Étalonnage

Cette opération nécessite la préparation d'une solution mère puis une solution fille pour chaque élément à analyser (voir annexe 1).

Les droites d'étalonnage sont établies automatiquement par le logiciel en utilisant les concentrations connues des solutions étalons et leurs hauteurs de pic correspondantes.(figure.III.12)

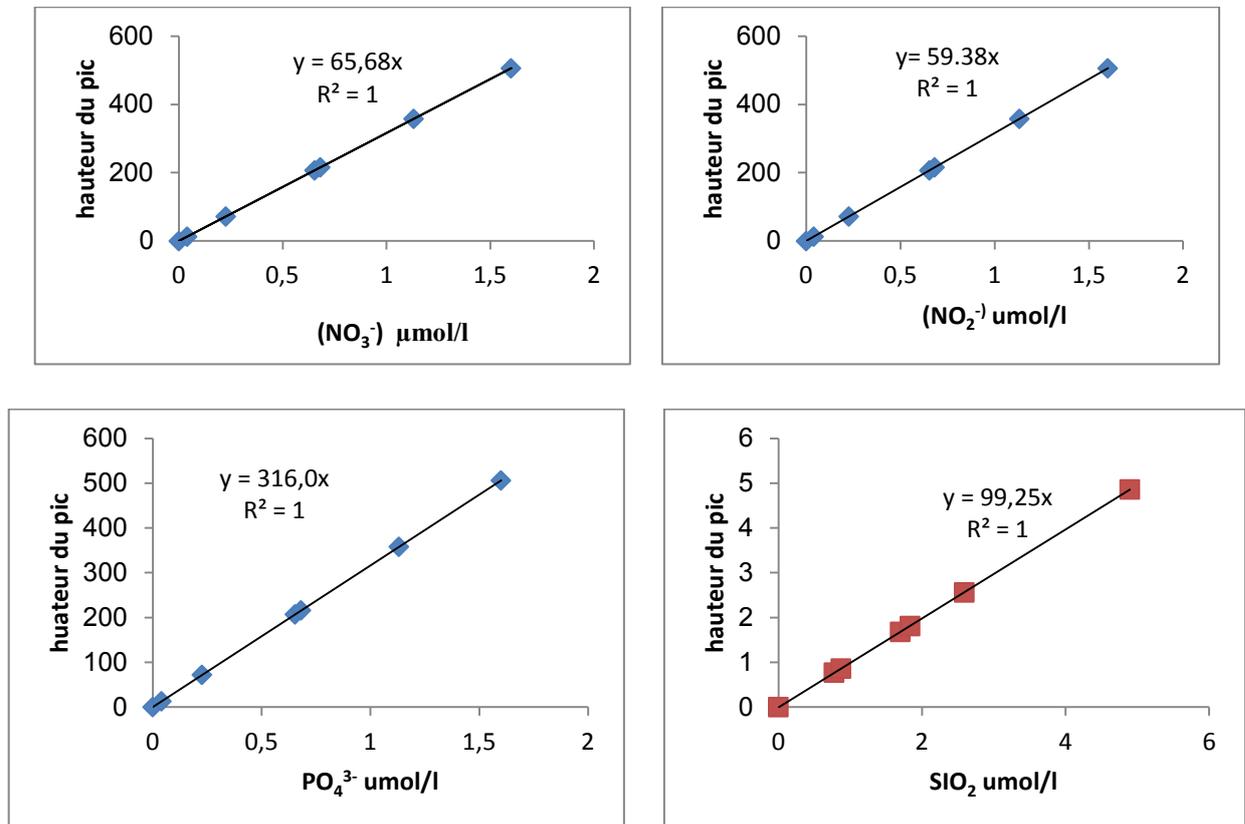


Figure III 8. Courbe d'étalonnage des sels nutritifs lors de la compagne de mesure.

III.4.2. Dosage de la chlorophylle par la spectrofluorimétrie ultraviolette(SFUV)

L'étude de la concentration en chlorophylle *a* du phytoplancton, prise en tant que marqueur de biomasse, est possible avec l'utilisation de la méthode fluorimétrique de **Yenstch Menzel** adapté par **Holm-Hansen et Reimann**, pour l'extraction des pigments à l'aide du méthanol. La sensibilité a été considérablement accrue ainsi que le pouvoir de discrimination entre chlorophylle et phéopigments grâce à l'acidification des extraits (**Lemaire, 2002**).

La fluorimétrie est une technique globale d'évaluation de la pollution organique du milieu marin a été développée. C'est une technique d'analyse de la chlorophylle appliquée par **Levey (1977)** et

préconisé par le **C.I.O** de l'**U.N.E.S.C.O** (1977). Et elle a été décrite par **Raimbault et al** , (1988) **in Raimbault et al. 1992**).

III.4.2.1. Principe de la méthode SFUV

La SFUV mesure l'émission de fluorescence de molécules soumises à un rayonnement d'excitation ultraviolet. La réponse est fonction de la structure moléculaire et s'applique aux molécules possédant des liaisons doubles conjuguées donc à la chlorophylle.

III.4.2.2. Appareillage

- **Dispositif de filtration**

La filtration est effectuée à l'aide d'une pompe à vide de type MILLIPORE en utilisant des filtres à fibre en verre (GF/F, 0,45µm).

- **Tube de mesure**

Pour l'extraction des tubes en verre avec bouchon enveloppés avec du papier aluminium pour empêcher que ces derniers soient exposés directement à la lumière, sont utilisés.

- **Centrifugeuse**

Centrifugeuse HettichZENTRIFUGEN de type EBA 30, avec 12 postes de porte filtre.

- ◆ **Spectrophotomètre fluorescence**

L'appareil utilisé pour la mesure de la chlorophylle est un spectrophotomètre de fluorescence HITACHI, modèle 650S, équipé d'une lampe Xénon qui est la source du rayonnement ultraviolet et des cellules en quartz de 1cm de trajet optique (Figure.III.14).

III.4.2.3. Réactifs

- ✓ Suspension carbonate de magnésium $MgCO_3$ à 1%.
- ✓ Solvant d'extraction : Méthanol exempt d'Acétone pur pour analyse à 99.7%.
- ✓ Solution d'acide chlorhydrique.

III.4.2.4. Mode opératoire

Les échantillons de l'eau de mer (250ml) prélevés sont filtrés sur le filtre en verre Whatman GF/F de 25mm de diamètre, après ajout de quelques gouttes de $MgCO_3$ immédiatement après la filtration, le filtre est plié sur quatre et enrobé dans le papier aluminium qui est préalablement étiqueté ensuite les filtres sont conservés dans un congélateur, après le filtre est placé dans un tube contenant 5 ml de méthanol pur. Le tube est ensuite placé dans un réfrigérateur (5°C) pour une période d'extraction de 30mn. Après l'extraction les tubes sont placés dans la centrifugeuse à 3000 tours /mn, pendant

2mn, après ce délai la fluorescence de l'échantillon est mesurée sur le spectrophotomètre fluorescence dans la cellule en quartz. La technique d'acidification permettant de déterminer la part des phéopigments a été utilisée.

III.4.2.5. Etalonnage

Les experts de COI (1984) recommandent l'utilisation comme étalon de référence la solution de chlorophylle pure. L'étalonnage de ce dernier est fait à l'aide de cinq standards, et un blanc du méthanol. Comme le montre la figure III.9.

III.4.2.5.1. Préparation des standards

Les standards ST1, ST2, ST3, ST4 et ST5 sont préparés à partir de la solution pure du chlorophylle de concentration 100µg/ml. Ils sont obtenus par dissolution de 1 mg de chlorophylle pure dans 10ml de méthanol (tableau.III.2)

Tableau III.2. Concentration des standards avant et après acidification

	IF ₀	IF _a	Concentration (ug/l)
Méthanol	0	0	0
STAD1	0,25	0,1	2
STAD2	0,7	0,35	5
STAD3	1,65	0,6	10
STAD4	2,45	0,85	15
STAD5	3	1,1	20

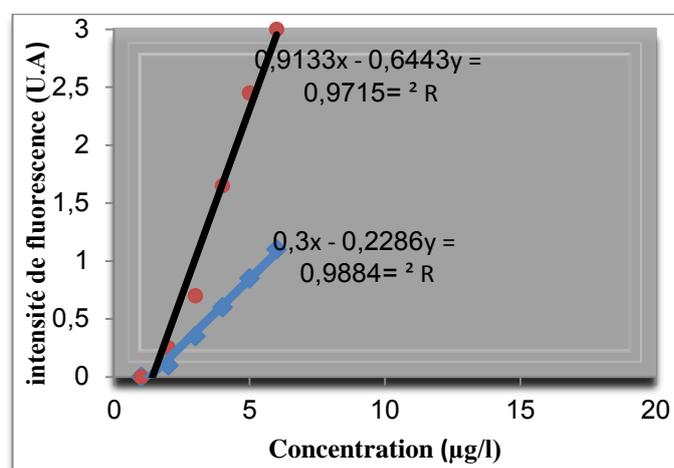


Figure III 9. Droites d'étalonnage de la Chlorophylle à 670nm.

III.4.2.6. Mesure de l'Intensité de fluorescence

Les experts de la COI (1982), ont établi des conditions opératoires pour la mesure de l'intensité de fluorescence des mélanges de pigments présents dans la chlorophylle. Ces conditions disent que la lecture des intensités de fluorescence (IF) exige d'opérer dans la plus forte longueur d'onde suivante :

- ✓ Longueur d'onde d'excitation 450nm.

- ✓ Longueur d'onde d'émission 670nm.
- ✓ Les fentes d'excitation et d'émission sont respectivement fixées à 2 nm et 20 nm.

Après que ces conditions soient établies, on mesure l'Intensité de fluorescence IF₀. On ajoute 10µl d'HCl dans la cellule, on attend 1 min puis on lit l'intensité de fluorescence IF_a.

Les concentrations de chlorophylle sont déterminées à partir de la droite d'étalonnage. L'intensité de la fluorescence est proportionnelle à la concentration de la chlorophylle. Cette relation de proportionnalité est une droite de la forme :

$$IF = a x + b \dots \dots \dots (III.4)$$

Ou ,

IF : Intensité de fluorescence en Unité Arbitraire (U.A).

a : Pente de la droite.

x : Concentration de la chlorophylle dans l'extrait en µg/l.

b : Ordonnée à l'origine.

La méthode apporte une correction pour la présence de phéopigments *a*, laquelle absorbe à une longueur d'onde voisine de la chlorophylle *a*. La mesure fluorimétrique est effectuée avant acidification et après acidification qui transforme toute la chlorophylle *a* en phéopigment *a* laquelle émet de la fluorescence avec moins d'intensité. Cette opération permet de corriger l'interférence des phéopigments sur la chlorophylle *a* et, du même coup de doser la phéopigment *a*.

Les concentrations du pigment phéopigment *a* et chlorophylle *a* sont mesurées selon la relation des concentrations de la chlorophylle *a* sont évaluées d'après les formules de **Lorenzen (1966)**(in **Aminot et Chosse pied, 1983**).

$$[\text{Phéopigment } a](\mu\text{g/l}) = \frac{IF_0 - IF_a}{K_0 - K_a} * \frac{VE}{VF} \dots \dots \dots (III.5)$$

La chlorophylle *a*, elle est calculée d'après la formule suivante qui néglige la présence des phéopigments.

$$[\text{Chlorophylle } a](\mu\text{g/l}) = \frac{IF_0}{K_0} * \frac{VE}{VF} \dots \dots \dots (III.6)$$

IF0 : Intensité de fluorescence avant acidification.

IFa : Intensité de la fluorescence après acidification.

K0 : Coefficient d'étalonnage établie avec la chlorophylle *a* pure avant acidification.

Ka : Coefficient d'étalonnage établie avec la chlorophylle *a* pure après acidification.

VE : le volume d'extraction (VE = 7ml).

VF : le volume de l'échantillon filtré (VF = 250ml).

III.5.1. Le dosage des métaux traces

Le dosage d'éléments métalliques en trace dans le milieu marin nécessite un contrôle rigoureux et permanent des différentes étapes, car il existe des risques de contamination des échantillons du moment de prélèvement qu'à celui de l'analyse finale. Pour cela, un soin particulier a été apporté aux prélèvements et aux méthodes de dosage des métaux (AIEA, 2001).

III.5.1.1. Nettoyage des instruments

Afin d'éviter les contaminations, tout instrument et verrerie utilisés sont minutieusement nettoyés et conditionnés selon le protocole suivant :

- Lavage aux détergents commerciaux ;
- Rinçage à l'eau courante (eau du robinet)
- Rinçage à l'eau bidistillée obtenue sur système Milli Q (Millipore) et ayant une résistivité de 18M ;
- Séchage à l'étuve à 70 °C pour le matériel en verre et en Téflon et à 40°C pour le matériel en polyéthylène (tels que les flacons) et en matière plastique (tels que les sachets) ;
- Rinçage à l'eau acidulée (5%) ou (10%) préparée à partir d'acide nitrique (HNO₃) concentré à 68% pour analyse ;
- Rinçage à l'eau bi distillée ;
- Séchage à l'étuve.

Ces opérations doivent être effectuées impérativement avant chaque utilisation du matériel.

III.5.1.2. Traitement des sédiments

Chaque échantillon de sédiment prélevé et conservé par congélation va subir le traitement suivant (fig.III.14) :

III.5.1.2.1. Lyophilisation

Le principe est la déshydratation des échantillons par sublimation qui s'effectue par la libération de l'eau de l'échantillon en passant de la phase solide à la phase vapeur sans passer par la phase liquide.

Les échantillons du sédiment congelés sont pesés avant de les passer au lyophilisateur de type CHRIST-Beta 1- 8 pendant 48 heures sous vide (10^{-1} mbar) et à très basse température (-50 C° à -60 C°). Le poids de l'échantillon avant la lyophilisation (PF) et après (PS) sont notés à l'aide d'une balance de précision (Denver instrument M-220 ; $e= 0,1\text{ mg}$), à l'exception des échantillons de la carotte CM- II.

Ce moyen de déshydratation est préférable à celui de l'évaporation à l'étuve car dans ce dernier cas l'élévation de la température peut être une source de pertes en métaux les plus volatils en particulier le mercure (Charlou et Joanny, 1983).

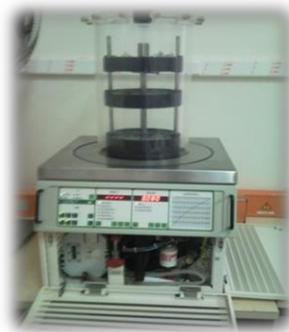


Figure III 10. Lyophilisateur (CHRIST BETTA 1-8).

III.5.1.2.2. Broyage

Les échantillons de sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en agate jusqu'à l'obtention d'une poudre fine. Cette dernière est récupérée dans des piluliers en verre et stockée dans un endroit sec (dessiccateur en présence de gel de silice). Le broyage est effectué d'une manière rigoureuse et en commençant par les échantillons de la baie qui sont moins pollués par rapport à celles du port. Toute en éliminant les débris divers se trouvant dans la matrice (voir annexe).

III.5.1.2.3. Homogénéisation

Pour avoir une répartition homogène des particules de sédiment dans l'échantillon, ce dernier nécessite une opération d'homogénéisation. Cette dernière permet de prélever ainsi une quantité de sédiment représentative de l'échantillon. Homogénéisation du sédiment broyé se fait soit par agitation manuelle ou par un agitateur électrique pendant quelques minutes.

III.5.1.3. Extraction des métaux traces

Les méthodes d'extraction des métaux lourds dans le sédiment sont multiples et regroupées en deux classes : les méthodes d'extraction totale et les méthodes d'extraction sélectives (**Aded ,1981 Charlou et Joanny, 1983 ; El Ghobary, 1983 ; Fernandez, 1984, De Groot et al.,1982**). Pour le cas de la présente étude, une troisième méthode d'extraction est utilisée. Cette dernière permet l'extraction du métal totale adsorbé à la surface des grains par une digestion partielle qui s'effectue généralement avec des acides forts concentrés et des oxydants (HNO_3 , HCl , HClO_4 , KMnO_4) (**Charlou et Joanny, 1983; P.N.U.E/F.A.O./O.M.S.,1989**).

III.5.1.3.1. Principe de la digestion ou de la minéralisation

La digestion consiste à libérer les différents métaux adsorbés à la surface des particules sédimentaires et/ou piégés par la matière organique et les minéraux par extraction et mise en solution.

III.5.1.3.2. Le protocole expérimental

Le protocole décrit est celui adopté par **Charlou et Joanny (1983)** et **U.N.E.P./I.A.E.A.(1985 a et b, 1986a et b)**. Cependant, certaines étapes sont modifiées en fonction des réactifs et du matériel disponible au laboratoire.

Minéralisation à blanc

Avant d'utiliser les godets, on procède à une minéralisation à blanc. On met dans chaque godet 5ml d'eau régale (1volume d'acide nitrique (HNO_3) concentré à 68 % + 3 volumes d'acide chlorhydrique (HCl) concentré à 37%. Puis on ferme hermétiquement les godets et on chauffe sur une plaque chauffante à 120 ° C pendant 2h30mn.

On laisse refroidir les échantillons avant d'ouvrir la soupape de sécurité doucement, puis on ouvre les godets et on rince à l'eau bidistillée et on sèche dans l'étuve.

Minéralisation des échantillons

Selon le protocole décrit par l'**AIEA (1998)**, la minéralisation a lieu sous hotte aspirante dans un godet en téflon. On pèse environ 0.5 g de sédiment lyophilisé. On y ajoute 5 ml d'eau régale (HNO_3 : HCl , 1 :3 V/V) puis on ferme hermétiquement les godets. On laisse les échantillons à température ambiante une nuit, afin d'éviter un début de réaction trop brusque (minéralisation à blanc) puis on les met sur plaque chauffante à 120°C pendant 2h30min. On laisse refroidir les échantillons avant d'ouvrir la soupape de sécurité doucement, puis on ouvre les godets et on transfère les échantillons dans les tubes en polypropylène de 50 ml. On rince les godets avec l'eau distillée au moins 3 fois en récupérant les rinçages des godets et on ajuste jusqu'au trait de jauge de 50 ml avec l'eau distillée.

La solution obtenue doit être agitée. Elle est ensuite conservée au réfrigérateur à + 4°C jusqu'au moment du dosage afin d'éviter toute perte et contamination (**AIEA, 2001**). A chaque série de 12 échantillons nous intégrons un blanc (2 ml d'eau régale).

III.5.1.4. Analyse des métaux traces

La méthode de dosage utilisée est la spectrophotométrie d'absorption atomique (**SAA**).

Spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

Bien qu'en théorie rien ne s'oppose à une absorption d'une lumière convenablement choisie par les atomes, la mise au point d'une méthode de dosage fondée sur ce principe a présenté beaucoup de difficultés et ce n'est qu'en 1955 qu'elle a été réalisée.

La spectrophotométrie d'absorption atomique est une technique d'analyse quantitative, fondée sur le phénomène d'absorption de radiations lumineuses par des atomes libres. Elle est largement appliquée (**Forstner et Salomons, 1980**), simple et très documentée (**AIEA, 2001**), bien adaptée (**Boust, 1981**) et recommandée pour l'analyse des métaux lourds (**Asso, 1982**).

Les éléments métalliques adsorbés sur les sédiments marins sont analysés par SAA selon les protocoles expérimentaux décrits (**AIEA, 2001**). La description de la technique d'analyse et les éléments constitutifs du spectrophotomètre utilisé sont inspirés de HITACHI ,1999 et 2000. Les analyses des métaux traces dans le sédiment ont été réalisées sur un spectrophotomètre d'absorption atomique de marque HITACHI, modèle Z-5000 équipé de four, flamme et correction effet Zeeman.

Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique

Le passage de la forme ionique (métal en solution) à la forme atomique se produit par une source thermique (source d'atomisation). Les atomes ainsi formés passent d'un niveau énergétique fondamental (état initial) à un niveau plus élevé (état excité) traversé par un faisceau de lumière à mesure et d'intensité incidente I_0 . L'absorbance correspond à la différence entre l'intensité incidente (I_0) et l'intensité transmise (I). Cette différence ($I-I_0$) est déterminée par un photomultiplicateur qui lui transforme cette intensité lumineuse en un signal électrique quantifiable.

Loi de Beer– Lambert

L'intensité de l'absorption dépend directement du nombre de particules absorbant la lumière selon la loi de Beer-Lambert. D'après cette dernière, la densité optique d'une solution d'une substance absorbante dans un solvant transparent est proportionnelle à l'épaisseur de la solution traversée et à la concentration des substances absorbante de la solution.

$$I = I_0 \cdot e^{-k \cdot L \cdot C} \dots\dots\dots (III.7)$$

La lecture s'effectue en absorbance (A) ou en densité optique (DO) :

$$A = DO = \log I_0/I = \epsilon \cdot L \cdot C$$

Où ,

I : Intensité de l'énergie lumineuse transmise (émergente).

I_0 : Intensité de l'énergie lumineuse émise (incidente).

ϵ : Coefficient d'absorption atomique (constante).

L : Longueur du trajet optique (constante).

C : Concentration de l'élément absorbant (analyte).

.Appareillage

L'appareil employé pour le dosage des éléments métalliques est un spectrophotomètre HITACHI, modèle Z-5000, type correction de l'absorbance non spécifique (ANS) par utilisation de l'effet Zeeman. Cet appareil est principalement constitué de (HITACHI, 2000):

- Source d'atomisation
- Source de radiation
- Système de miroirs
- Brûleur
- Four à graphite
- Monochromateur
- Détecteur relié à un amplificateur
- Dispositif d'acquisition μ

Source de radiation

La source de radiation est spécifique selon les métaux étudiés. Pour cela nous utilisons une lampe à cathode creuse. Cette dernière, constituée par le métal à analyser, émet sous tension le spectre de l'élément.

La lampe à cathode creuse est actuellement la plus fréquemment adoptée. Sa fabrication est bien maîtrisée et sa durée de vie a sensiblement été améliorée. En effet, elle fournit généralement un service supérieur à 500 heures, dépassant souvent 1000 heures.

Source d'atomisation

Afin de permettre le passage des métaux de la forme ionique à la forme atomique, deux types de sources d'atomisation sont utilisés

➤ Source d'atomisation par flamme :

Aux origines de la spectrophotométrie d'absorption atomique, l'échantillon devait être une solution et le générateur d'atomes une flamme. Ce moyen d'atomisation, selon Pinta (1979) reste très employé. Il présente de nombreuses possibilités telles que :

- L'analyse rapide et de routine pour des concentrations supérieures à quelques dizaines de $\mu\text{g/ml}$ dans le milieu solide et quelques dizaines de ng/ml pour les liquides,
- Des résultats facilement reproductibles,
- Une bonne précision.

La source d'atomisation par flamme a été utilisée pour la détection du chrome (Cr), du manganèse (Mn), du Zinc (Zn), le Cuivre (Cu), le Nickel (Ni) et le fer (Fe). Les métaux sont atomisés par le biais d'un brûleur à flamme, alimenté par le mélange air-acétylène. Au brûleur est couplé un

nébuliseur qui transforme la solution aspirée au moyen d'un capillaire en aérosol, injectable directement dans la flamme (Asso, 1982).

➤ **Source d'atomisation par four à graphite**

L'atomisation s'effectue dans un tube de graphite, avec revêtement pyrolytique interne. L'ensemble est porté à haute température par effet joule programmable en intensité et en durée. Le four est placé sous courant d'azote continu pour éviter l'oxydation trop rapide. Il est refroidi en permanence par une circulation d'eau. Cette méthode, particulièrement adoptée aux dosages des faibles quantités d'échantillon permet de mesurer des faibles concentrations de l'ordre du nano gramme par millilitre (Asso,1982). La source d'atomisation par four à graphite sera utilisée pour la détermination du plomb (Pb), du cadmium (Cd) non effectuée encore.

III.5.2. Etalonnage

III.5.2. 1. Méthodes des standards seuls

Pour tous les métaux étudiés, nous avons utilisé des solutions standards. La calibration du spectrophotomètre est réalisée à partir de quatre solutions (S_0, S_1, S_2, S_3) de concentrations croissantes, seul S_0 est toujours le même.

Les absorbances de ces solutions standards sont mesurées, ce qui permet de tracer la courbe d'étalonnage (absorbance= f(concentration), pour les faibles concentrations, c'est-à-dire pour les faibles absorbances, la courbe est quasi linéaire, donc de la forme :

$$Y = a X + b$$

Où :

Y : Densité optique (DO)

X : Concentration du métal à analyser

a : Pente de la courbe

b : Ordonnée à l'origine

A l'aide de la droite d'étalonnage, nous pouvons déterminer les concentrations inconnues en métaux des échantillons de sédiments marins à analyser

III.5.2.2. Calcul des concentrations des métaux

La concentration du métal dans l'échantillon minéralisé est obtenue à partir de la droite d'étalonnage par une régression linéaire aux moindres carrés.

Calcul du poids corrigé de l'échantillon

Le sédiment après sa lyophilisation piège un certain nombre de particules d'eau dû à la période qui sépare la lyophilisation et l'analyse. Par conséquent, les poids pesés ne sont pas les vrais poids secs, pour cela on passe par le calcul de taux d'humidité afin de pouvoir corriger ces poids et avoir les poids secs réels.

Le calcul se fait par l'application de la formule suivante (AIEA, 2001) :

$$A(\%) = \frac{P2-P1}{P1} \cdot 100 \dots\dots\dots (III.8)$$

Où,

A : Taux d'humidité (%).

P1 : Poids de la coupelle vide + le poids de l'échantillon dans la coupelle (g)

P2 : Poids de l'échantillon dans la coupelle après 24 heures à 105 °C (g).

A la fin, les poids secs corrigés sont obtenus comme suit :

$$Pc(g) = P - \left(\frac{A(\%)}{100} \cdot P\right) \dots\dots\dots (III.9)$$

Où,

Pc : Poids de l'échantillon corrigé (g).

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

A : Taux d'humidité (%).

.Détermination de la concentration au niveau du sédiment

Dans le sédiment la concentration de l'élément métallique est calculée selon la formule suivante : $C = (C_c \times F_d - C_b) \cdot V / P_c \dots\dots\dots (III 10)$

Où

C : Concentration du métal dans la matrice sédimentaire ($\mu\text{g/g}$).

C_c : Concentration du métal présent dans l'analyse ($\mu\text{g/ml}$).

C_b : Concentration du métal dans le blanc de la procédure ($\mu\text{g/ml}$).

V : Volume de la solution finale après minéralisation (50 ml).

P_c : Poids sec corrigé de l'échantillon de sédiments minéralisé (g).

F_d : Facteur de dilution.

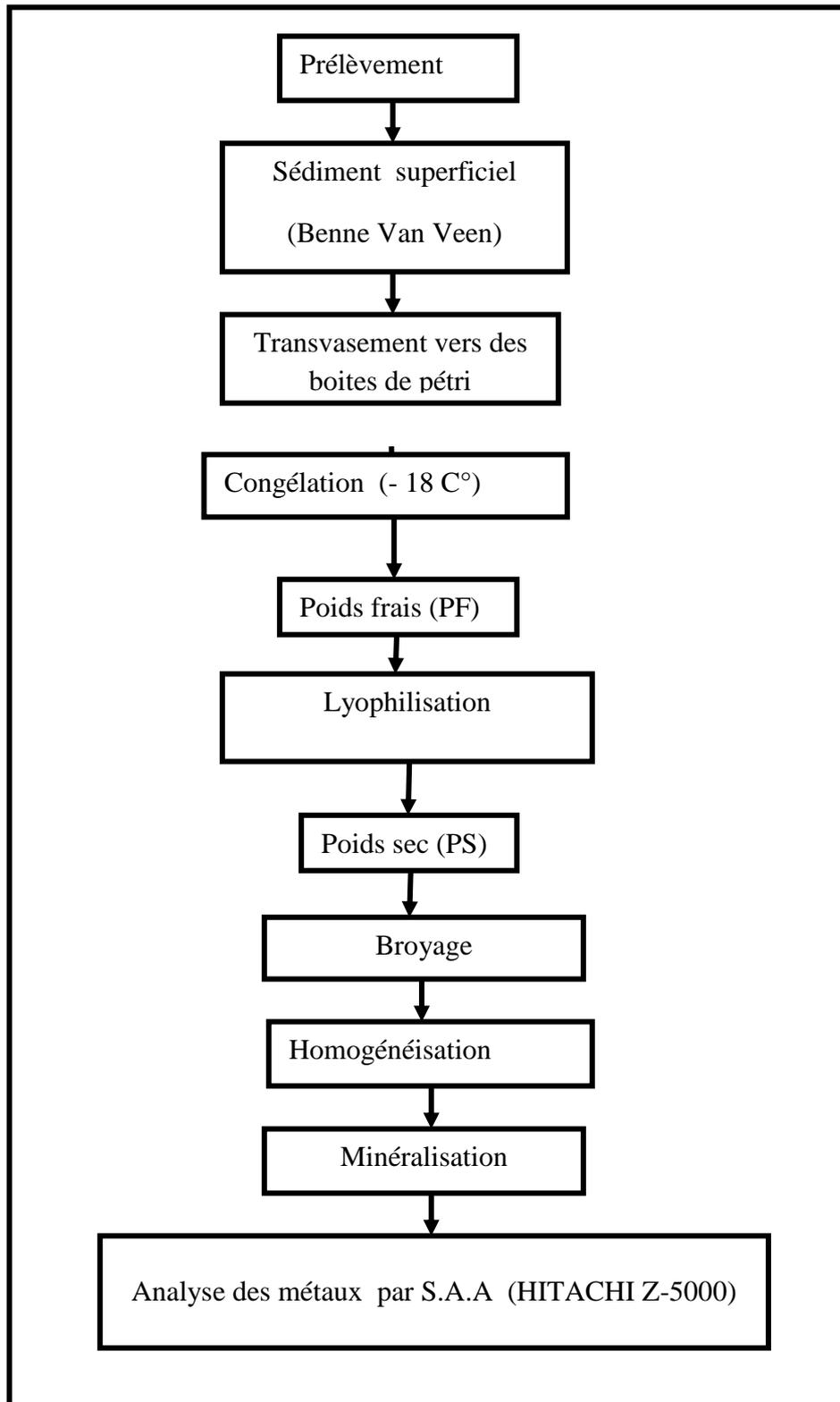


Figure III 11. Descriptive du traitement du sédiment marin superficiel pour l'analyse des métaux lourds.

III.6. Dosage des hydrocarbures

III.6.1.1. Eau de mer

Les prélèvements d'eau de surfaces effectuées, maintenues dans des bouteilles en verres teintés d'une capacité de 2.5l et d'un support lesté pour éviter les risques de contamination les prélèvements sont réalisés à l'arrêt du bateau.

Une fois la bouteille remplis d'eau celle-ci doit être fermé avec des bouchons en téflon plus le papier aluminium.

En rajoute à chaque échantillon d'eau recueilli 50ml de l'hexane in situ et agiter pendant 3mn.

Les échantillons récupérés doivent être conservé au frais et à l'abri de la lumière.

Pour mener à bien l'opération d'analyse, Les échantillons récupérés subissent un prétraitement.

III.6.1.2. Extraction

Immédiatement après le prélèvement, on rejété environ 100ml de la bouteille d'échantillonnage pour ajouter encore 50 ml de l'hexane.

L'hexane est un solvant organique plus léger que l'eau, et au moment de l'agitation ce dernier permet la dispersion du solvant dans l'eau de mer et la formation d'une phase organique non miscible à la phase aqueuse, piégeant ainsi les hydrocarbures présent dans l'eau de mer récupéré.

Après l'ajout de 50ml d'hexane. On procède à une agitation mécanique à l'aide des ampoules à décanter pendant 20 mn environ. A la fin de chaque agitation, on laisse l'eau de mer se décanter pendant 15mn.

Une fois l'eau décantée, et l'apparition de la phase organique. On la récupère dans un erlenmeyer à col rodé ou l'on ajoute du sodium anhydre (Na_2SO_4) pour éliminer toute trace d'eau **Smail et Mazouz,1996**).

III.6.1.3. Concentration

Cette opération consiste à éliminer le solvant d'extraction à l'aide d'un évaporateur rotatif pour éviter l'évaporation des hydrocarbures aromatiques à point d'ébullition bas, donc on concentre nos échantillons jusqu'à un volume de 15ml. Pour minimiser les pertes on maintient le bain marie à une température de 40°C, ils subissent ensuite une deuxième concentration à jet d'Azote jusqu'à un volume de 5 ml.



Figure III 12. Evaporateur rotatif (LABORATA 4000-efficient Heidolph).

Les différentes étapes de prétraitement et de traitement sont récapitulées dans le diagramme suivant :

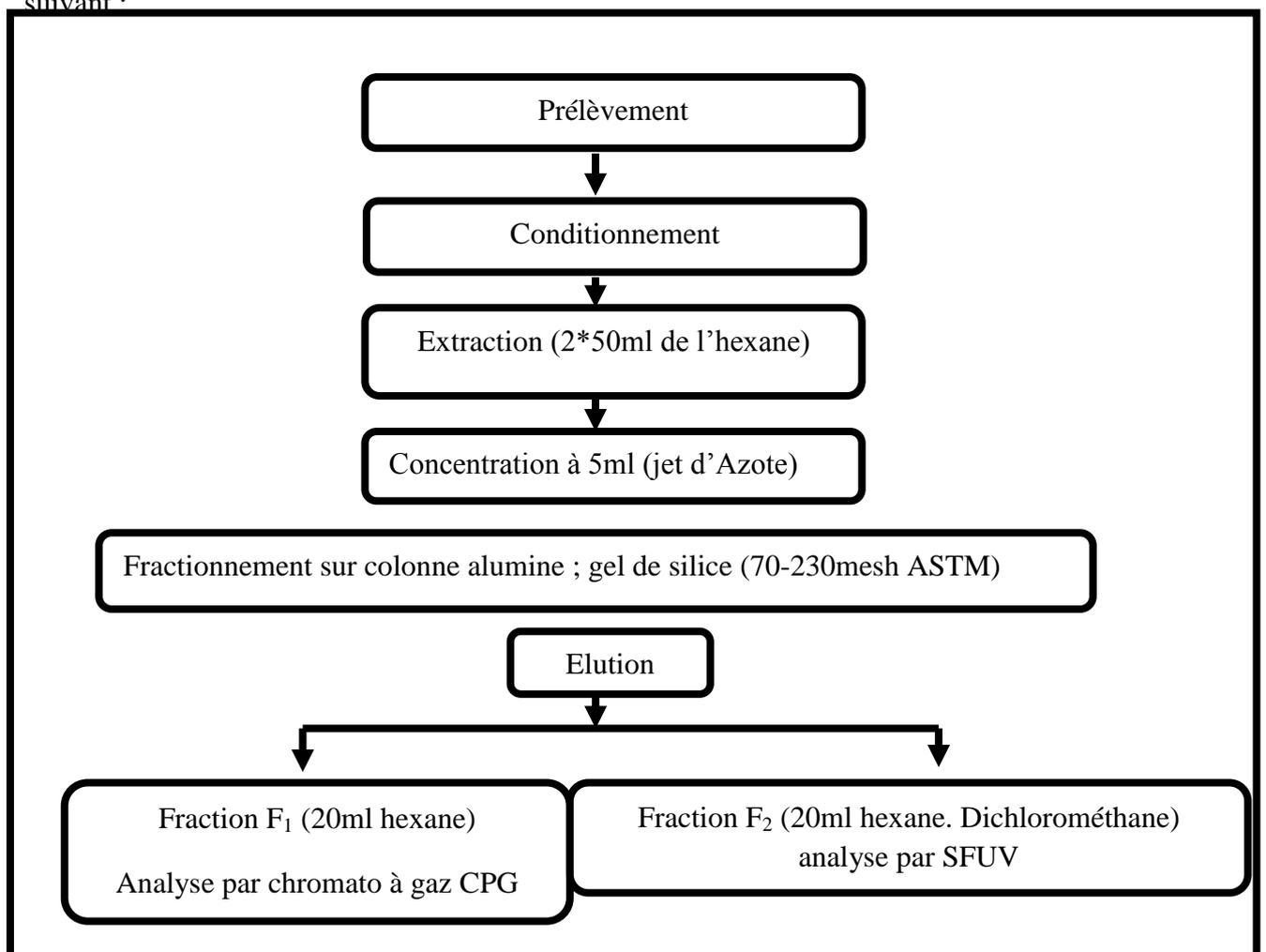


Figure III 13 : Diagramme des étapes de la procédure analytique des hydrocarbures pour l'eau de mer

III.6.1.4. Conditions ambiantes

Pour l'analyse des polluants étudiés, une contamination infime ou une mauvaise conservation peut provoquer la modification des échantillons. De ce fait, les mesures d'hygiène doivent scrupuleusement être respectées.

Pour éviter toute source de contamination, un très grand soin est pris lors de lavage des accessoires de manipulation touchant directement ou indirectement nos échantillons.

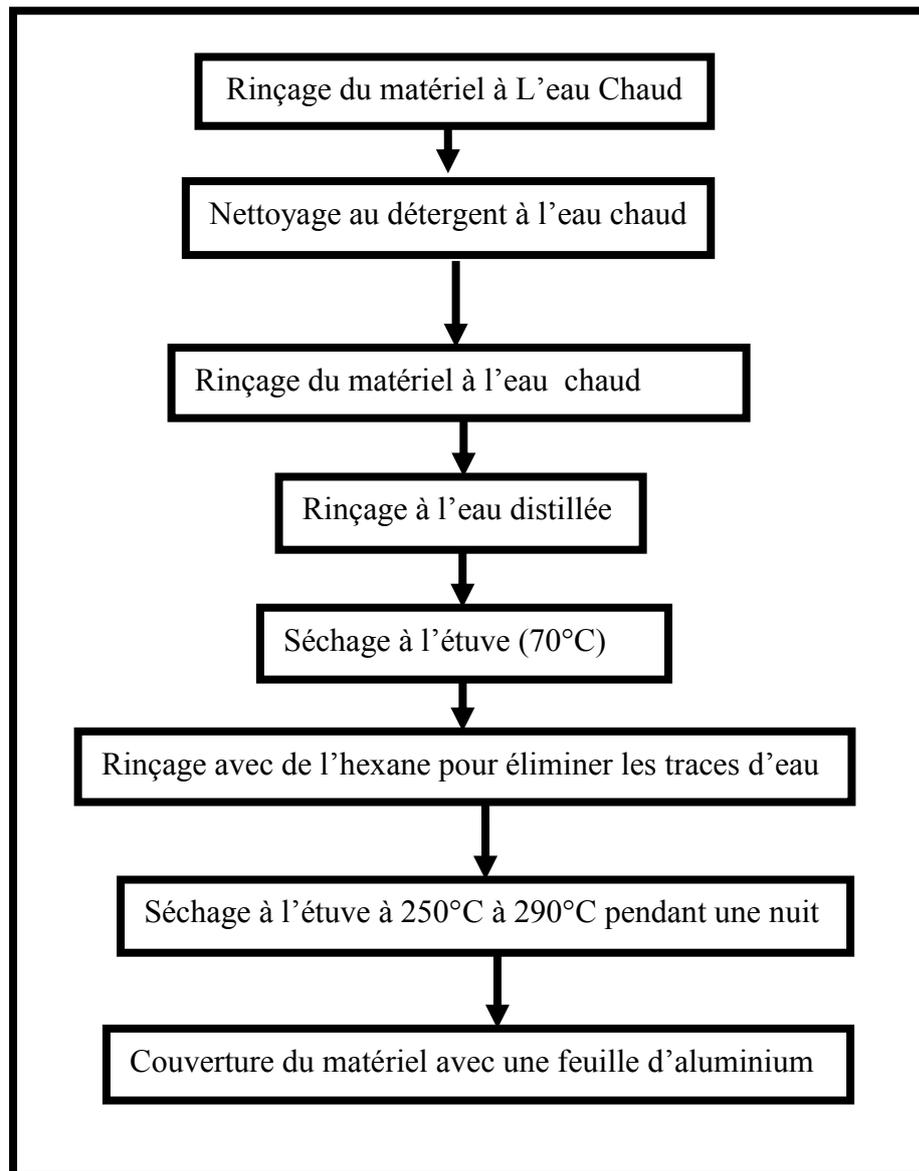


Figure III 14. Processus de nettoyage du matériel destiné à l'analyse des hydrocarbures (UNEP,1995).

Analyse des échantillons

1- La spectrofluorimétrie Ultra -Violet (S.F.U.V)

C'est une technique dite globale d'évaluation de la pollution du milieu marin par les composés organiques. Elle présente un intérêt indéniable comme technique de criblage.

2- Etalonnage

La C.O.I (1984) préconise le chrysène comme principale substance de référence pour le dosage spectroscopique par fluorescence.

3- Préparation des standards:

On prépare une solution mère de chrysène ($C_{18}H_{12}$) à 0,1m/ml et ceci en diluant 1 mg de chrysène dans 10ml d'Hexane.

Les différents standards préparés de cette solution sont dans le tableau qui suit:

N° standards	S1	S2	S3	S4	S5
[C] $\mu\text{g/ml}$	0,2	0,4	0,6	0,8	1
U.A	0,85	1,4	2,15	2,8	5,45

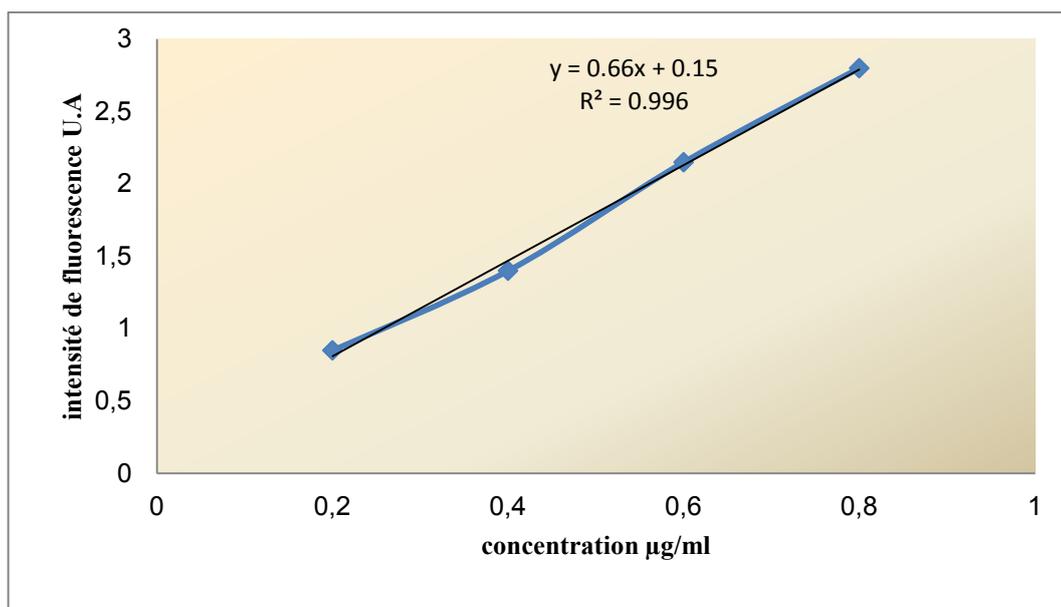


Figure III 15 .Droite d'étalonnage à 360mm

III.7. Historique De La Chromatographie

La chromatographie en phase gazeuse que nous connaissons aujourd'hui découle d'abord des travaux de M.TSWETT qui en 1906 mit au point une technique de séparation de coloration à base de phase mobile liquide, puis en 1941, de MARTIN et SYNGE qui remplacèrent la phase liquide par un gaz. Ces travaux conduisirent leurs auteurs au prix Nobel.

En 1954 apparait le premier détecteur à conductibilité thermique dont le champ

d'activité important élargit énormément l'audience de la chromatographie en phase gazeuse et permet la commercialisation du premier chromatographe vers 1956.

Les premières colonnes, tubes d'acier remplis de phase, connaissent alors une importante évolution vers 1957 grâce à l'apparition des phases greffées sur les parois de la colonne (GOLAY), précurseurs des véritables colonnes capillaires en métal tout d'abord puis en verre. Ces colonnes en silice fondue. Technique apparue en **1979 (R.DANDEAU)** et héritée de la technologie de fabrication des fibres optiques. La silice fondue, revêtue extérieurement d'une couche de type polyamide est rendue flexible et parfaitement adaptable à toutes les manipulations de l'environnement de laboratoire.

Depuis, l'apparition de l'électronique et de l'informatique « embarquée » a permis le développement de microprocesseurs de contrôle des opérations assurant une stabilité de températures exceptionnelle, la régulation électronique des débits /pressions et bien du signal ou le contrôle de l'instrument.

III.7.1 Champs d'application de la chromatographie en phase gazeuse

Bien que considérée par beaucoup comme une technique « mature », la chromatographie en phase gazeuse couvre un champ d'application entrainement important, des gaz permanents hydrocarbures aromatique polycyclique (HPA), en passant par les huiles essentielles ou les triglycérides.

L'utilisation massive des colonnes capillaires rend aujourd'hui possible des analyses d'une efficacité et d'une sensibilité exceptionnelles tout en permettant une augmentation de productivité importante dans les laboratoires (apparition des colonnes de 100 μ de diamètre interne par exemple)

L'intérêt de la chromatographie en analyse est dû, en premier lieu, à la possibilité d'étudier des quantités infimes d'échantillons, de l'ordre du nanogramme.

Elle est rencontrée dans des secteurs aussi variés qui sont :

- L'industrie chimique, l'agro-alimentaire, l'environnement, la pollution et le médical
- La séparation se fait sur des composés à l'état de gaz. C'est la méthode fiable pour l'identification et l'évaluation quantitative des composés d'un mélange complexe.
- Plusieurs études ont été faites sur la CPG notamment Freeman 1981.

III.7.2 .Principe de la chromatographie en phase gazeuse

En principe la CPG est une technique de séparation pour substances volatiles appelées solutés entre deux phases, un gaz (phase mobile) et un liquide (phase fixe) (**Freeman, 1981**) et **Rouessac, 1992**).

L'analyse commence à l'instant où on introduit l'échantillon dans l'injecteur qui le porte à l'état de vapeur dans la colonne, mélangé au gaz vecteur ou gaz porteur (en général, N₂, He ou H₂) qui les entraînent à des vitesses inégales

Le courant gazeux issu de la colonne, trouve un détecteur qui donne un signal enregistré sous forme d'un pic chromatographique.

III.7.3. Eléments de base en chromatographie gazeuse

a) Temps de rétention

Le temps de rétention correspond au temps écoulé entre l'instant où l'échantillon est injecté et celui où le pic correspond à un composé atteint sa valeur maximale à travers le sommet du pic qui est supposé être symétrique.

En pratique, on ne détermine pas le temps de rétention « tr » par chronométrage, mais on mesure « dr » la distance de rétention qui sur le papier enregistreur, sépare le « top » d'injection et l'abscisse du sommet du pic.

. Tr : temps de rétention

. Dr : distance de rétention

. V : vitesse de déroulement du papier (mm/mm).

b) Limites de détection

La limite de détection pour le total des hydrocarbures pétroliers est de l'ordre de $\mu\text{g/g}$ et de 100pg/g pour les différents hydrocarbures (C.O.I 1982).

II.7.4. Le système chromatographique

Le système chromatographique est constitué non seulement du chromatographe en phase gazeuse, cœur de l'ensemble, mais aussi de ses satellites en amont (ligne de gaz et accessoires) ou en aval (système d'acquisition de données).

a) Le chromatographe

Les chromatographes en phase gazeuse actuels deviennent des outils de laboratoires sophistiqués ou comme dans de nombreux domaines de nos jours l'apport de l'électronique et de l'informatique a permis d'introduire des niveaux de fiabilité et de précision jamais atteints ;

Les différents éléments constitutifs d'un chromatographe en phase gazeuse :

- Le gaz vecteur et sa régulation,
- L'injecteur,
- Le four,
- La colonne,
- Les détecteurs,
- Les systèmes d'acquisition de données,

1) Le gaz vecteur et leur pureté

En général on choisira comme gaz vecteur un gaz inerte pour les échantillons, propres et secs et acceptables par le type de détecteur utilisé. On axera le choix du gaz vecteur selon deux critères :

- L'aspect économique : coût du gaz (l'hélium ou l'argon sont plus chers que l'azote).
- Le type de détecteur utilisé (un FID ou un ECD ne nécessiteront pas le même gaz).

2) L'injecteur

En chromatographie en phase gazeuse, il n'existe pas d'injecteur universel : il existe plusieurs dispositifs adaptés aux différents types de colonne utilisées (remplies, mégabores, capillaires), aux besoins exprimés (analyses de trace, concentrations importantes, enrichissement). Idéalement, l'injecteur doit remplir plusieurs fonctions bien caractérisées :

- Prélever un échantillon représentatif dans sa gamme de points d'ébullition sans discrimination.
- Introduire sans le dégrader, l'échantillon dans sa totalité dans la colonne chromatographique, quel que soit l'état de l'échantillon.
- Être utilisable avec tous types de colonnes.
- Être reproductible, simple, automatisable et du coût modéré.

Ceci étant évidemment une situation théorique idéale, la réalité démontre que ces différentes fonctions peuvent être toutes réalisables, mais qu'il est indispensable d'admettre des compromis pour choisir le meilleur injecteur possible pour une situation donnée.

Par exemple :

- Un injecteur pour colonne capillaire avec division permettra l'injection de concentration relativement importante, mais sera plus ou moins discriminant pour les composés volatils.
- Un injecteur pour colonne « on-column » permettra d'injecter la totalité de l'échantillon sur la colonne mais sera limité en termes de volume ou de concentration injectés.
- Les diviseurs d'entrée « Split » : incompatible avec l'analyse des traces. La technique Splitless ou Injection sans division est compatible avec l'analyse des hydrocarbures à l'état de traces. Le mode Splitless est réservé aux échantillons en solution très réduite ; 90% de l'échantillon part dans la colonne sans crainte de discrimination entre les composés lourds et légers.

IV. Interprétation des résultats.

IV.1. Variation des paramètres physico-chimiques et la distribution horizontale.

IV.1.1. La température

Les valeurs des températures enregistrées lors de la campagne de mesure, au niveau du port et la baie sont incluses dans l'intervalle (16,5-18,1) avec une moyenne de 17,06. La valeur maximale est enregistrée à la station B2 d'une valeur de 18,1, tandis que la valeur minimale de l'ordre de 16,5 est enregistrée à la station PA.

Pour toutes les stations, les températures varient très peu et reflète la saison de prélèvement.

Les fluctuations des températures seraient dues probablement à l'influence des facteurs météorologiques et hydrodynamiques que subissent les eaux superficielles. Dans l'ensemble les valeurs sont de niveau saisonnier (Chebli, 1980 ; Chouikhi et al, 1993).

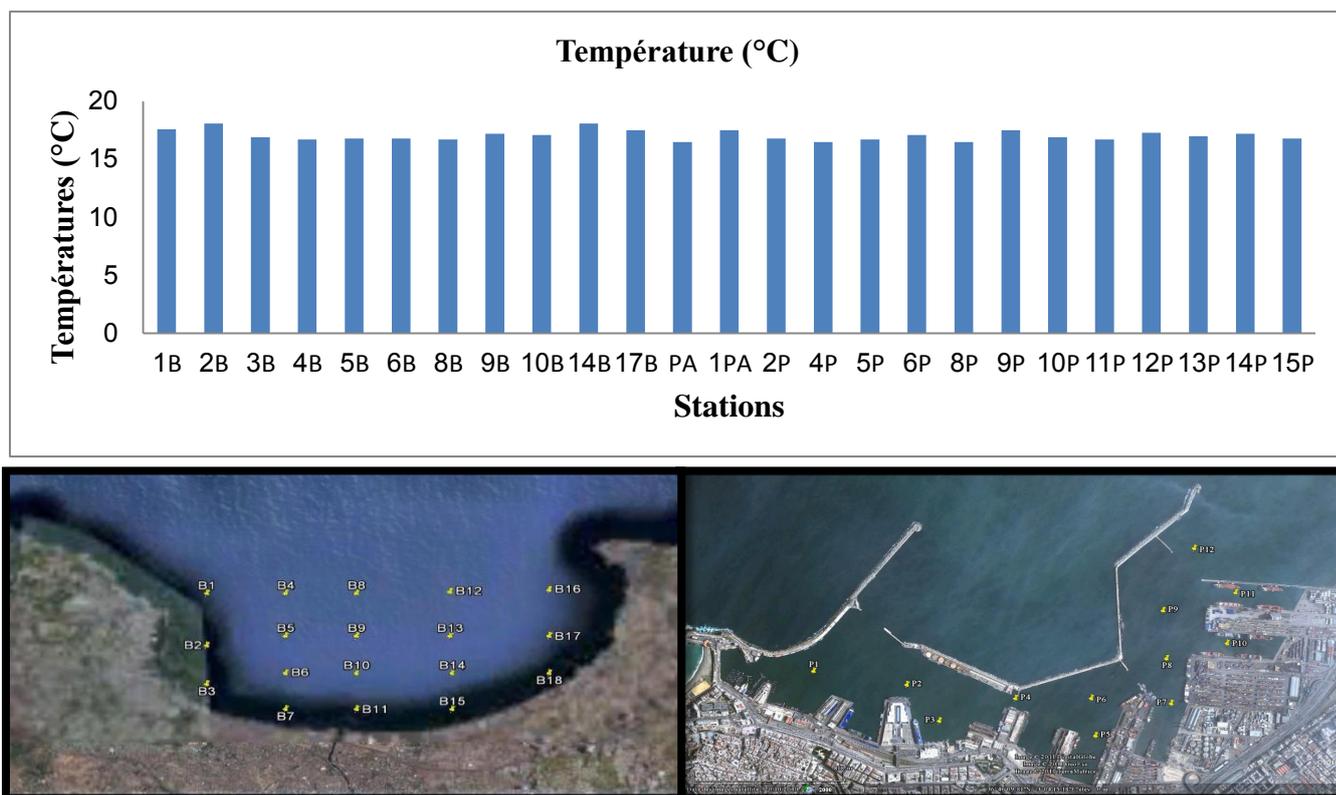


Figure IV 1 . Variation de la température lors de la campagne de mesure.

IV.1.2. Salinité(PSU).

Pendant la campagne de mesure, les mesures de la salinité montrent des variations de la salinité de l'ordre de (0.1-1) PSU entre les stations du port et de (0.1-0.3) PSU entre les stations de la Baie, la valeur minimale enregistrée à la station B14 d'une valeur de 34.7PSU et la valeur maximale est de 36.7PSU enregistré aux stations B4, P2, P4, P5. Avec une moyenne de 36.28PSU.

Le port d'Alger semble toujours baigné par les eaux nettement atlantiques amenées par le courant océanique ; la salinité serait du type atlantique inférieure à 38PSU.

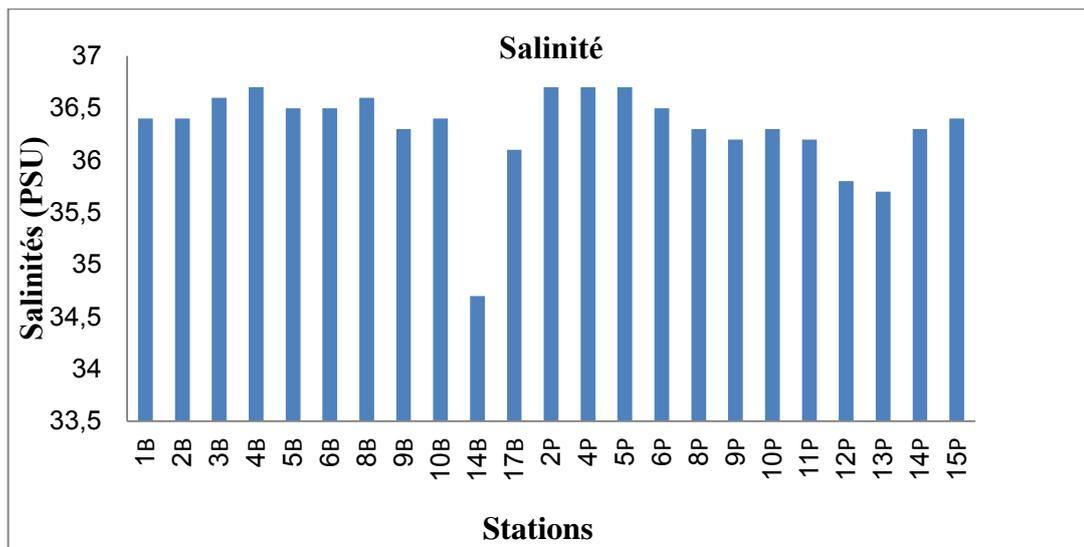


Figure IV 2. Variation de la salinité lors de la campagne de mesure.

IV.1.3. Oxygène dissous (mg/l) et le pourcentage de saturation (%).

Les teneurs en oxygène dissous dans les eaux superficiels du port d'Alger varient entre 6.9 mg/l, et 9 mg/l. par contre les valeurs enregistrées au niveau de la baie varient entre 6.9 mg/l et 8.7 mg/l, la moyenne est de 7.82 mg/l. ces valeurs correspondent aux valeurs de saturation respectivement ; 72%, 92% et 88% avec une moyenne de 80.24%.

La valeur la plus faible est observée aux stations B3 et P15. en revanche les valeurs maximales sont enregistrées aux stations B1 et P9.

Les résultats révèlent des fluctuations assez importantes. Ces variations engendrées de la variabilité des facteurs intervenant dans son cycle (photosynthèse, échange air-mer, mélange des masses d'eau...). Ainsi, la période de prélèvement été caractérisée par un brassage important des masses d'eaux.

En absence d'activité biologique, la concentration d'oxygène dissous tend vers la saturation de l'eau (Aminot *et al.*, 1997) ; qui est en fonction de la température et de la salinité (à pression atmosphérique normale). Ainsi, les valeurs de l'O₂ des eaux du port sont supérieures à 5mg/l et cela

est due à l'import phénomène de brassage des eaux donc à l'échange air-mer et à l'activité photosynthétique.

Les concentrations minimales d'oxygène dissous retrouvées reflètent les fortes teneurs des matières en suspension en surface et des déchets des matières organiques solides et liquides rejetés directement par les unités industrielles et les rejets des oueds.

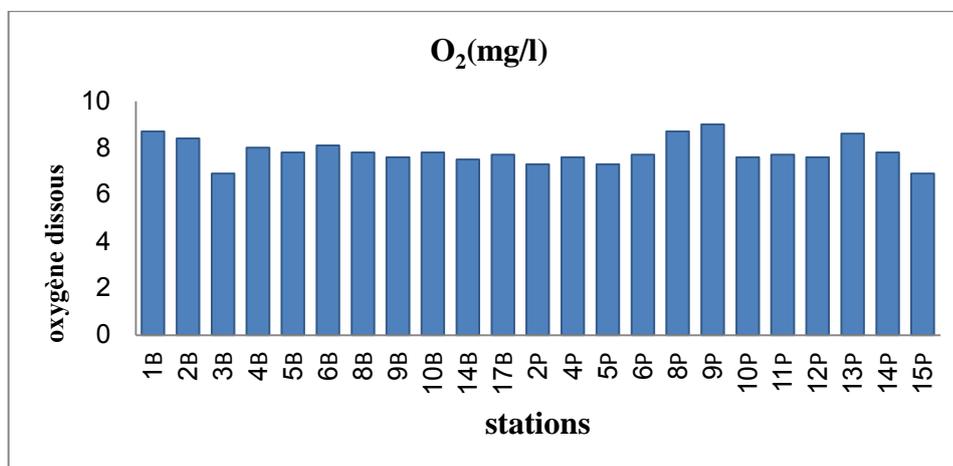


Figure IV 3. Variation de l'oxygène dissous dans le Port et la Baie.

IV.1.4. Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Les valeurs de la conductivité varient entre un maximum de $50,3\mu\text{S}/\text{cm}$ et une valeur minimale de $47,6\mu\text{S}/\text{cm}$ enregistré respectivement aux stations P2, B14. avec une moyenne de $49,67\mu\text{S}/\text{cm}$ et écart type de $0,61$. la salinité correspond à la conductivité, elle mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. Donc la mesure de cette dernière permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau.

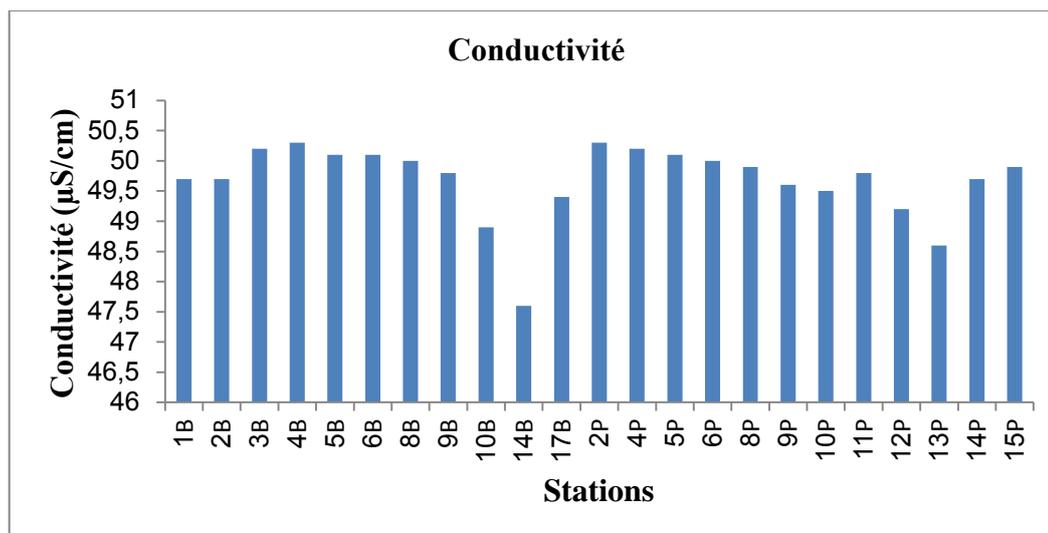


Figure IV 4. Variation de la conductivité dans le Port et la Baie.

IV.1.5. Turbidité NTU.

D'une valeur maximale de 7,25 enregistré à la station P14, et une valeur minimale de 1,1 au niveau de la station B8. La moyenne de 2.3 et un écart type de 1,61. En relation avec la quantité importante des solides présents lors de la campagne de mesure, sur tous à la passe nord et en fonction à la direction du vent.

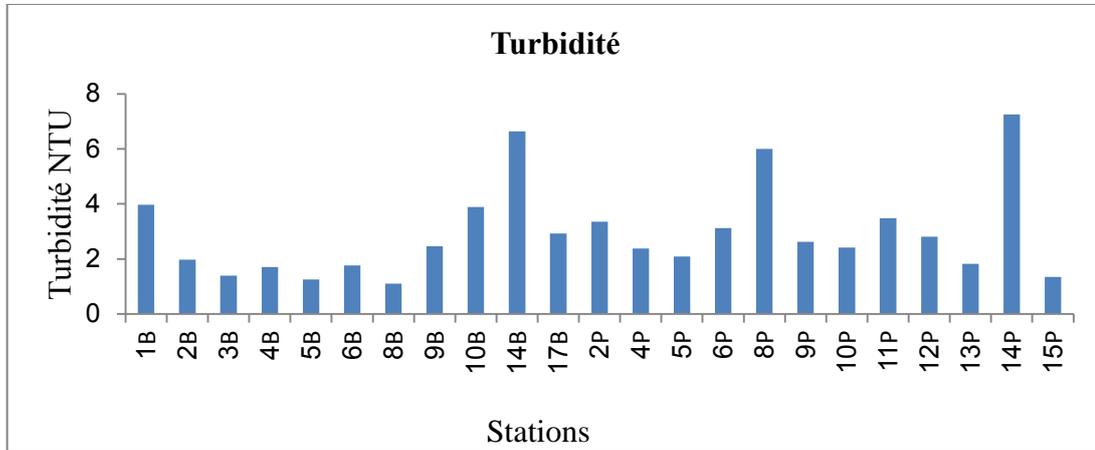


Figure IV 5. Variation de la turbidité dans le Port et la Baie.

IV.1.6. Potentiel d'hydrogène (pH).

Les valeurs du potentiel d'hydrogène enregistré sont comprises entre une valeur maximale de 8,27 à la station B4, le minimum de 7,68 ; avec une moyenne de 8.2.

La limite du potentiel d'hydrogène définit aux normes Algérienne 2006, ne dépassant pas la valeur de 8,5. Les valeurs du pH se situent dans la gamme d'activité des micro-organismes et favorisent aisément un traitement biologique, la variation entre les stations est faible mise à part la station B2.

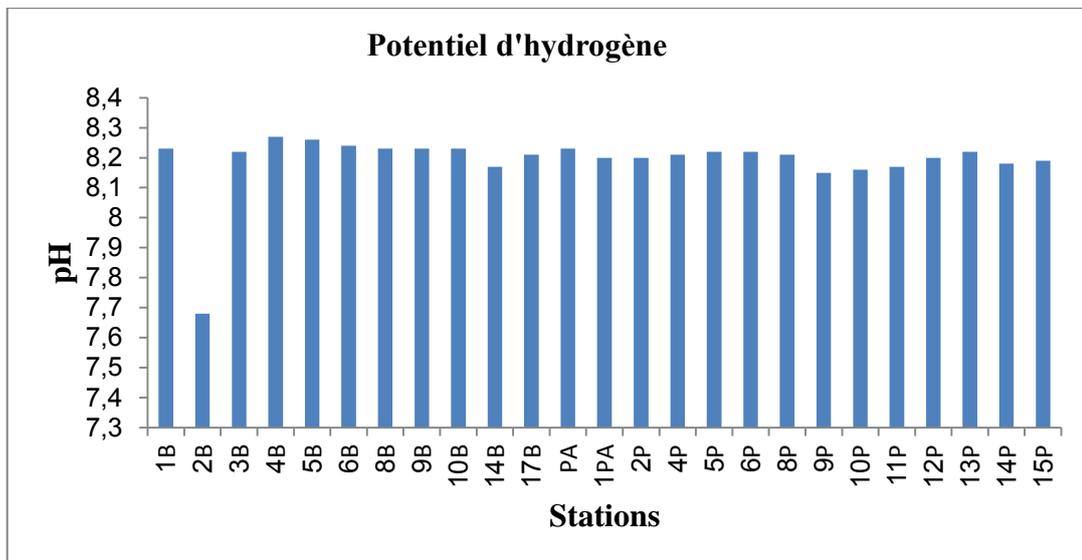


Figure IV6. Variation du potentiel d'hydrogène dans le Port et la Baie.

IV.2. Matière en suspension.

Les valeurs enregistrées lors de la campagne de mesure pour les matières en suspension montrent des valeurs plus ou moins rapprochées, la valeur maximale obtenue dans la station P10 de l'ordre de 335,96 (mg/l) ; la valeur minimale est de l'ordre de 88,89 (mg/l) observé au niveau de la station B10. La moyenne des valeurs est de 117,06 (mg/l).

Ces teneurs obtenues sont influencées par beaucoup de paramètres, et essentiellement l'état de la mer le jour de mesure (calme ou agitée), les courants, l'oxygène dissous, la sédimentation qui est soumise à l'effet de l'agitation. Le port qui est caractérisé par une forte circulation et reçoit les rejets directement des déchets enregistre les plus grandes valeurs, en fonction du type de bassin, tandis que les valeurs de la Baie sont presque similaires.

Les teneurs excessives de la matière en suspension influent sur la transparence de l'eau de mer et cela induit à une mauvaise production photosynthétique, mais elle peut être comme une source de nourriture pour la faune si celle-ci ne dépasse pas les normes.

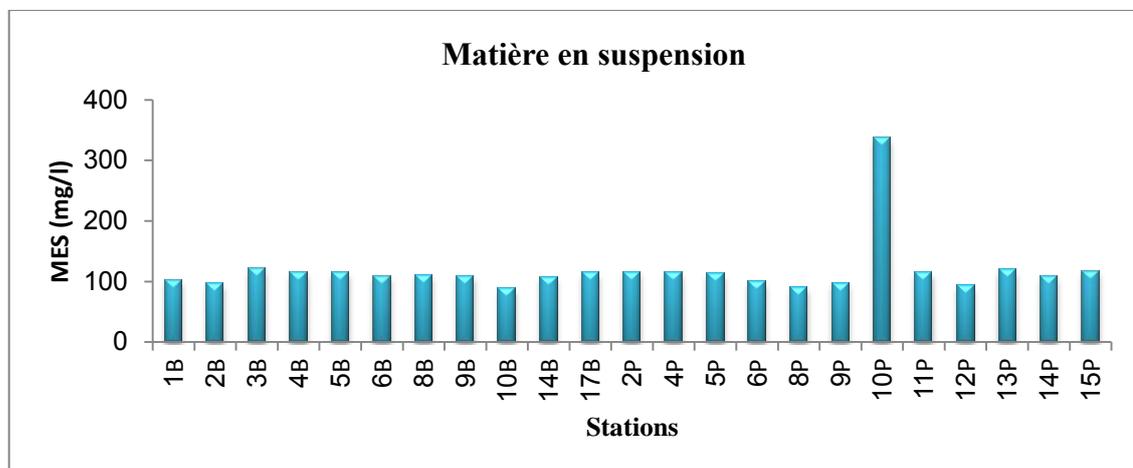


Figure IV 7. Variation de la matière en suspension dans le Port et la Baie.

IV.3.1. Matière organique particulaire (MOP).

La sélection des dix stations pour la mesure de la matière organique particulaire, nous a montré que ces dernières suivent celles de la matière en suspension, les valeurs varient entre 332,35 (mg/l) et 85,51 (mg/l), avec une moyenne de 124,96 (mg/l). Ces valeurs correspondent respectivement aux stations P10 et P8.

IV.3.2. Matière inorganique particulaire (MIP).

La matière inorganique mesurée au niveau du Port d'Alger et la Baie, montre une valeur maximale de 10 (mg/l) à la station P14, et une valeur minimale de l'ordre de 3,61 (mg/l) au niveau de la station P10. La moyenne et l'écart type sont respectivement 7,35 (mg/l) et 2,01.

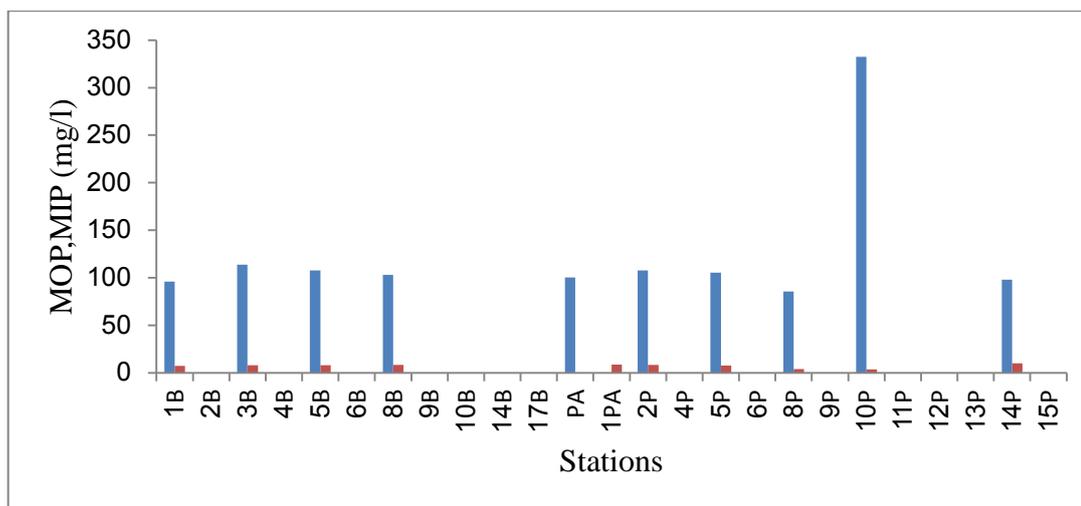


Figure IV 8. Variation de la matière organique et inorganique particulaire dans le Port et la Baie.

IV.4. La chlorophylle.

IV.4.1. La chlorophylle a.

Les valeurs de la chlorophylle *a* varient entre 0,02 µg/l et 0,2 µg/l, respectivement aux stations B17, P15 avec une moyenne de 0,06 µg/l et un écart type de 0,04 lors de la campagne de mesure (tableau A.4).

IV.4.2. Les phéopigments.

Les valeurs des phéopigments qu'on a eus après acidification des extraits de la chlorophylle se situent entre un maximum de 0,13 µg/l dans la station P4 et un minimum de 0,01 µg/l dans la station B17. La moyenne est de 0,04 µg/l et 0,03 comme valeur de l'écart type.

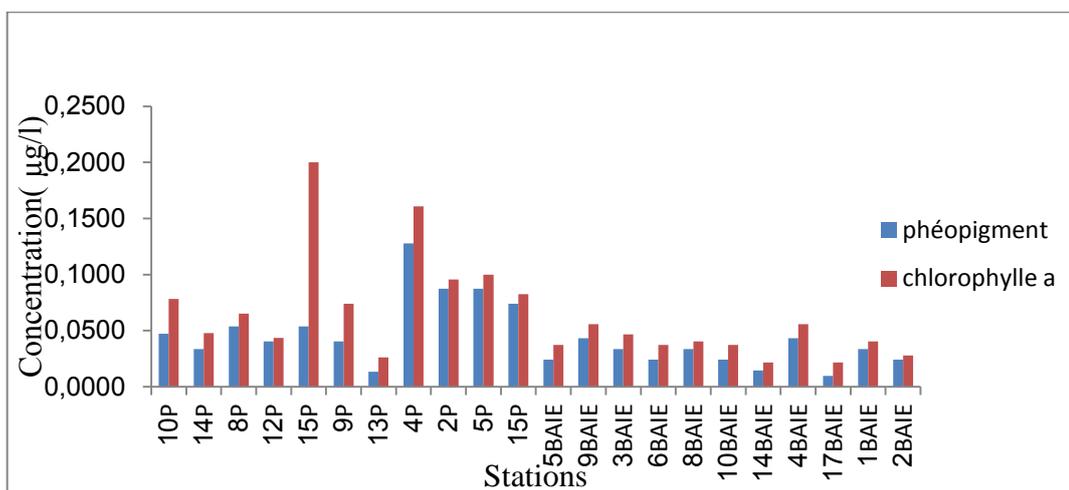


Figure IV 9. Variation de la chlorophylle *a* et les phéopigments dans le Port et la Baie.

IV.5. Variation des sels nutritifs.

Les données acquises des sels nutritifs lors de la campagne de mesure sont récapitulées dans le tableau A.3.

IV.5.1. Variation des nitrates (NO_3^-).

les valeurs de la concentration des nitrates dans les eaux du port d'Alger varient entre $0,35\mu\text{mol/l}$ et $0,06\mu\text{mol/l}$. ils sont respectivement liées aux stations P13 et PA, par contre les concentrations des nitrates au niveau de la Baie varient entre un maximum enregistré à la station B8 d'une valeur $0,1\mu\text{mol/l}$ et un minimum de $0,02\mu\text{mol/l}$ dans la station B3. La moyenne du total des concentrations est de $0,13\mu\text{mol/l}$.

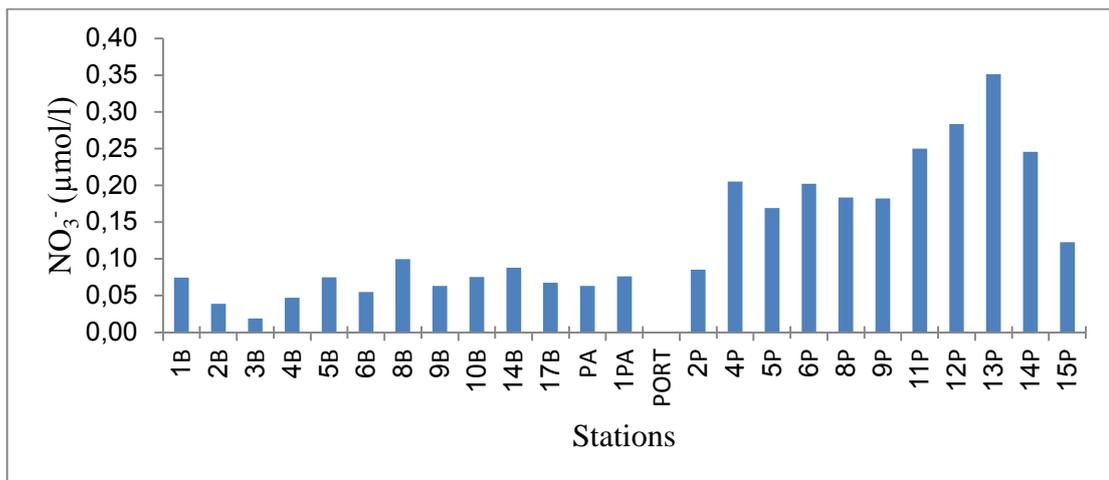


Figure IV 10. Variation des nitrates dans le Port et la Baie.

IV.5.2. Variation des nitrites (NO_2^-).

Pendant le mois de mars, les teneurs des nitrates sont comprises entre un maximum de $0,49\mu\text{mol/l}$ dans la station P15 et un minimum de $0,13\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station B17. la moyenne des valeurs est de $0,27\mu\text{mol/l}$ et un écart type de $0,11$. Les valeurs de la concentration des nitrates dans le Port sont très élevées par rapport à celles de la Baie.

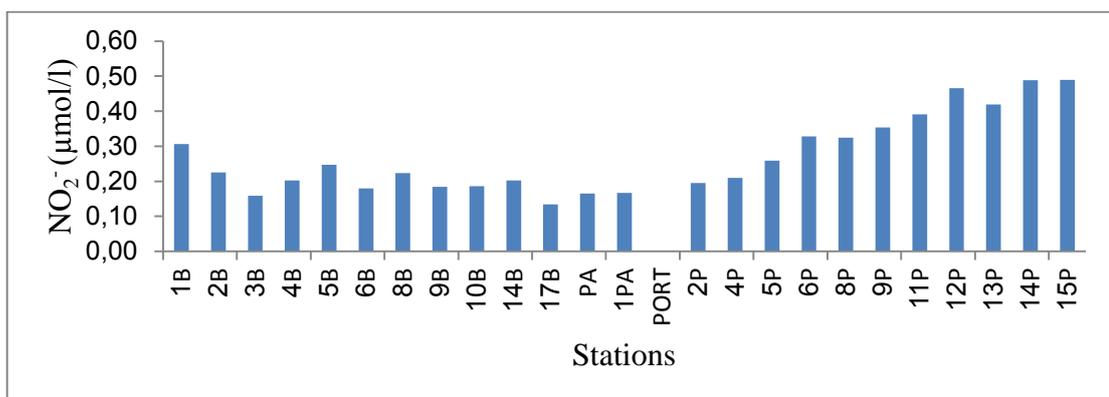


Figure IV 11. Variation des nitrites dans le Port et la Baie.

IV.5.3. Variation de l'ammonium (NH_4^+).

Les concentrations de l'ammonium au niveau du port sont très élevées sur l'ensemble des stations, le maximum enregistré au niveau de la station P14 d'une valeur de $2,24 \mu\text{mol/l}$ et une valeur moyenne de $0,178 \mu\text{mol/m}$ enregistré à la station P2. par ailleurs les valeurs de l'ammonium au niveau de la Baie présentent des valeurs importante la valeur maximale observé à la station B4 et la valeur minimal à la station B2, elles sont respectivement $4,94 \mu\text{mol/l}$ et $0,086 \mu\text{mol/l}$. la moyenne pour toute les stations est de $1,39 \mu\text{mol/l}$ et l'écart type de $0,9$.

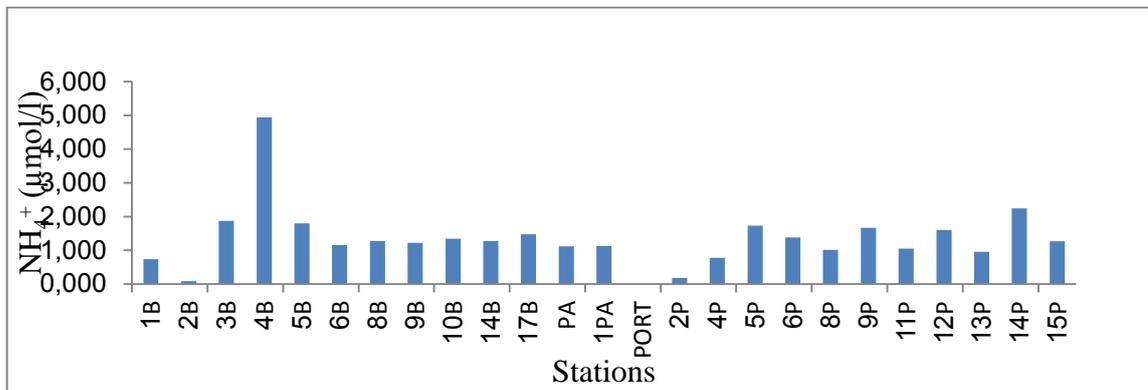


Figure IV 12. Variation de l'ammonium dans le Port et la Baie.

IV.5.5. Variation des silicates (SiO_2).

En mois de mars, lors du prélèvement les concentrations des silicates présentent une large gamme de concentration allant de $13,14 \mu\text{mol/l}$ à $0,23 \mu\text{mol/l}$. qui correspond successivement aux stations P12 et B6. Avec une moyenne de $3,16 \mu\text{mol/l}$ et un écart type de $3,97$.

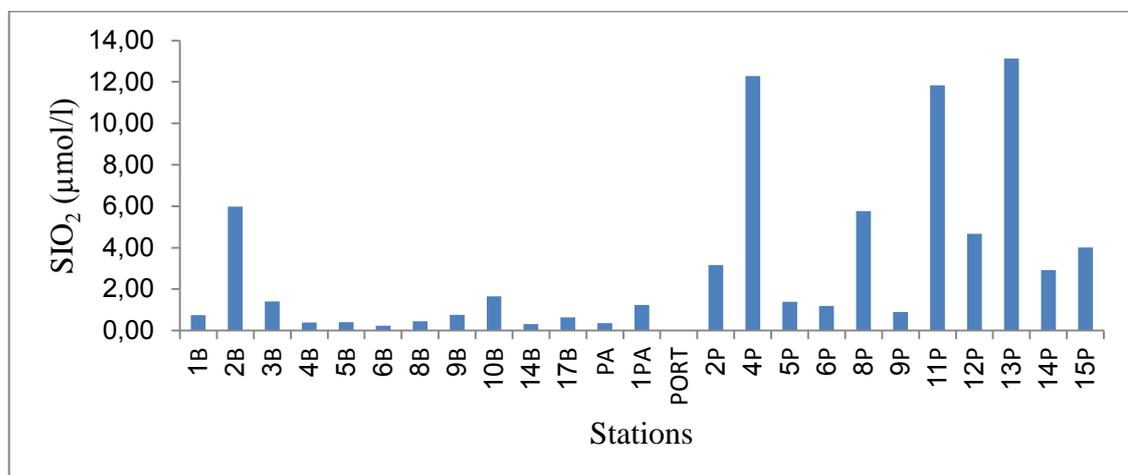


Figure IV 13. Variation des silicates dans le Port et la Baie.

IV.6.1. Variation des hydrocarbures poly-aromatiques dans l'eau (HAP).

Il est admis généralement que les hydrocarbures aromatiques sont les plus toxiques suivis dans les séries oléfiniques, naphéniques et paraffiniques.

Les composées monoaromatiques sont les moins toxiques. E effet la toxicité augmente avec le poids moléculaire; elle est maximale avec les composées possédant 4et5 cycles, par ailleurs, l'alkylation du noyau aromatique augmente la toxicité des composées à la fois pour les séries du benzène et du naphtalène. (*Lacaze,1996;Walker, 2001;Walker et al,2001*)

Lors de la campagne de mesure. La baie d'Alger présente des concentrations en HPA comprise entre 11,59 $\mu\text{g/l}$ (station B9) et 0,9 $\mu\text{g/l}$ (station B4), la moyenne est de 6,04 $\mu\text{g/l}$ avec un écart type de 4,28 (tableau). Tandis que dans le port d'Alger les concentrations en HPA varient entre 11,38 $\mu\text{g/l}$ et 2,71 $\mu\text{g/l}$ au niveau des stations P5 et P4.

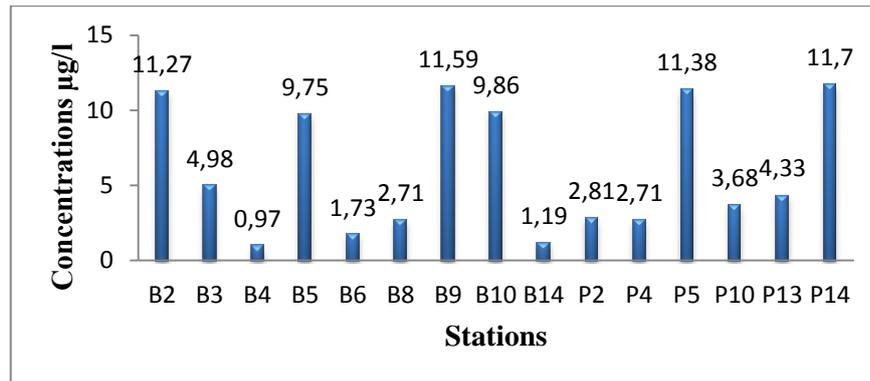


Figure IV 14. Variation des hydrocarbures poly-aromatiques dans le Port et la Baie.

Les résultats obtenus pour les hydrocarbures offrent une image sur la qualité de l'eau de mer dans la baie d'Alger.

IV.6.2. Variation des hydrocarbures aromatiques dans les sédiments superficiels.

L'analyse des échantillons d'eaux recueils au niveau de la Baie et du port pour les hydrocarbures aromatique dans les sédiments superficiels lors de la campagne de mesure montrent des variations de concentration comprise entre 49 $\mu\text{g/l}$ comme valeur maximale observée à la station du port P11 et une valeur minimale enregistrée à la station B8 ce qui explique bien que les sédiments ont habilité à adsorbé des quantités importantes des hydrocarbures aromatique. La moyenne est de 23,46 $\mu\text{g/l}$ et un écart type de 16,9 $\mu\text{g/l}$.

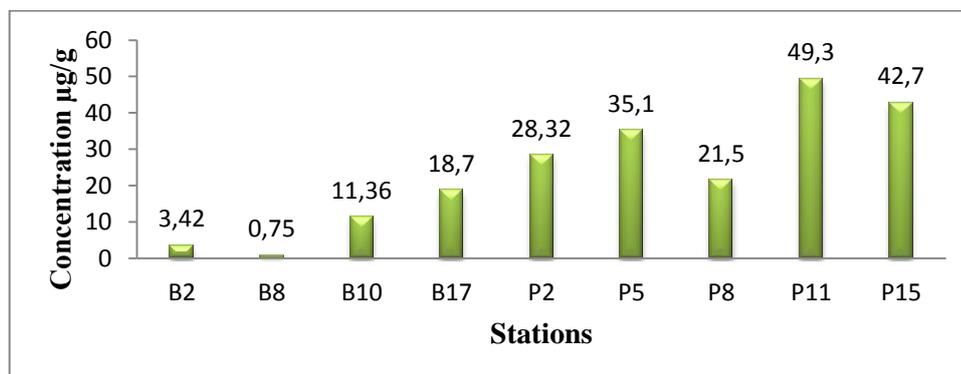


Figure IV 15. Variation des hydrocarbures aromatiques dans les sédiments du Port et de la Baie.

IV.7. Distribution spatiale et circulation des masses d'eaux dans la baie d'Alger

L'établissement des cartes d'iso concentration pour les différents paramètres physicochimiques et les sels nutritifs permettra de voir la distribution et la variation spatiales des concentrations, de distinguer plus ou moins les masses d'eaux et de commenter leurs sources potentielles et leurs évolutions dans l'espace.

D'une manière générale, les paramètres étudiés ne présentent pas une variation homogène et uniforme à l'échelle de la baie. Ces paramètres manifestent des maxima, des minima et des valeurs intermédiaires réparties en zones ou en fronts plus ou moins bien distingués. Pour certains paramètres étudiés, on remarque bien une corrélation significative de leur distribution horizontale.

IV.7.1. Distribution horizontale des paramètres physicochimiques

A) La température

Pour la température, les valeurs observées sont presque homogène caractéristiques de la période d'échantillonnage. Dans les cartes établies, la température est représentée par une couleur bleu dégradée allant du bleu foncé pour les valeurs élevées au bleu normale pour les valeurs faibles.

En surface (Figure.IV.15), La distribution est assez hétérogène avec quelques noyaux qui renseignent sur de l'eau au centre légèrement chaude ou relativement fraîche. Dans la partie Est de la baie, un noyau d'eau relié avec des températures légèrement élevées, l'un en face de l'embouchure d'Oued El Hamiz jusqu'à l'autre embouchure d'Oued el Harrache. Ce noyau forme un front plus ou moins continu qui se dirige vers le nord-Ouest et qui doit avoir pour origine les eaux côtières légèrement réchauffée. La zone portuaire forme aussi un noyau d'eau légèrement chaude ayant une température de 17.5 °C qui peut être dû aux rejets de la zone d'activité portuaire entre ces deux noyaux engendre un noyau au centre de la baie et qui se dirige vers la cote entre le port et Oued El Harrache qui peut être dû rejets de la station de dessalement.

Au niveau du port, la distribution horizontale des températures de l'eau du port, monte un gradient thermique croissant de la passe Nord vers la passe Sud. En effet les températures les plus élevées sont enregistrés dans les darses du bassin Mustapha notamment en face la centrale thermique SONELGAZ.

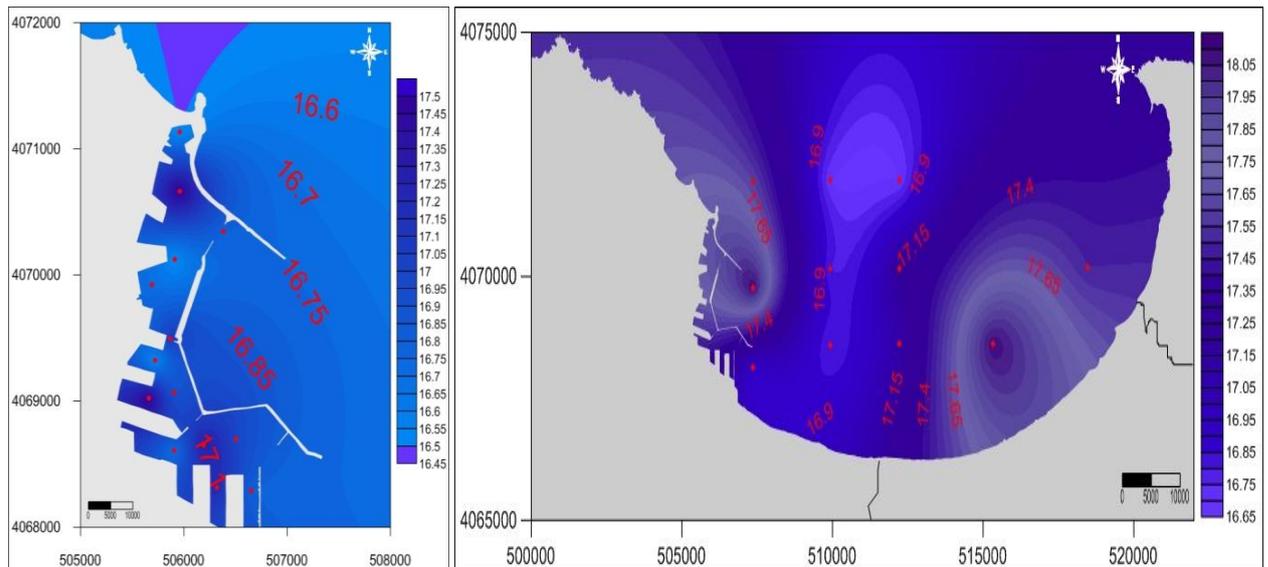


Figure IV 16. Distribution horizontale de la température dans le port et la baie d'Alger.

B) La salinité

En ce qui concerne la salinité, d'une manière générale et à toute les profondeurs, la configuration des isohalins permet de constater une décroissance systématique du gradient halin des valeurs les plus faibles (< 36 Psu) près de la côte et du port vers les valeurs les plus élevées (> 38 Psu) au large. Cette distribution est engendrée certainement par la contribution continentale en eau douce par trois sources principales : le port d'Alger, l'oued el Harrach et l'oued El Hamiz. En effet, on peut noter aisément la contribution nette du port d'Alger, de l'oued El Hamiz et dans une moindre mesure l'oued El Harrach en eau douce qui se manifeste par des isohalins inférieurs à 36.8 Psu (Figure.VI.16). La même situation est observée d'une manière plus nette pour l'oued El Harrach et le port au niveau des eaux intermédiaires et pour l'oued el Harrach et l'oued El Hamiz au niveau des eaux profondes (Figure.VI.16).

Nous pouvons noter qu'au niveau des stations 15 et 9 il y a un noyau d'eau légèrement salée formé par l'isohalin de 35 Psu. C'est exactement le même endroit où nous avons constaté aussi un noyau d'eau fraîche avec un minimum de température.

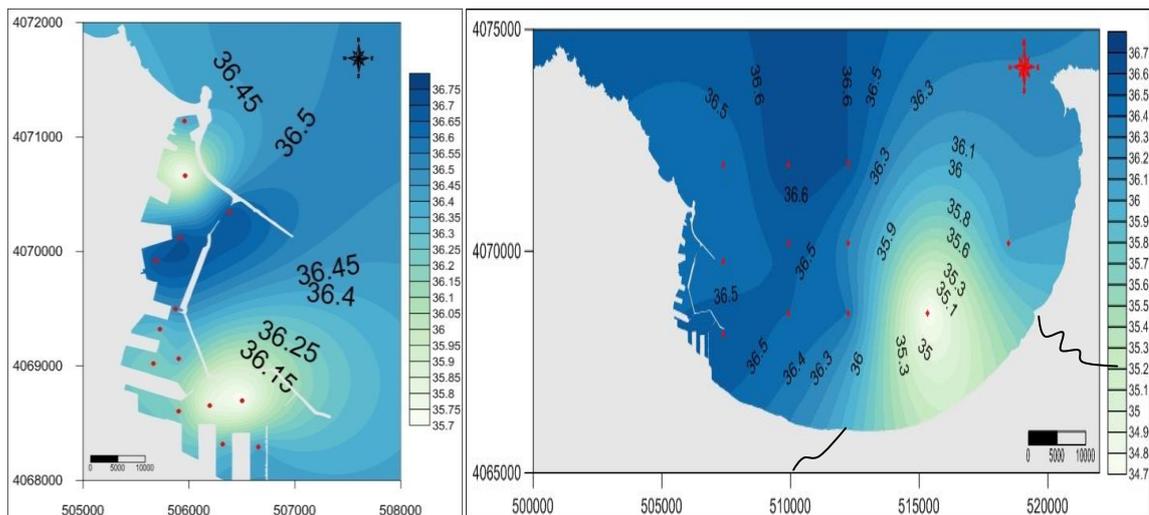


Figure IV 17. Distribution horizontale de la salinité dans le port et la baie d'Alger.

C) potentiel d'hydrogène et l'oxygène dissous

La distribution horizontale de l'oxygène dissous en surface de la baie d'Alger (figure 21) montre que les fortes valeurs (couleur vert foncé) se localisent en face des embouchures des deux Oueds Harrach et Hamiz ainsi aux alentours du Cap Matifou ; ces fortes valeurs peuvent être expliquées par l'activité photosynthétique importante qui produit de l'oxygène, et le mélange avec les eaux continentales qui sont généralement plus oxygénées. Les faibles valeurs des sels nutritifs dans les mêmes endroits peuvent confirmer cette hypothèse.

Concernant les faibles valeurs représentées par la couleur jaune, qui apparaissent dans le port avec un minimum de 6,43 mg/l à la station 8, qui peuvent s'expliquer par le confinement de ce milieu dans lequel la dégradation et l'oxydation de la matière organique seraient importantes. Deux autres noyaux avec des valeurs modérées entre 7 et 8,2 mg/l apparaissent l'un au centre de la baie et l'autre plus à l'Est. Le premier peut évoquer l'empreinte de l'eau profonde pauvre en oxygène qui arrive en surface par une faible résurgence côtière déjà observé par la température et la salinité au même endroit, surtout la station à 15.

Le reste de la baie est occupé par des valeurs intermédiaires qui évoquent bien le mélange entre les faibles et les fortes valeurs.

Pour les eaux intermédiaires (figure IV 17), les lignes d'isoconcentration manifestent un gradient non uniforme de côte vers le centre de la baie et vers le large. En effet, les concentrations maximales sont observées d'une manière discontinue à la périphérie de la baie. Ce qui dénote l'influence côtière (apports externe et agitation) et peut être aussi l'activité photosynthétique,

notamment, aux alentours du port, de l'embouchure de l'oued el Harrach, l'embouchure de l'oued el Hamiz et du cap Matifou.

Le fond du centre de la baie et le large (figure IV.17) sont dominées par les teneurs de plus en plus faibles en oxygène dissous qui caractérisent les eaux profondes qui ont consommé, en partie, leur oxygène pour l'oxydation de la matière organique et la régénération des sels nutritifs et autres.

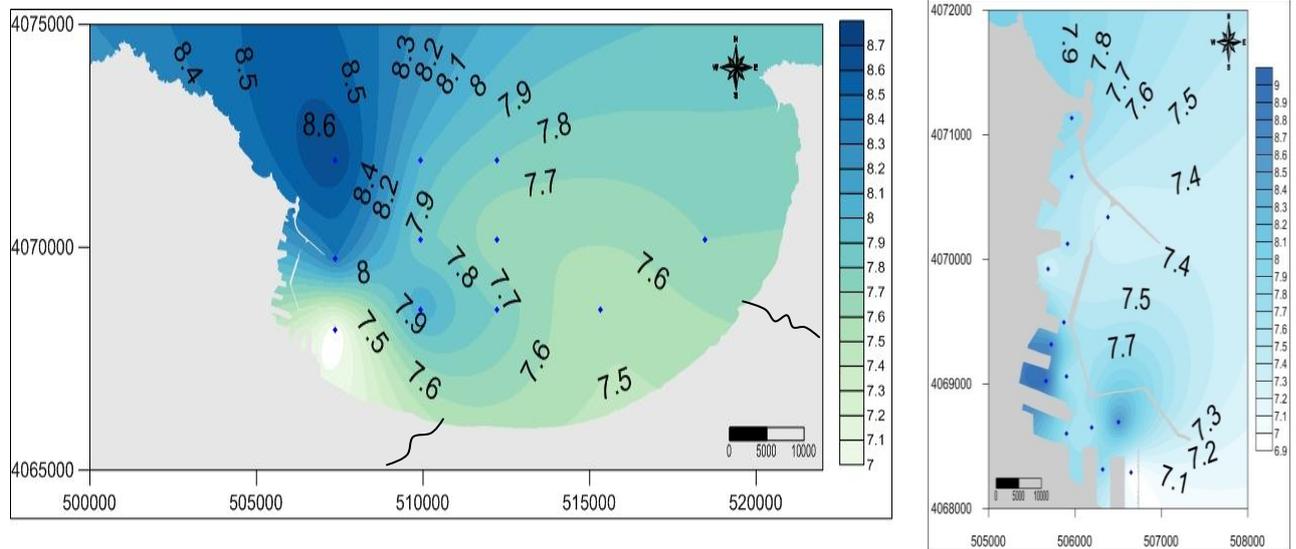


Figure IV 18. Distribution horizontale de l'oxygène dans la baie et le port d'Alger.

Les autres cartes de distribution horizontale des paramètres sont mentionnées dans l'annexe III.

IV.7.2. Distribution horizontale des hydrocarbures polyaromatiques dans l'eau de mer.

La distribution spatiale permet un découpage sectoriel isoconcentrique suivant des lignes de fortes ou de faibles teneurs.

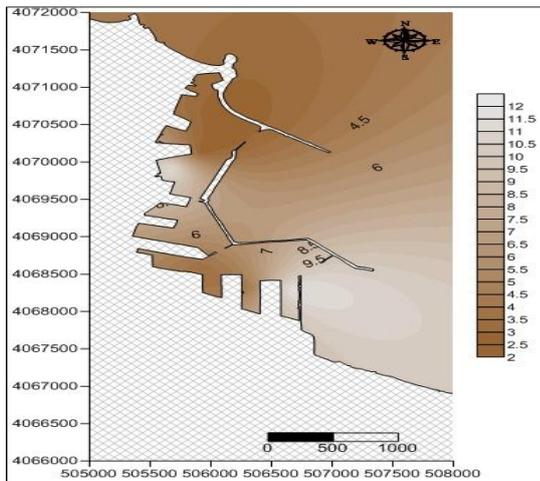


Figure IV 19. Distribution horizontale des hydrocarbures polyaromatique dans l'eau de mer du port d'Alger.

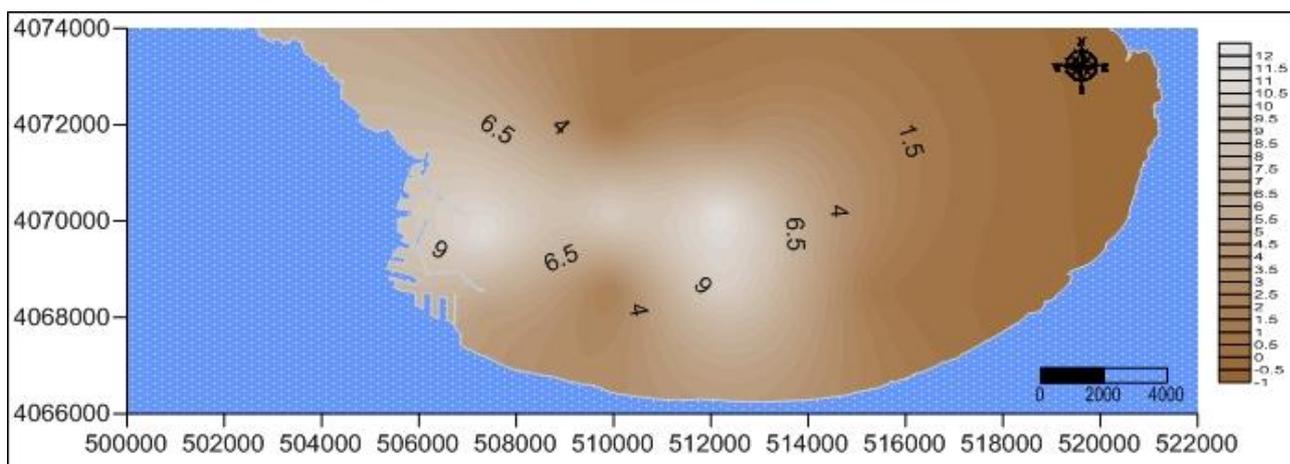


Figure IV 20. Distribution horizontale des hydrocarbures polyaromatique dans l'eau de mer de la baie d'Alger.

Conclusion

La diversité des masses d'eaux qui occupent la baie d'Alger, les eaux profondes qui se manifeste au fond de quelque stations situé vers le large, les eaux d'origines continentales qui se localisent au niveaux du contact eau de surface mer (embouchure) fond de la baie un véritable champ de recherche ainsi que L'évaluation des niveaux de pollution marine de façon efficient est une des préoccupations majeurs du domaine de l'ingénierie, du moment ou elle servira comme un complément de déficit en eau potable de la capitale, par la technique de dessalement de l'eau de mer.

Dans notre travail, nous nous sommes intéressés à l'évaluation de la pollution de l'eau et des sédiments superficiels dans la baie d'Alger.

Les résultats obtenus lors des analyses préliminaires des échantillons de l'eau et du sédiment nous ont permet d'acquérir de nouvelles données des paramètres physicochimiques et des sels nutritifs ainsi que la chlorophylle qui représentent le premier pas de diagnostique de l'état du milieu pollué, d'une manière générale ces paramètres sont légèrement comparable à ceux retrouvées au niveau de la cote algérienne les températures aussi reflète la période de prélèvement.

Les concentrations en sels nutritifs et leurs distributions évoquent des apports continentaux certains par les Oueds El Harrach et El Hamiz et profond par des petites remontées d'eau observées. En outre, nous constatons que les teneurs en phosphates sont relativement élevées et dépassent mêmes celles trouvées par Eddalia en 1989. Elles sont du à l'influence importante des polluants poly phosphatés drainés par les oueds, notamment celui d'El Hamiz.

Ce travail a été consacré à l'étude des contaminants d'hydrocarbures aromatiques et aliphatiques, leurs niveau de contamination dans le milieu marin surtout dans le port, cependant la diversité des composées d'hydrocarbures et les différents facteurs modifiants et altèrent ces molécules. A travers les résultats obtenues nous avons remarqué la présence d'une pollution par les hydrocarbures, et si on réfère aux normes de qualité environnementale dans l'eau, proposé par le réseau national d'observation qui est de 1,2 ug/l.

Les méthodes de qualification développée dans cette étude analytique (cpg, SFUV) se sont révélée complémentaires et ont permis de préciser les niveaux de pollution.

La zone du port montre des concentrations élevées en sels nutritifs avec un maximum de température et un minimum de salinité et d'oxygène dissous. Ceci peut évoquer une forte pollution dans ce milieu quasiment fermé.

on se basant sur l'enquête sur terrain, analyse au laboratoire, comparaison avec d'autre étude on peut aisément dire que l'impact anthropique sur la baie d'Alger s'est accentué depuis 1989. La lutte contre cette pollution ne se fait que par !

- ✓ Mise en vigueur des loi et des règlements pour diminuées le taux de diversement directe dans le milieu marin.
- ✓ Recensements de différentes unités industrielles et exigence des loi de prétraitements des effluents rejetées directement vers le milieu récepteur (création des stations d'épuration de chaque unité)
- ✓ Sensibilisation de la population sur la qualité des eaux rejetées directement vers la mer.
- ✓ Suivi régulier de la qualité de l'eau de mer surtout a la sortie du port du moment ou la station de dessalement qui sert a alimenter la majorité de la population du capitale.

BIBLIOGRAPHIE

A.I.E.A.,2001.The perfomance study for MED POL : determnation of trace elements and methymercury in estuarine sediment sample,64p.

Added A., 1989 . Etude géochimique et sédimentologique de sédiments marins du delta du rhone .thèse de doctorat 3éme cycle en Géologie Appliquée (géochimie sédimentologique),Université pierre et marie curie, paris VI,263P.

AIEA., 1998. Programme préliminaire pour MED POL sur l'analyse des métaux traces dans les échantillons biologiques et les sédiments.IAEA-MEL,La boratoire sur l'Etude de l'Environnement Marin ,Monaco,53P.

Albinet A.,2006.Hydrocarbures aromatiques polycycliques et leurs dérive nitrés et oxygénés dans l'air ambiant :caractérisation physico-chinique et origile.Thèse de doctorat en chimique analydique et envronnement ,université Bordeaux 1.390P.

Alomary A.,et Blhadj S.,2007.Determnation of heavy metals(Cd,Cr,Cu,Fe,Ni,Pb,Zn)by ICP-OES and their speciation in Algerian Mediterranean Sea sediments after a five-stage sequential extredion procedure.Envron Monit Assess (2007)135:265-280.

Amari M.,1992.pour d'Alger, rapport de synthèse. Edité par la société algérienne d'expertise et des travaux subaquatiques-SARL ETS,161p.

Aminot A.,Chaussepied M.,1978.premiers résultats sur l'hydrologie l'oxygène dissous et les pigments photosynthétiques en manche occidentale après l'échouage de l'AMOCA CADIZ. *Journée spéciale AMOCA CADIZ, 7juin 1978, publication du C.N.E.X.O, série « actes de colloque »,6 :51,68, Brest, France, 18P.*

Aminot A., Kerouel R., 2004. Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Ed Inermer, 336p.

Albinet. A, 2006. Hydrocarbures aromatiques polycycliques et leurs dérivés nitrés et oxygénés dans l'air ambiant : caractérisation physico-chimique et origine. Thèse de doctorat en chimique analytique et environnement, université Bordeaux 1. 390p.

Aminot.A , Chaussepied.M ; 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. *Edt CNEXO, Brest.* 395 p.

Amrani K., et Bala A., 1998.pollution par les métaux lourds dans sédiments superficiels de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur.* ISMAL.91p.

Assou A., 1982. Contribution à l'étude des polluants métalliques chez les moules Perna-perna (L) dans la région d'Alger. Mémoire de magistère en océanographie biologique, université d'Aix-Marseille II, 138p.

Athmani H., 2007.Géochimie et pollution par les métaux lourds dans les sédiments profonds de la mer méditerranée. Thèse de magistère en environnement et écosystème littoraux, ISMAL, 88p.

- Bachari- Houma F., 2009.** Modélisation et cartographie de la pollution Marine et de la bathymétrie à partir de l'image satellitaire. *Thèse de Doctorat en Sciences Univers Environnement, Université du Val de Marne Paris XII (France)*, 234p.
- Bachofen R., 1982.** Production of hydrocarbons by botryococcus brauni. *Experientia* 38, 47-49.
- Balci A., 1994.** Hydrocarbons contamination of surface sediments of candarli bay Eastern Aegean *Chimica Acta Turcica*. 22p. 157-160.
- Bachouche S., 2003.** Mesure des paramètres physico-chimiques et analyse des sels nutritifs dans le littoral algérois. Mémoire de DEUA, ISMAL, Algérie, 49 P.
- BellanG., Perres J.M ; 1994.** La pollution des mers. Que-sais-je. Ed. Presse Universitaires de France.
- Bareche B. et Inal H., 2008.** Variations spatiales des paramètres physico-chimiques et des sels nutritifs dans le golfe d'Annaba et au large de la baie d'Alger en période estivale. Mémoire d'ingénieur, ISMAL, Algérie, 73 P.
- Belkessa R., 2005.** les ports algeriens : ensablement, pollution par les métaux lourds et sites de dépôt des sédiments . Thèse de doctorat en sciences en Aménagement du territoire ISMAL,336p .
- Ben aissa. N ; Chibane. H ; Messar. K ; 2006.** Etude bathymétrique et sédimentologique du port d'Alger. *Mémoire d'ingénieur d'état ISMAL*. 54 p.
- Benschneidre k., et Robinson R. J., 1952.** A new spectrophotometric method. *FAO Fisheries technical paper*: 137-238.
- Berne F., et cordonnier j., 1991.** Traitement des eaux : Epuration des eaux résiduaires et raffinage. Conditionnement des eaux de réfrigération (technip, Eds), 360p.
- Béthoux J. P., 1980.** Mean water fluxes across sections in the Mediterranean Sea, evaluated on the basis of water and salt budgets and of observed salinities. *Oceanologica Acta*, 3, 79-88.
- Blifert C., Perraud R., 2001.** Chimie de l'environnement. Aire, eau, sols, déchets. Ed. Paris, 477p.
- Blumer M., Guillard R.R.L., and Chase T., 1971.** Hydrocarbons of marine phytoplankton. *Marine biology* 8,183-189.
- Bocard C. gattellier C. et Renault Ph. (1978)** -Le pétrole et son évolution après un épandage accidentel en mer. *Institut Français du pétrole (3)*. pp. 349-366.
- Bocard. C; 2008.** Marine oil spills and soils contaminated by hydrocarbons: Environmental Stakes and Treatment of pollutions. *Edst TECHNIP*. 285 p.
- Borchardt T., 1985.** » Relationship between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*. »*Mar. Biol* 85: 233-244.
- Bouchez M., Blanchet D., Haeseler F. et Vandecasteele J.P., 1996.** Les hydrocarbures aromatiques polycyclique dans l'environnement- propriété, origines, devenir. *Revue de l'institut Français du pétrole*. Vol.51, N° 3.
- Boudou A., 1982.** Recherches en écotoxicologie expérimentale sur les processus de bioaccumulation et de transfert des dérivés de mercure. Thèse de doctorat d'état. Université de Bordeaux I : 297p.
- Boulahdid M., 1987.** Analyse des sels nutritifs dans l'eau de mer . etude du mélange des masses d'eaux et de l'oxydation de la matièreorganique dans l'océan. Thèse de doctorat, Université de paris VI, France, 266p.
- Boulahdid M., Eddalia N., Boudjellal B. et Azzouz M., 2003.** Les eaux de la baie d'Alger. Quelques aspects physicochimiques et environnementaux. *Annales de l'institut National*

Agronomique-El Harrach-Vol.24, N°1 et 2, 39-54.

Bouloubasi I., et saliot A., 1992. Stratégie d'échantillonnage et d'analyse appliquée à l'étude des polluants organiques dans les eaux cotières. Hydroécol.appl., tome4, Vol.2.9-21p.

Boust, D., 1981. Les métaux traces dans l'estuaire de la seine et ses abords. Thèse de doctorat de 3ème cycle en géologie, université de Caen, 187p.

Boutron C. F., Patterson c.c., 1983. »the occurrence of lead in Antarctic recent snow firms diposited over the last two centuries and prehistoric ice. "geochim. Cosmochim. Acta.47 : 13355-1368.

Broman D., Colmsjo A., Ganning B., Naif C., and Zebuhr Y., 1988. A multi-sediment- trap study on the temporal and spatial variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in a anthropogenic anfluenced archipelago. Environ .Sci. Technol., Vol.22, N°10, pp.1219-1228.

Broman D., Naif C., and Zebuhr Y., 1991. Long-term-high and low-volume air sampling of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and polycyclic aromatic hydrocarbons along a transect from urban areas on the Swedish Baltic Coast. Environ.Sci; technol.; Vol. 25, N° 11,PP.1850-1865.

Burns K.A., and Villeneuve J.P., 1982. Dissolved and particulate hydrocarbons in water from spring sampling of the Var river estuary (S.France). Toxicogical and environmental chemistry, Vol.5.pp.195-203.

C.O.I., 1982. La détermination des hydrocarbures pétroliers dans les sédiments. Manuels et guides, 11, Commission Océanographique intergouvernementale de l'Unesco, 31p.

C.O.I., 1984. Manuel sur la surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures pétroliers dissous ou dispersés dans l'eau de mer et sur les plages. Procédures applicables à la composante pétrolière du système de surveillance de la pollution marine de la C.O.I. (MRRRPPOLMON-P). Manuels et guides, 13, Commission océanographique intergouvernementale de l'Unesco, 35p.

Campell P. G. C., 1995. Interactions between trace metals and organisms : critique of the free-ion activity model. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. A. tessier et D. R. turner, J. wiley and Sons, Chichester, UK : 45-97.

CAR/ASR., MATE., PAM., PNUE.,2005. Protection des sites naturels marins du secteur cap Djinet au mont Chenoua. Impacts des activités anthropiques.88p.

Casas S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilusgalloprovincialis*, en milieu Méditerranéen. Thèse de doctorat en océanologie biologique, environnement marin, université du sud Toulon Var. 314p.

Cauwet G., et Faguet, G., 1981. Condition de sédimentation des éléments métalliques dans un milieu lagunaire : exemple du zinc et manganèse. Rapp. Com. Inter. Mer. Médit. 27(9) : 151-154.

CEDRE (1993) -Etude diagnostique des cotes de l'Algérie, du Maroc et de la, Tunisie. *Serince de consultants Sogreah ,'Cedre.* 138 p

Centre D'expertise En Analyse Environnementale Du Québec (CEAE Québec) ; 2006. Détermination de la demande chimique en oxygène dans les effluents : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium, MA. 135 – DCO 1.0, Rév. 4, Ministère de Développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec. 12 p.

Centre D'expertise En Analyse Environnementale Du Québec (CEAE Québec) ; 2009. Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques, extraction au dichlorométhane :

dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse MA. 403 - HPA 4.1 Édition : 2003-02-20 Révision : 2009-05-21 (3). Pp, 1-16.

Centre D'expertise En Analyse Environnementale Du Québec (CEAE Québec) ; 2002. Dosage des hydrocarbures pétroliers C10 à C50 dans les sols et les sédiments. MA. 416 – C10-C50 1.0 Édition : 2002-09-10

Chaouadi. S ; HOCINE. Y ; 2008. Suivi et contrôle de la pollution de la baie de Bou-Ismaïl en utilisant les données multi-sources des capteurs satellites. *Mémoire d'ingénieur d'état ISMAL*. 59 p.

Charlou J., et Joanny m., 1983. Dosage du mercure et d'autres métaux dans les sédiments marins par absorption atomique in Aminot, A. et Chaussepied, M.(ed) : manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO, brest, 285-295p.

Chebli L., 1980. La pollution en méditerranée : Aspects juridiques des problèmes actuels, office des publications Universitaires, Alger, 234p.

Chiffolleau J.F., Auger D., Chartier E., Michel P., Truquet I., Ficht A., gonzalez J. l ;, Ramana L ; A., 2001 « Spatitemporal changes in cadmium contamination in the seine estuary (France) ». *estuaries* 24(6B) : 1029-1040.

Ciffolleau J ; F., classe D., Cossa D., Ficht A., Gonzalez G., Guyot T., michel P., miramand P., oger C., petit F., 2001. La contamination métallique, programme scientifique seine-Aval : 39p.

Chouikhi A., Izdar E., et Menio M., 1993. Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du maghreb. Workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes du maghreb, tenu à rabat, maroc du 9-11 Novembre 1992. Edit : UI, publiée par : INOC, IZMIR, Turquie, 307p.

Clark R. CJR., and Blumer, M., 1967. Distribution of n-paraffins in marine organisms and sediment. *Limonol. Oceanogr.* 12, 79-87.

Copin–Montegut.G ; 1996. Chimie de l'eau de mer. *Collection "synthèses" Institut océanographique*, Paris, 319 p.

Cossa D., Ficht A., 1999. La dynamique du mercure, programme scientifique Seine-Aval, éditions infermer, Plouzané, France : 26p.

Cossa d., Thibaud Y., Romeo M., Gnassia-Barelli M., 1990. Le mercure en milieu marin . biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques, éditions infermer, plouzané France.

Dahlmann G., et lange., 1981. Copper Environmental health criteria N° 200. Geneva, world Health Organization.

Delvert C., 1993. Le port d'Alger. les grands ports français, Dunod, Paris, 157p.

Dojlido J.R. et Best GA., 1993. Chemistry of water and water pollution. First edition. Ellis Horwood, England, 108p.

Dujmov J., et Sucevic P., 1990. Application of synchronous fluorescence spectroscopy for the aromatic hydrocarbons in sediments of the middle Adriatic. *chemistry and ecology*, N°44, pp.189-195.

Eglinton G., Gonzalez A.G., Hamilton R.J. and Raphael RA., 1962. Hydrocarbon constituents of the wax coating of plants leaves: a taxonomic survey. *Phytochemistry* 1, 86-102.

- Ehrhardt M., et Petrick G., 1989.** Relative concentrations of dissolved/ dispersed fossil fuel residues in mediterranean surface waters as measured by UV fluorescence. *Mar. pollution. Bull.* 20(11), pp, 560-565.
- El namr A., Azza K., et El Sikaily A., 2006.** Distribution and statistical analysis of leachable and total heavy metals in the sediments of the Suez gulf. *Journal of environmental monitoring and Assessment* (2006) 118: 89-112p.
- Essien J.P., Antai SP., et Olajire A.A., 2009.** Distribution, Seasonal variations and Ecotoxicological Significance of heavy metals in sediments of cross River Estuary mangrove swamp. *Water Air Soil pollut* (2009) 197: 91-105.
- Fattal. P ; 2008.** Pollution des côtes par les hydrocarbures. *Collection « Espace et Territoires », Presses universitaires de Rennes.* 395 p. France : Origin and Biomonitoring with caged organisms. *Mar. Poll. Bull.* , Vol. 36, n°8, pp. 577-586.
- Fernaudez J. M., 1984 ;** utilisation de quelques éléments métallique pour la reconstitution des mécanismes sédimentaires en Méditerranée occidentale : apport du traitement statique. Thèse de doctorat de 3ème cycle en océanologie, université de Perpignan, 233p.
- Ferrag C. Heddad S., 1993.** Environnement météorologique au large des cotes algeriennes et en zones littorales. Mémoire d'ingénieur, inst.terre, U.S.T.H.B. 104p.
- Fitzgzlard W. F., clarkson T. W., 1991.** "Mercury and monomethylmercury: Present and future concerns." *Environ.Health. perspectives* 96: 159-166.
- Fitzgzlard W. F., watras C.J., 1989.** «Mercury in surfacial waters of rural wisconsin lakes. » *Sci. total. Environ;*87/88: 223-232.
- Forstner U., et Salomons W., 1980.** Trace metal analysis on polluted sediments. Part I: assessment of sources and intensities. *Environmental technology letters*, vol.I, 494-505p.
- Galaf et ghannam, 2003.** Contribution à l'élaboration d'un manuel et d'un site web sur la pollution du milieu marin ; mémoire de troisième cycle. Institut agrpnomique et vétérinaire HassenII Rabat.101p.
- Gaujous.D ; 1995.** La pollution des milieux aquatiques, aide-mémoire, Technique et documentation. 40-41 p. hydrocarbures dans les sédiments l'île Port Cros (France). *Rapp. Comm. Int. Mer Medit.* , Vol. 30, n°2, p. 125.
- G.H. Tremblay, J.N. Gearing et M. Noël., 1992.** Méthodes d'analyse et résultats sur les concentrations en hydrocarbures aliphatiques dans les sédiments du fleuve Saint-Laurent., *Rapport statistique canadien Isur l'hydrographie et les sciences océaniques* 103.
- Gonzalez J. l ; Chiffolleau J. F., Thouvenin b., Miramand P., 1999.** Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Avale, Editions infermer, Plouzané, France : 31p.
- Grimalt JO. Et Albaiges J., 1988.** Aerosol transport of polynuclear aromatic hydrocarbons over the Mediterranean sea, *naturwissenschaften*, 75, pp.39-42.
- Guy J., 2006.** Ecologie du plancton. Edi. TEC&DOC, Lavoisier, paris, France,238p.
- Han J., and Calvin M., 1969.** Hydrocarbons distribution of algae and bacteria and microbiological activity in sediments. *Proc. Natl . acad. Sci. USA* 64, 436-443.
- Holm-hansen O., et Reiman b., 1978.** Chlorophyll a determination : improvements imethodology. *Oikos* 30, 438-447.

- Houma- Bachari F., 2007.** Caractérisation des polluants de la cote oranaise et algeroise par analyse physico-chimique et corrélation avec les données satellites. Thèse de doctorat, USTHB, Algerie, 225p.
- Hutchinson GE., 1957.** A treatise on limonology. Vol. I. geography, physico and chemistry. John wiley and sons, inc., New York, 1115p.
- INERIS., 2005.** Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Guide méthodologique. Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude N° 66244 DESP-R01. 85p + annexe.
- Ivanoff.A ; 1972.** Paramètres physico-chimiques des eaux de mer. *Edt Librairie Vuibert.* TomeII
- Jaques G., et Treguer P., 1986.** Ecosystème pélagique marin. Collection d'écologie, Edition : Masson, Paris, France, 243p ;
- Jaquet S., 2008.** Impact des apports en nutriments sur le réseau trophique planctonique du lagon sud-ouest de nouvelle Calédonie. Thèse de l'université paris VI, océanologie biologique et Environnement marin.
- John P.H., et Soutar I., 1976.** Identification of crude oils by synchronous excitation spectrofluorimetry. *Anal. Chem.*48, pp, 520-524.
- Kamoun p., 1977.** Appareils et methods en biochemie. 2éme edition. 236p.
- Kankou m., 2004.** Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du fleuve Sénégal en Mauritanie- etude en laboratoire du comportement de deux pesticide. Thèse de docteur de l'Université de Limoges, France, 159p.
- Kessouri F., 2008.** Mise en oeuvre d'une base de données SIG pour le calcul des indicateurs de durabilité sur des communes de la zone du P.A.C (Littoral algérois).*Mémoire d'ingénieur en aménagement du littoral, ISMAL.*
- La Revue Maritime ; 1861.** Revue trimestrielle. Convention des Nations unies sur le droit de la mer dite de Montego bay (1982). *Publiée par l'Institut Français de la Mer .*151p
- Lacaze. J-c ; 1980.** La pollution pétrolière en milieu marin. *Edt Masson.* 118-119 p.
- Lacaze.J-C ; 1996.** La pollution des mers. *Edt Flammarion.* 118 p.
- Leclaire L., 1972.** La sédimentologie holocène sur le versant méridional du bassin Algéro Baléares (précontinent amgérien). Mémoires du Muséum national d'histoire naturelle, paris, nouvelles séries, C Science de la terre. tomeXXI, fascicule unique, 391p.
- Lefebvre. G ; 1978.** Chimie des hydrocarbures. *Edst TECHNIP.* 284 p.
- LEM., 2006.** Etude d'impact sur l'environnement du dragage des abords des quais du port d'Alger.
- Leroy J-B., 1999.** La pollution des eaux. Edition : le point des connaissances actuelles, France, 126 P.
- Levitus et al, 1993.** Distribution of nitrate, phosphat and silicat in yhe world oceans. Programme oceanographique, Vol 31,245-273p.
- Maouche S., 1987.** Mécanisme hydro sédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologiste, géochimique et traitement statistiques. Thèse de Doctorat en Océanologie, Université de Perpignan, 214p.
- Mille G., Guiliano M., et Dou H., 1983.** Etude par spectroscopie de fluorescence UV des variations saisonnière du contenu en hydrocarbures aromatiques polycycliques de sédiments côtiers superficiels méditerranéens (Côte Bleue, Bouches – du Rhône). *Vie Marine*, 5. Pp ; 57 – 62.
- Ramade. F ; 1998.** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. *Edt Ediscience international.* p487
- Ramade. F ; 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. *Edt Ediscience international.* 690-691 p.
- Ramade. F; 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. *Edt Ediscience international.* 292p

- Raimbault P. et al., 1992.** Origin of high phytoplankton concentration in deep chlorophyll maximum (DCM) in a frontal region of the Southwestern Mediterranean Sea (Algerian Current). *Deep-Sea Research I. Vol. 40. N° 4. Pp.791-804. 1993.*
- Rodier ; 1996 .** Analyse de l'eau : eau naturelle, eaux résiduelles, eau de mer. *Edt Dunod, Paris.*
- Rodier ; 2005 .** Analyse de l'eau : eau naturelle, eaux résiduelles, eau de mer. *Edt Dunod, Paris.*
- Rodier.J ; Bazin.C ; Broutin.J ; Chambo.P ; Champsaur.H ; Rodi.L ; 1996.** L'analyse de l'eau ; eau naturelle, eaux résiduelles, eau de mer. 8^{ème} édition. *Edt Dunod, Paris.* 1383p.
- Saliot A., 1981.** Natural hydrocarbons in sea water. In : Duursma, E.K. and Dawson, R. (Eds.), *Marine organic chemistry.* Elsevier, Amsterdam, pp. 327-374.
- Sallali. B ; 1996.** La pollution par les hydrocarbures pétroliers en Méditerranée Sud occidentale, contamination de l'eau et du sédiment superficiel des régions littorales centre et l'Ouest de l'Algérie. *Thèse du Magistère ISMAL.* 118p
- Sebih S., 1990.** Analyse des hydrocarbures dissous dans l'eau par chromatographie ; Thèse de doctorat d'état, USTHB. 140p.
- Smail. M. B ; mazouz. m ; 1996.** Etude de la pollution marine par les hydrocarbures sur le site côtier de Tamentfoust. *Mémoire d'ingénieur d'état USTHB.* 180 p.
- Smail. M. B ; mazouz. M ; 1996.** Etude de la pollution marine par les hydrocarbures sur le site côtier de Tamentfoust. *Mémoire d'ingénieur d'état USTHB.* 180 p.
- Soltani M., 2004.** Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram-négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, l'UNIVERSITE PARIS 6(France), 284p.



ANNEXES

Annexe I

Tableau I .1 Paramètres physico-chimiques du port et la baie lors de la campagne de mesure

Stations	température	salinité	O2(mg/l)	O2%	conductivité	turbidité	PH
B1	17,6	36,4	8,7	88	49,7	3,97	8,23
B2	18,1	36,4	8,4	90	49,7	1,98	7,68
B3	16,9	36,6	6,9	71	50,2	1,4	8,22
B4	16,7	36,7	8	80	50,3	1,71	8,27
B5	16,8	36,5	7,8	79	50,1	1,26	8,26
B6	16,8	36,5	8,1	82	50,1	1,77	8,24
B8	16,7	36,6	7,8	80	50	1,1	8,23
B9	17,2	36,3	7,6	78	49,8	2,46	8,23
B10	17,1	36,4	7,8	81	48,9	3,89	8,23
B14	18,1	34,7	7,5	78	47,6	6,64	8,17
B17	17,5	36,1	7,7	80	49,4	2,93	8,21
P2	16,8	36,7	7,3	77	50,3	3,36	8,2
P4	16,5	36,7	7,6	76	50,2	2,38	8,21
P5	16,7	36,7	7,3	75	50,1	2,09	8,22
P6	17,1	36,5	7,7	81	50	3,12	8,22
P8	16,5	36,3	8,7	88	49,9	6	8,21
P9	17,5	36,2	9	92	49,6	2,63	8,15
P10	16,9	36,3	7,6	79	49,5	2,42	8,16
P11	16,7	36,2	7,7	79	49,8	3,48	8,17
P12	17,3	35,8	7,6	78	49,2	2,81	8,2
P13	17	35,7	8,6	85	48,6	1,82	8,22
P14	17,2	36,3	7,8	80	49,7	7,25	8,18
P15	16,8	36,4	6,9	72	49,9	1,35	8,19
effectif	25	25	25	25	25	25	25
Moye	17,06	36,284	7,82	80,24	49,668	2,9692	8,2
Max	18,1	36,7	9	92	50,3	7,25	8,27
Mi	16,5	34,7	6,9	72	47,6	1,1	7,68
Ecart	0,453	0,4365	0,525	5,085	0,614	1,614	0,110

Tableau I.2 Paramètres particuliers

Stations	MES (mg/l)	MiP	Mop
BAIE			
B1	103,16	7,22	95,94
B2	96,24		
B3	121,8	7,99	113,81
B4	115,16		
B5	115,52	7,9	107,62
B6	109,4		
B8	111,2	8,31	102,89
B9	109,36		
B10	88,888		
B14	107,76		
B17	115,08		
PA	107		
PA1	108,92	8,49	100,43
PORT			
P2	115,92	8,22	107,7
P4	114,72		
P5	113,08	7,79	105,29
P6	99,8		
P8	89,48	3,97	85,51
P9	95,8		
P10	335,96	3,61	332,35
P11	114,72		
P12	92,8		
P13	119,24		
P14	108,08	10	98,08
P15	117,44		
effectif	25	10	10
moye	117,06	7,35	124,96
max	335,96	10	332,35
mi	88,89	3,61	85,51
v	2166,205	4,037	5370,026
ecart	46,54	2,01	73,28

Tableau I .3 Concentration des sels nutritifs dans la baie et le port

Stations					
BAIE	No3- um/l	nh4 Umol/l	sio2 Umol/l	NO2 Umol/L	PO4 Umol/L
B1	0.07	0.741	0.75	0.31	0.20
B2	0.04	0.086	5.98	0.23	0.31
B3	0.02	1.875	1.41	0.16	0.09
B4	0.05	4.944	0.38	0.20	0.07
B5	0.08	1.796	0.40	0.25	0.10
B6	0.06	1.149	0.23	0.18	0.09
B8	0.10	1.280	0.45	0.22	0.06
B9	0.06	1.216	0.75	0.18	0.07
B10	0.08	1.340	1.65	0.19	0.08
B14	0.09	1.280	0.31	0.20	0.07
B17	0.07	1.479	0.63	0.13	0.09
PA	0.06	1.118	0.36	0.16	0.03
PA1	0.08	1.129	1.24	0.17	0.05
PORT					
P2	0.09	0.178	3.17	0.20	0.27
P4	0.21	0.775	12.28	0.21	0.26
P5	0.17	1.735	1.39	0.26	0.26
P6	0.20	1.378	1.19	0.33	0.30
P8	0.18	1.016	5.77	0.32	0.29
P9	0.18	1.661	0.89	0.35	0.28
P11	0.25	1.050	11.84	0.39	0.26
P12	0.28	1.596	4.67	0.47	0.33
P13	0.35	0.952	13.14	0.42	0.27
P14	0.25	2.243	2.91	0.49	0.36
P15	0.12	1.267	4.00	0.49	0.28

Tableau I .4 Concentration de la chlorophylle a et le phéopigment

station	phéopigment	Chlorophylle a
P10	0,0471	0,0783
P14	0,0337	0,0478
P8	0,0538	0,0652
P12	0,0404	0,0435
P15	0,0538	0,2000
P9	0,0404	0,0739
P13	0,0135	0,0261
P4	0,1279	0,1609
P2	0,0875	0,0957
P5	0,0875	0,1000
BAIE6	0,0240	0,0373
BAIE8	0,0337	0,0404
BAIE10	0,0240	0,0373
BAIE14	0,0144	0,0217
BAIE4	0,0433	0,0559
BAIE17	0,0096	0,0217
BAIE1	0,0337	0,0404
BAIE2	0,0240	0,0280
Moye	0,04	0,06
Max	0,13	0,20
Mi	0,01	0,02
V	0,00	0,00
Ecart	0,03	0,04

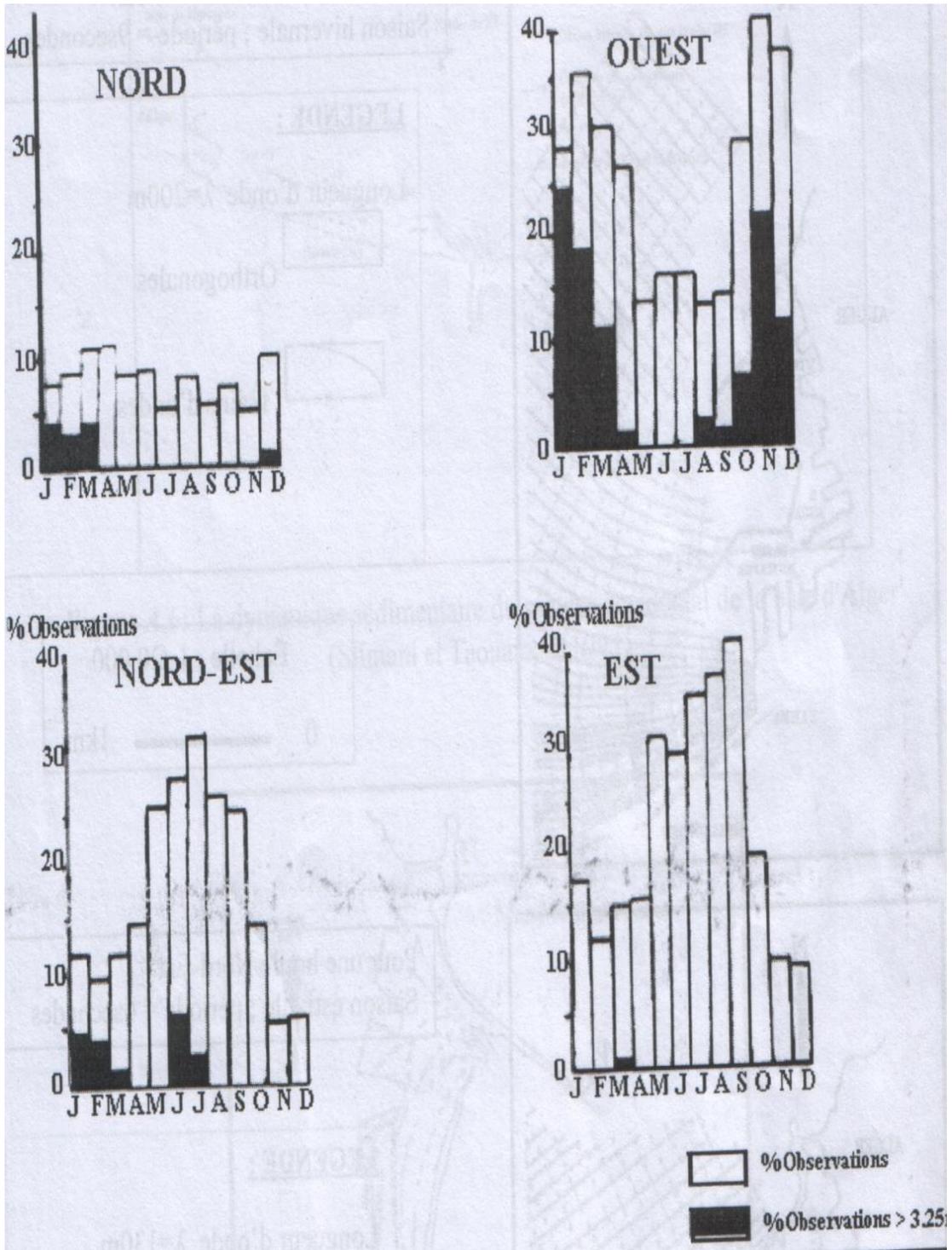
Tableau I .5 : Concentration des hydrocarbures dans l'eau et les sédiments (µg/g).

stations	Hydrocarbure dans l'eau	hydro carbure dans le sédiment
S1		
S2	11.27	3.42
S3	4.98	
S4	0.97	
S5	9.75	
S6	1.73	
2	2.71	0.75
3	11.59	
9	9.86	11.36
14	1.19	
15		18.7
16		
17		
19	2.81	28.32
20	2.71	
21	11.38	35.1
22		
23		21.5
29		
stap2	3.68	
sta p4		49.3
sta p5		
sta p6	4.33	
sta p8	11.7	
sta p9		42.7
effectif	15	9
moye	6.044	23.46111111
max	11.59	49.3
mi	0.97	0.75
v	18.3638829	285.9059111
ecart	4.28531012	16.9087525

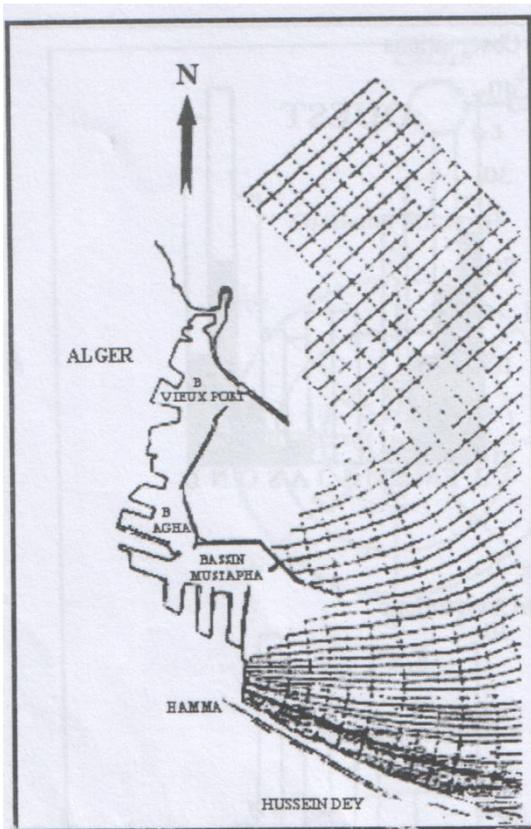
Tableau I.6 Liste des stations de prélèvement et leurs coordonnées correspondantes

Stations	Date	Heure	longitude	latitude	prof max(m)
B1	19/03/2011	10h00	3°04'69"E	36°47'07"N	22m
B2	19/03/2011	10H20	3°04'50"E	36°46'52"N	15m
B3	19/03/2011	15H22	3°04'37"E	36°46'70"N	14m
B4	19/03/2011	14H30	3°06'81"E	36°47'06"N	27m
B5	19/03/2011	14H52	3°06'46"E	36°46'21"N	17m
B6	19/03/2011	11H40	3°06'11"E	36°45'55"N	8m
B8	19/03/2011	13H30	3°07'98"E	36°46'98"N	26m
B9	19/03/2011	14H	3°08'74"E	36°46'09"N	15m
B10	19/03/2011	12H09	3°7'60"E	36°45'75"N	14,5m
B14	19/03/2011	12H41	3°9'41"E	36°45'9"N	24,6m
B17	19/03/2011	13H	3°10'24"E	36°46'17"N	16m
P2	19/03/2011	15H41	3°04'04"E	36°46'80"N	7m
P4	19/03/2011	15H50	3°03'97"E	36°46'61"N	7m
P5	19/03/2011	16H05	3°03'86"E	36°46'50"N	10m
P6	16/03/2011				
P8	16/03/2011		3° 3'41"E	36°46'03"N	
P9	16/03/2011	14H30			
P10	16/03/2011		3° 3'13"E	36°45'47"N	
P11	16/03/2011				
P12	16/03/2011				
P14	16/03/2011		3° 4'30"E	36°45'27"N	
P15	04/04/2011	16H25	3°04'59"E	36°45'74"N	8m

Observation : L'état de la mer est peu agité.



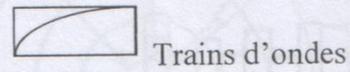
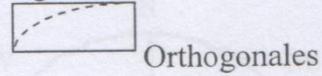
Répartition mensuelle de la houle par direction et par mois (données U.S.N.M.C, 1963-1970).



Pour une houle du Nord-Ouest
Saison hivernale ; période = 9secondes

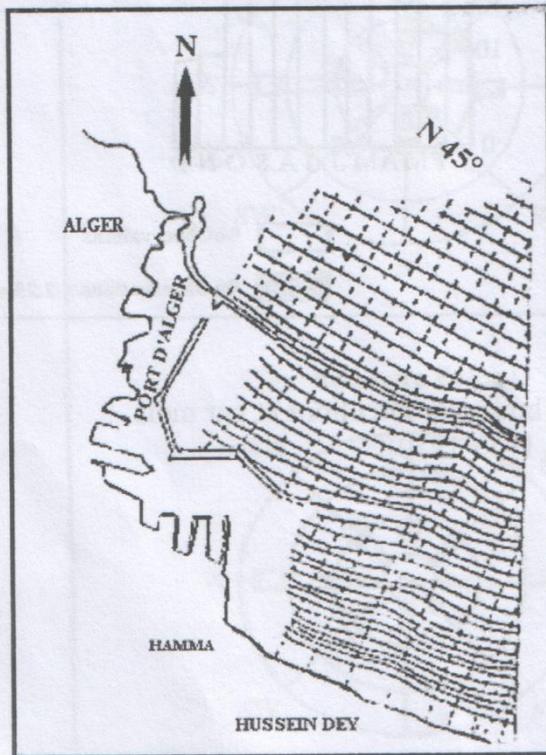
LEGENDE :

Longueur d'onde $\lambda=200\text{m}$



Echelle : 1 /20 000

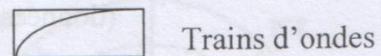
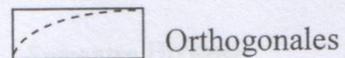
0 ————— 1km



Pour une houle Nord-Est
Saison estivale ; période = 6secondes

LEGENDE :

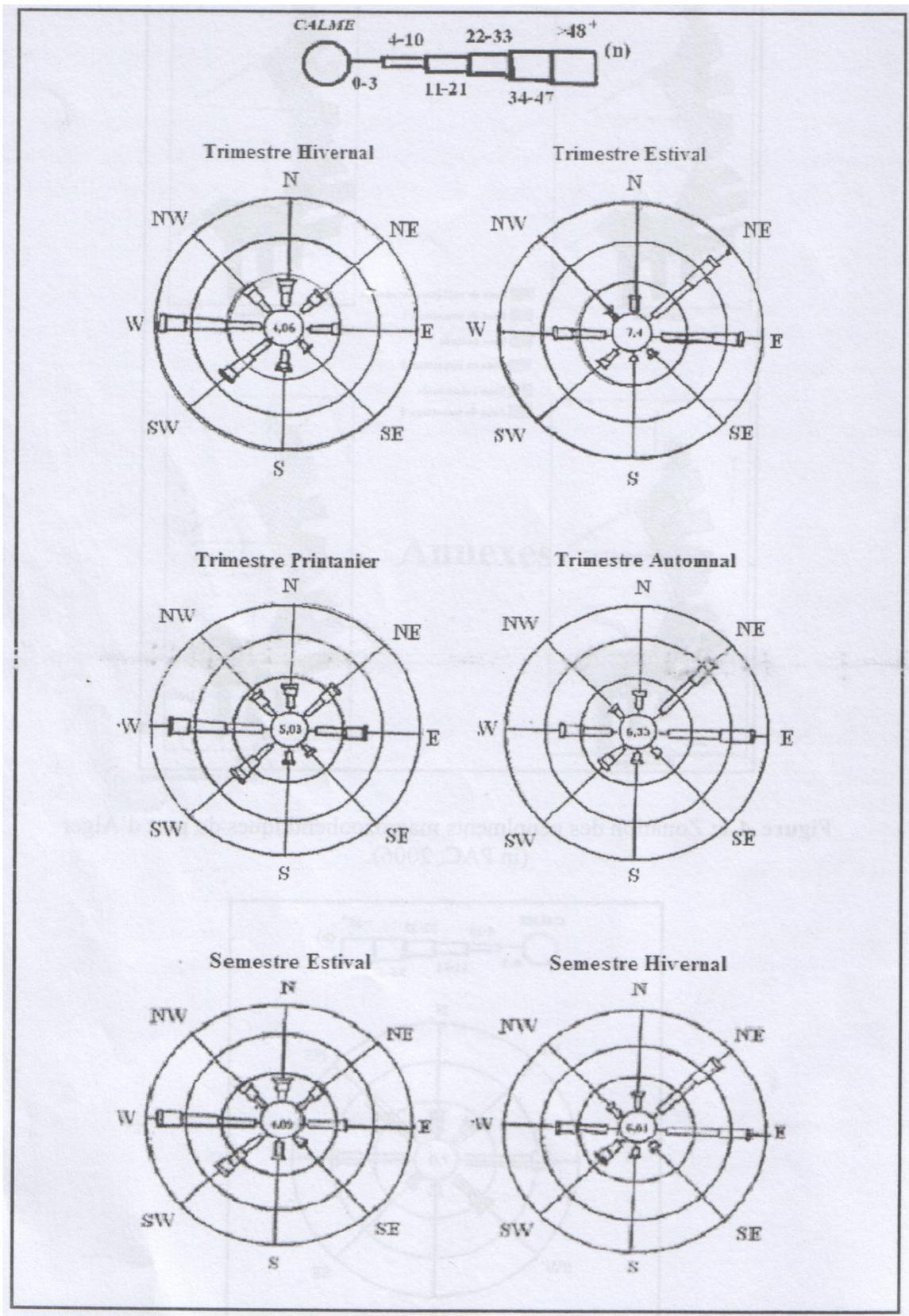
Longueur d'onde $\lambda=130\text{m}$



Echelle : 1 /60 000

0 3 6km

Plans de vagues théoriques touchant le port d'Alger (Selmani et Taoutaou, 1995).



Les roses des vents (USNWS, 1970).

Annexe II

Dosage des nitrites + nitrates

I- Réactifs

1-1- Solution tampon

Produits chimiques exigés :

Chlorure d'ammonium NH ₄ Cl.....	50 g.
Solution d'ammonium NH ₄ OH (25 %).....	±1 ml.
Hydroxyde de sodium NaOH.....	5 g.
Eau distillée H ₂ 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 H ₃ PO ₄ (85 %).....	150 ml.
Sulfanilamide C ₆ H ₈ N ₂ O ₂ S.....	10 g.
α- Naphtyléthylène diamine dihydrochloride C ₁₂ H ₁₆ Cl ₂ N ₂	0,5g.
Eau distillée H ₂ O.....	850 ml.

Préparation

Diluer l'acide o-phosphorique dans ±750 ml d'eau distillée. Ajouter le sulfanilamide et le α- Naphtyléthylène 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 H₂O (régénérée chaque semaine).

II- Préparation des solutions étalons

2-1- Solution mère de 100 ppm N (*)

Produits chimiques exigés :

Nitrate de sodium NaNO ₃	0,6068 g.
Eau distillée H ₂ O.....	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le nitrate de sodium dans ± 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.

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 N-NO_3^- ou de N-NO_2^- puis en $\mu\text{moles/l}$ de NO_3^- ou de NO_2^- .

III- Préparation de la colonne réductrice

3-1- Solution d'acide chlorhydrique (4N)

Produits chimiques exigés :

Acide chlorhydrique HCl (32 %).....400 ml.

Eau distillée H₂O.....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 ± 30 ml de la solution d'acide chlorhydrique (4N).

2- Agiter pendant 1 minute.

4- Ajouter environ 50 ml de solution de sulfate de cuivre et agiter pendant 5 minutes.

5- Laver la saleté entre les granules avec l'eau distillée.

6- Sécher les granules de cadmium.

7- Ajouter, à l'aide d'un entonnoir, les granules dans une colonne sèche, en secouant de temps en temps pour empaqueter la colonne des deux côtés.

8- Remplir jusqu'à ± 5 mm du sommet.

9- Placer un petit morceau de tube en polyéthylène, dans la colonne pour éviter que les granules ne sortent de la colonne.

10- Remplir la colonne, à l'aide d'une seringue contenant la solution tampon (réactif 1-1 préparé précédemment).

11- Placer la colonne dans le système.

Note : Eviter que l'air rentre dans la colonne.

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

Dosage des orthophosphates

I- Réactifs

1-1- Solution de molybdate d'ammonium

Produits chimiques exigés :

Tartrate de potassium et d'antimoine

$\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$230 mg.

Acide sulfurique H₂SO₄ (97 %).....69,4 ml.

Molybdate d'ammonium $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$6g.

Eau distillée H₂O.....1000 ml.

FFD6.....2 ml.

Préparation

Dissoudre le tartrate de potassium et d'antimoine dans ± 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.

Note :

Ne pas employer de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium. La sensibilité peut être augmenter 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_6O60 ml.
Eau distillée H_2O1000 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).

II- Préparation des solutions étalons**2-1- Solution mère de 100 ppm P (*)****Produits chimiques exigés :**

Dihydrogène o-phosphate de potassium KH_2PO_40,4394 g.
Eau distillée H_2O1000 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.

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 μ moles/l de PO_4^- .

Dosage des silicates**I- Réactifs****1-1- Solution d'acide sulfurique****Produits chimiques exigés :**

Acide sulfurique H_2SO_4 (97 %).....10 ml.
Eau distillée H_2O1000 ml.
FFD6.....2 ml.

Préparation

Diluer l'acide sulfurique dans \pm 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 $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$20g.

Eau distillée H_2O1000 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.

Note :

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 $\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$44g.

Eau distillée H_2O1000 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_2O .

Note :

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

II- 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 H_2O1000 ml.

Préparation

Dissoudre le métasilicate de sodium 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 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.

Note : 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 SiO_4 .

Annexe III



Figure III 1. Présence des coquilles et de la matière plastique plus quelques éléments métalliques.

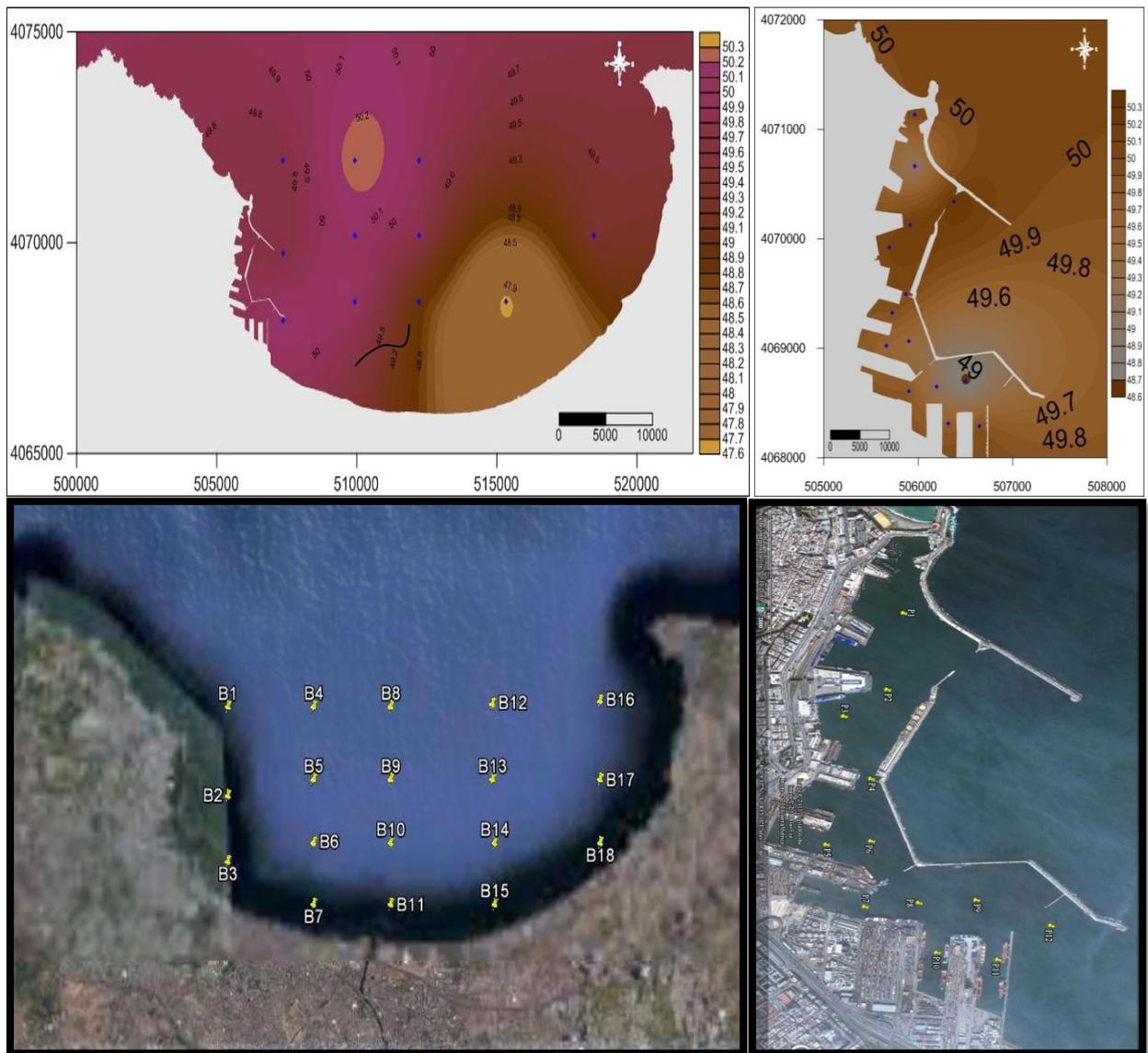


Figure III 2. Distribution horizontale de la conductivité dans la baie et le port d'Algiers.

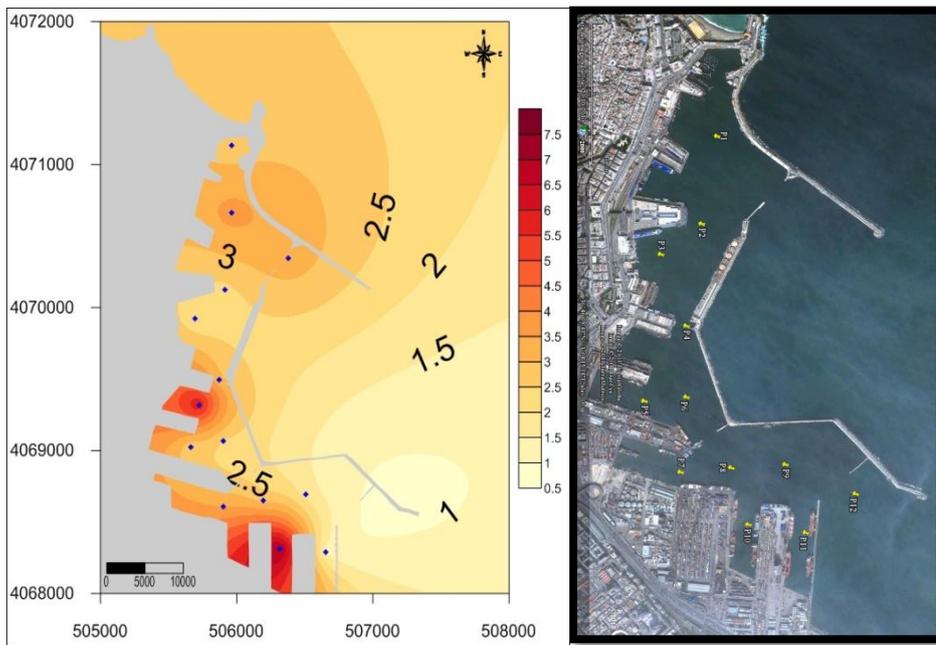


Figure III 1. Distribution horizontale de la turbidité dans le port d'Alger.

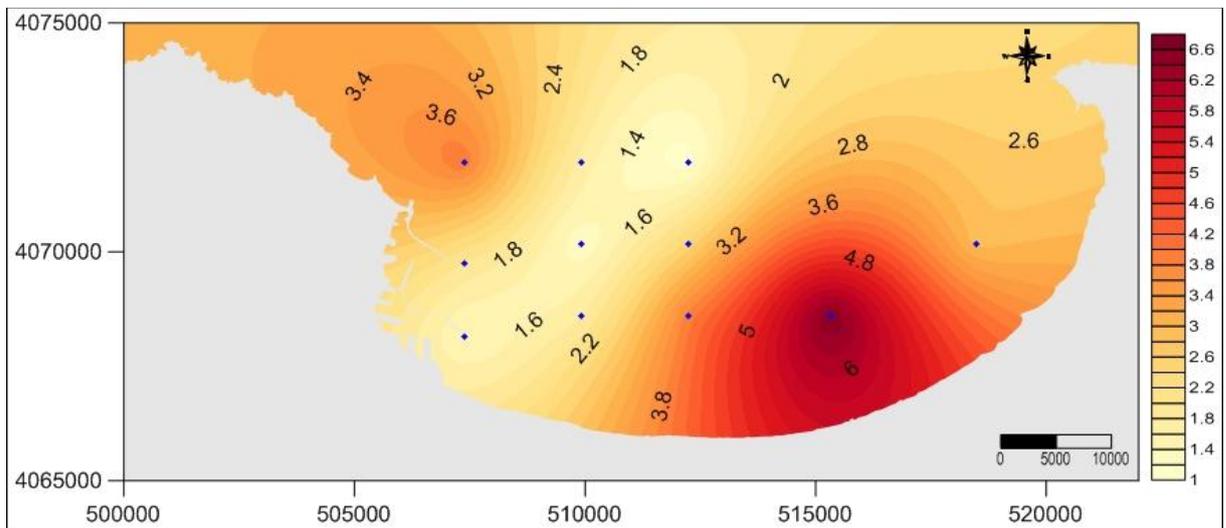


Figure III 4. Distribution horizontale de la turbidité dans la baie d'Alger.

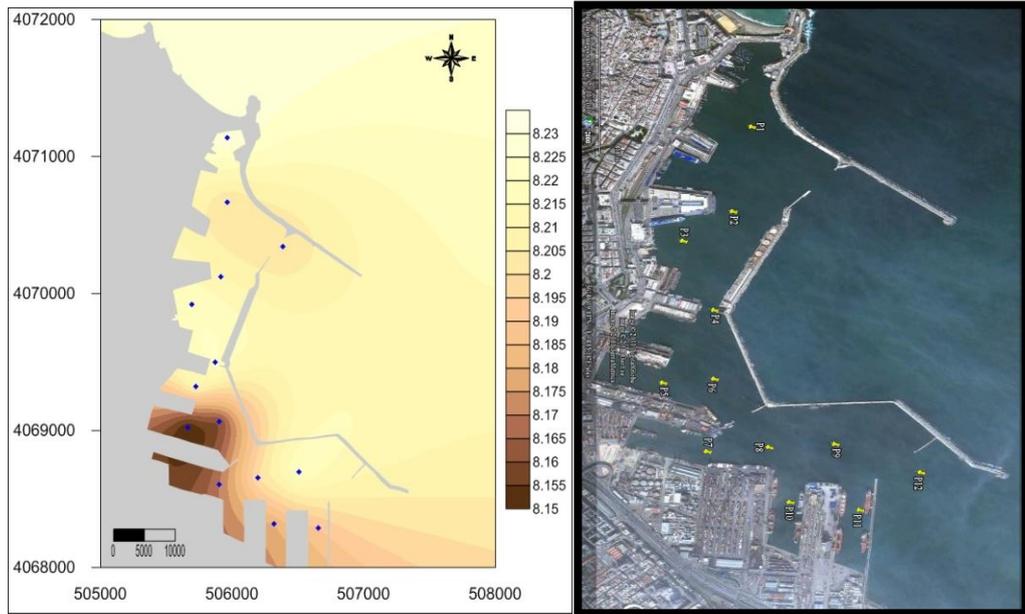


Figure III 5. Distribution horizontale du PH dans le port d'Alger.

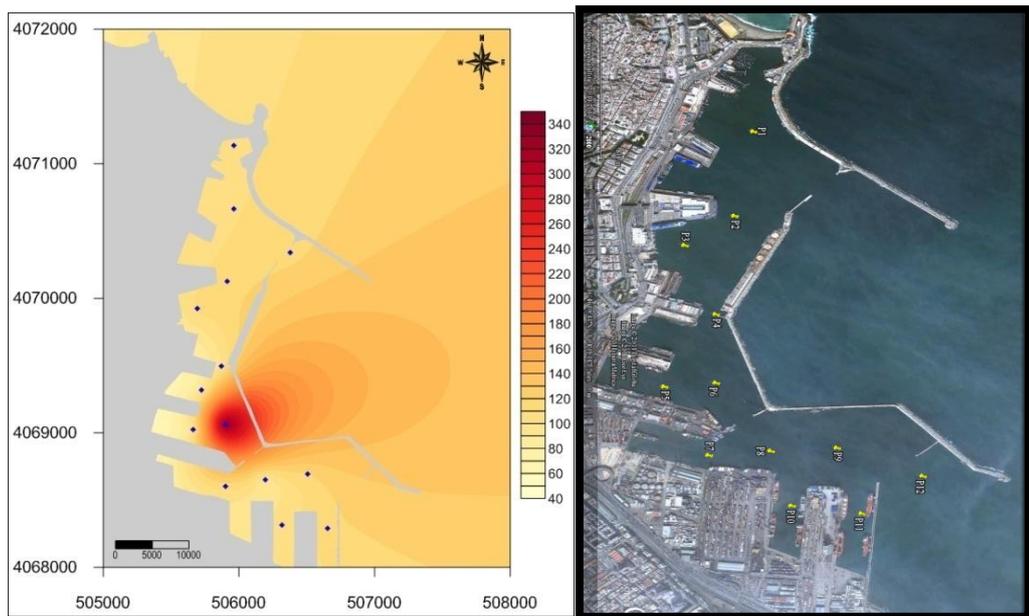


Figure III 7. Distribution horizontale de la matière en suspension dans le port d'Alger.

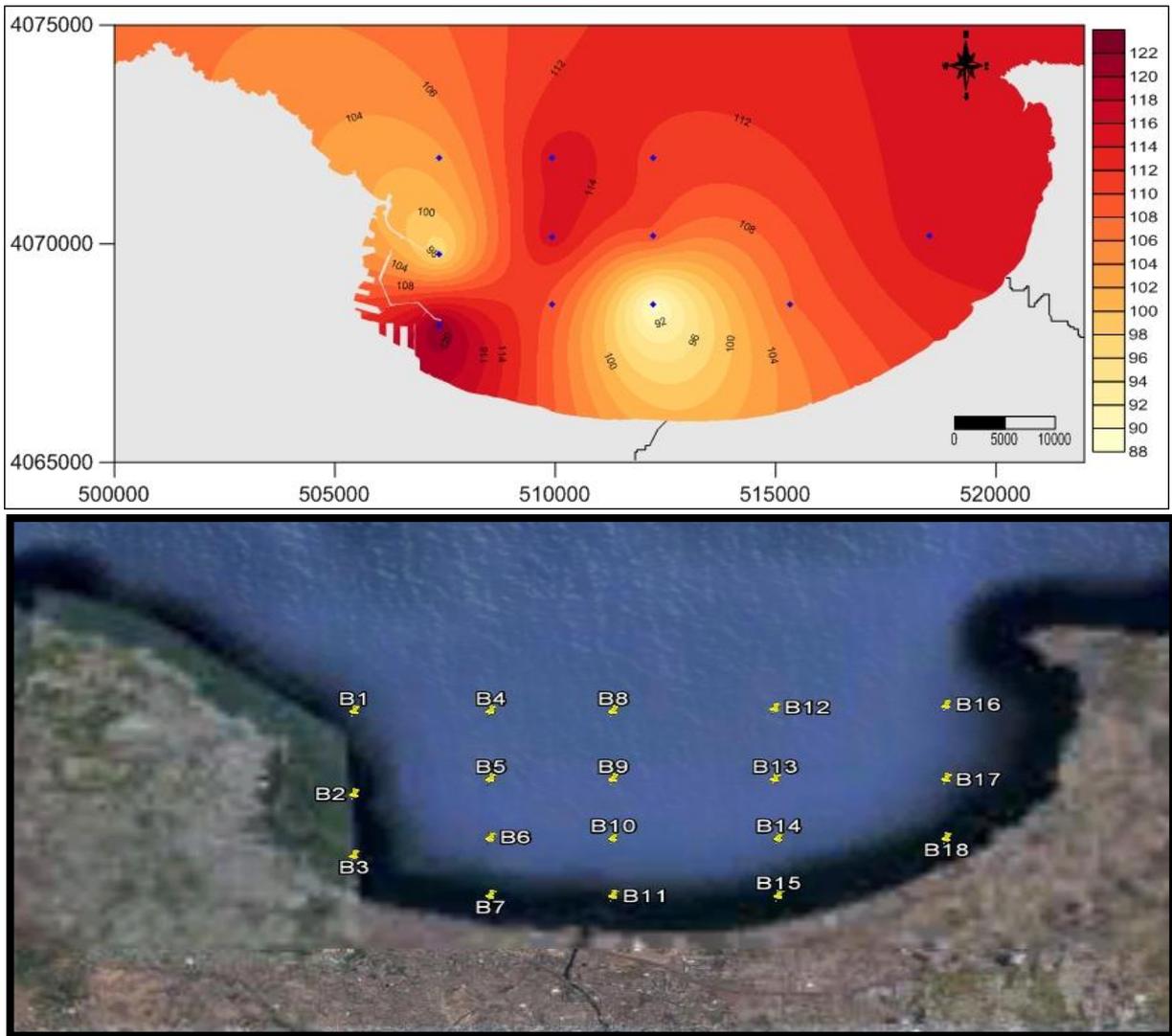


Figure III 8. Distribution horizontale de la matière en suspension dans la baie d'Alger.

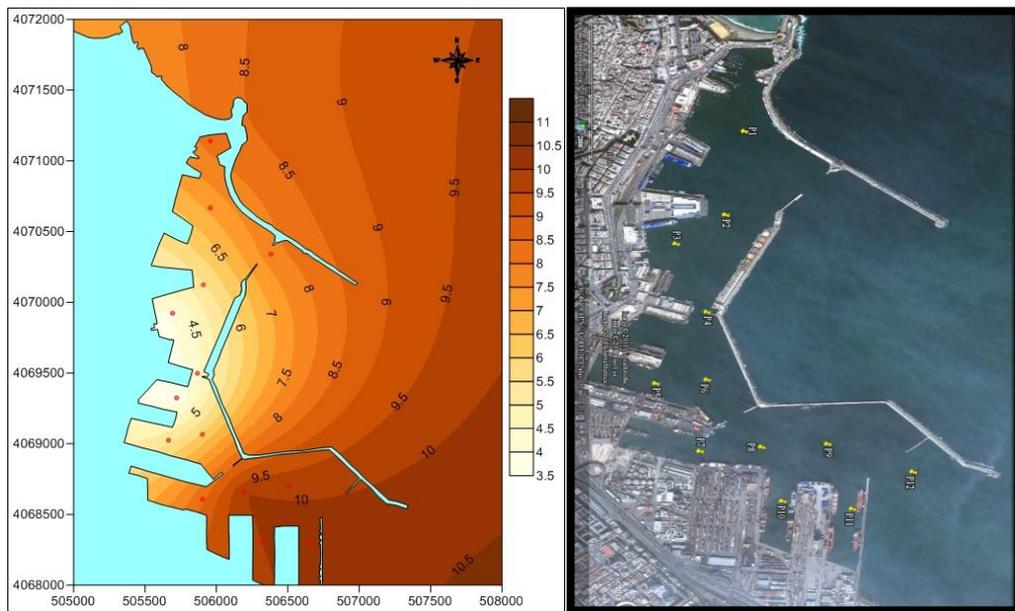


Figure III 9. Distribution horizontale de la matière inorganique particulaire dans le port d'Algier.

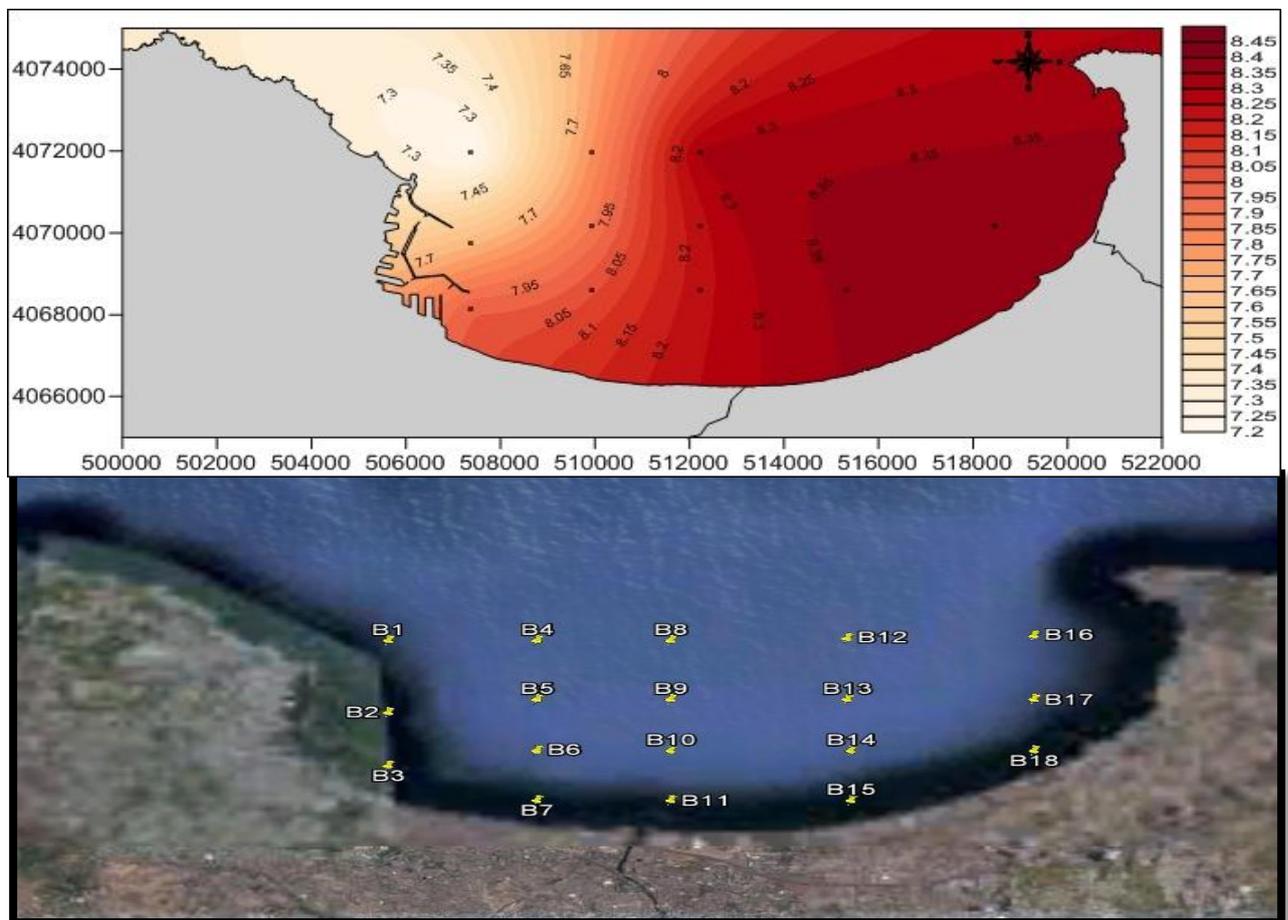


Figure III 10. Distribution horizontale de la matière inorganique particulaire dans la baie d'Algier.

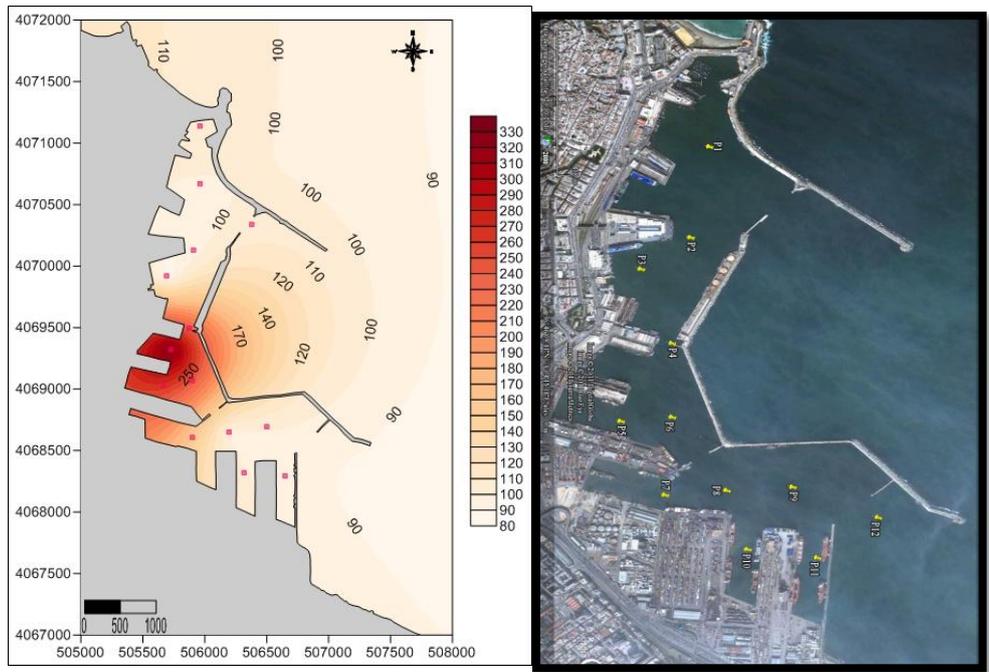


Figure III 11. Distribution horizontale de la matière organique particulaire dans le port d'Alger.

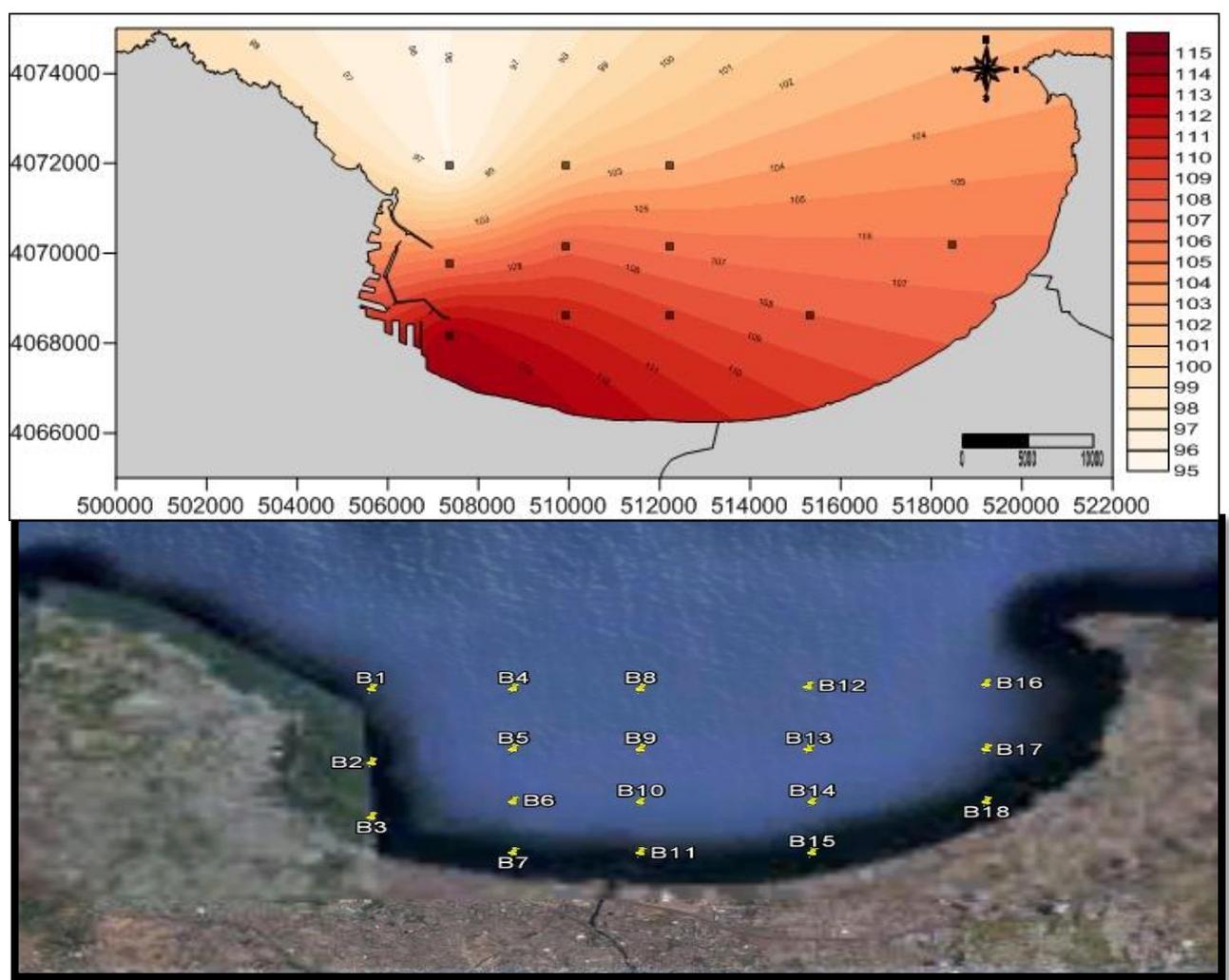


Figure III 12. Distribution horizontale de la matière organique particulaire dans la baie d'Alger.

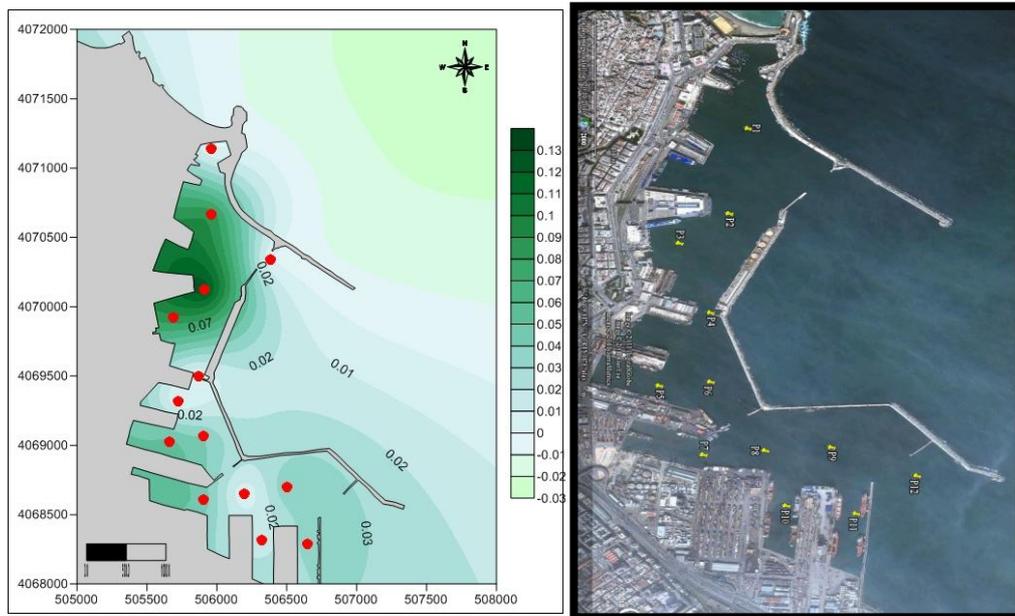


Figure III 13. Distribution horizontale de phéopigment dans le port d'Alger.

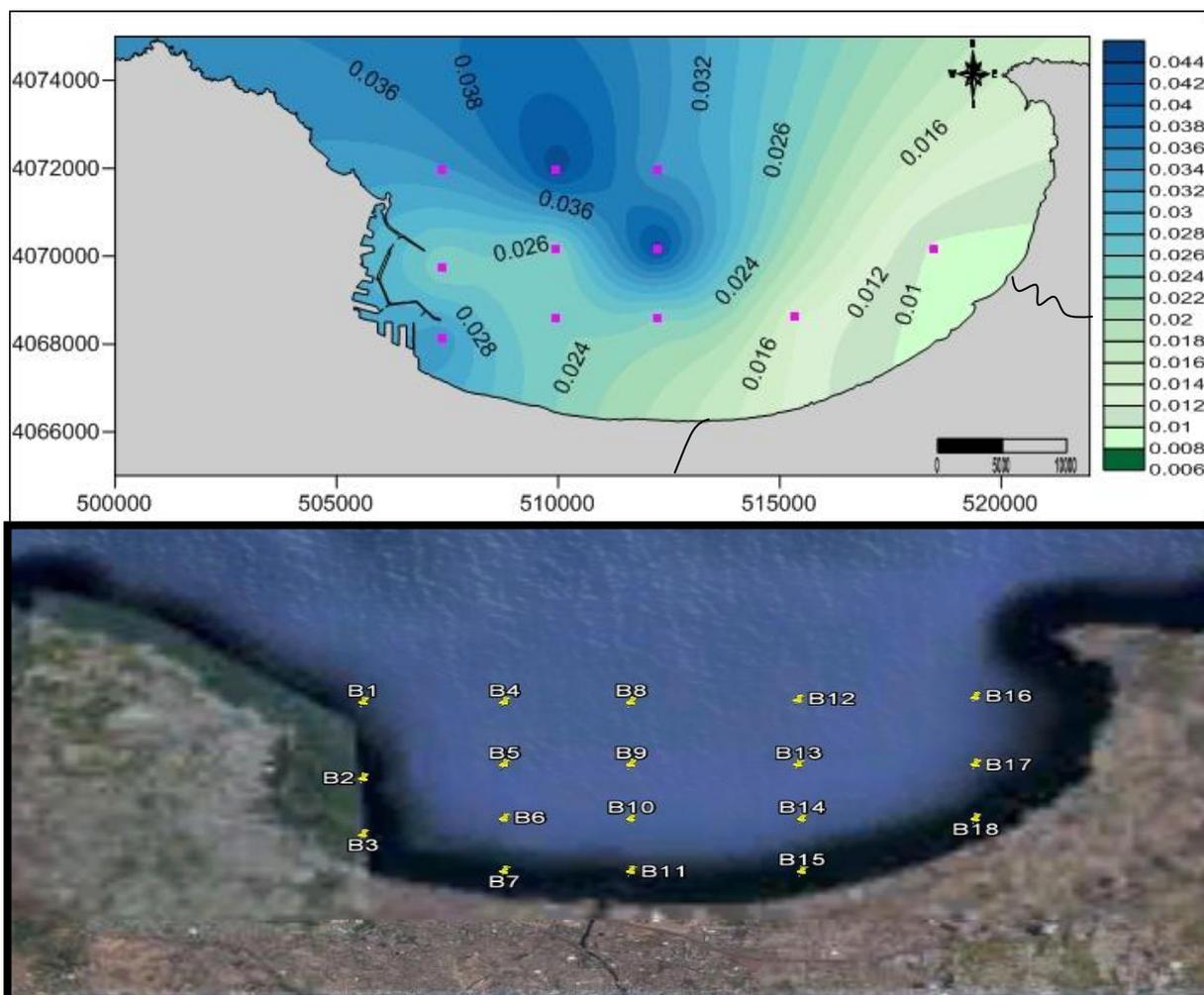


Figure III 14. Distribution horizontale de phéopigment dans la baie d'Alger.

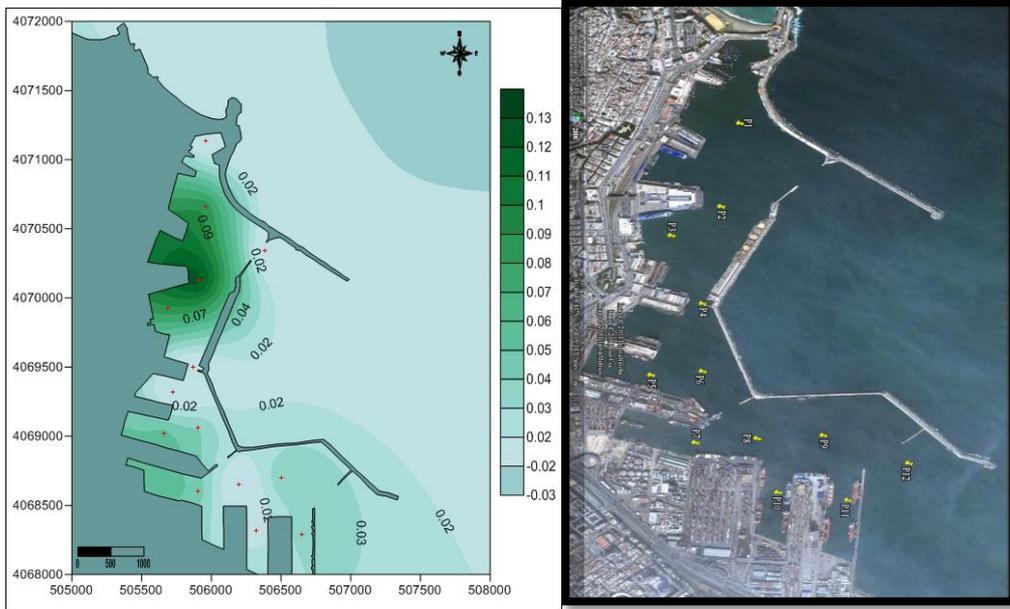


Figure III 15. Distribution horizontale de la chlorophylle *a* dans le port d'Algier.

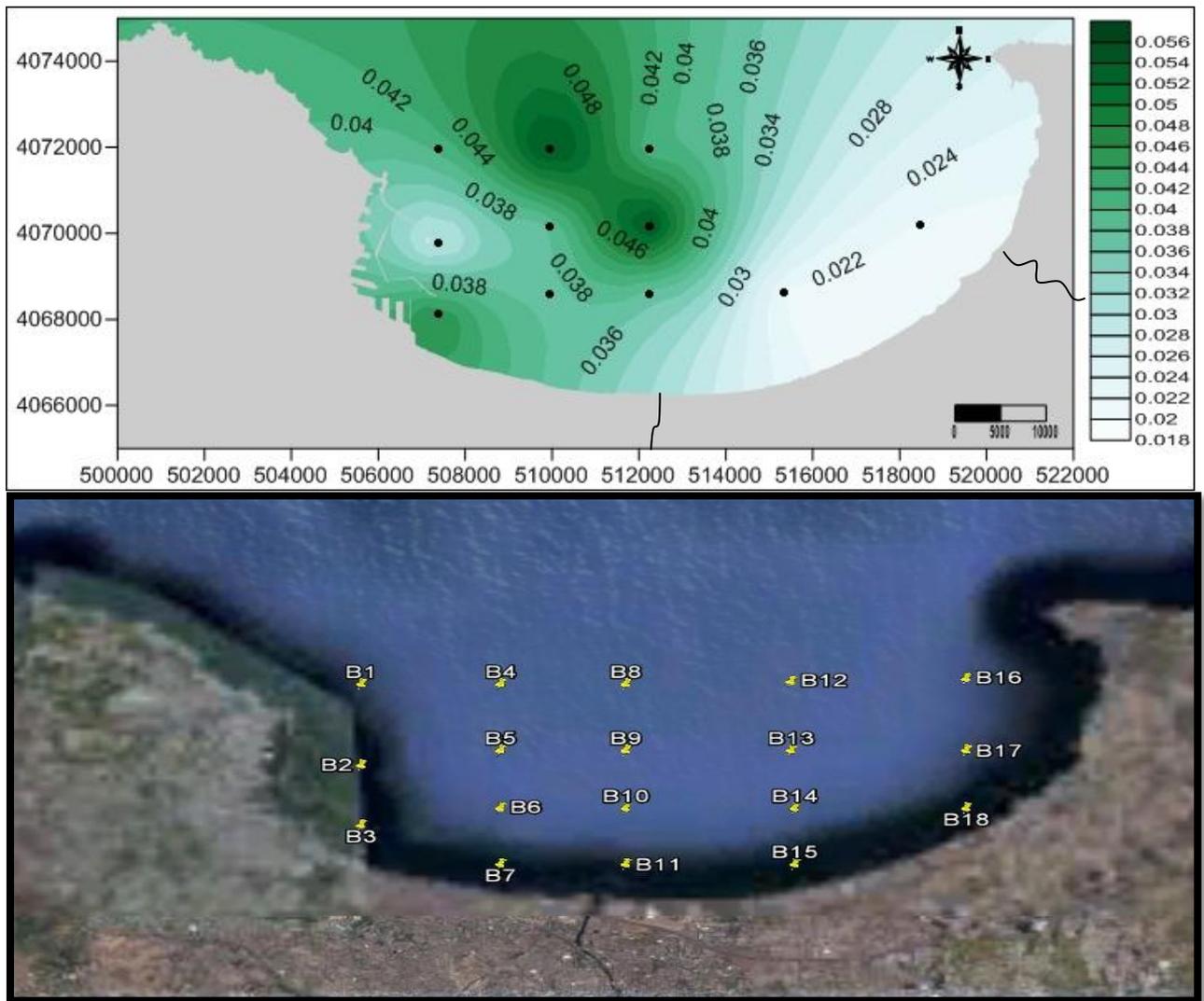


Figure III 16. Distribution horizontale de la chlorophylle *a* dans la baie d'Algier.

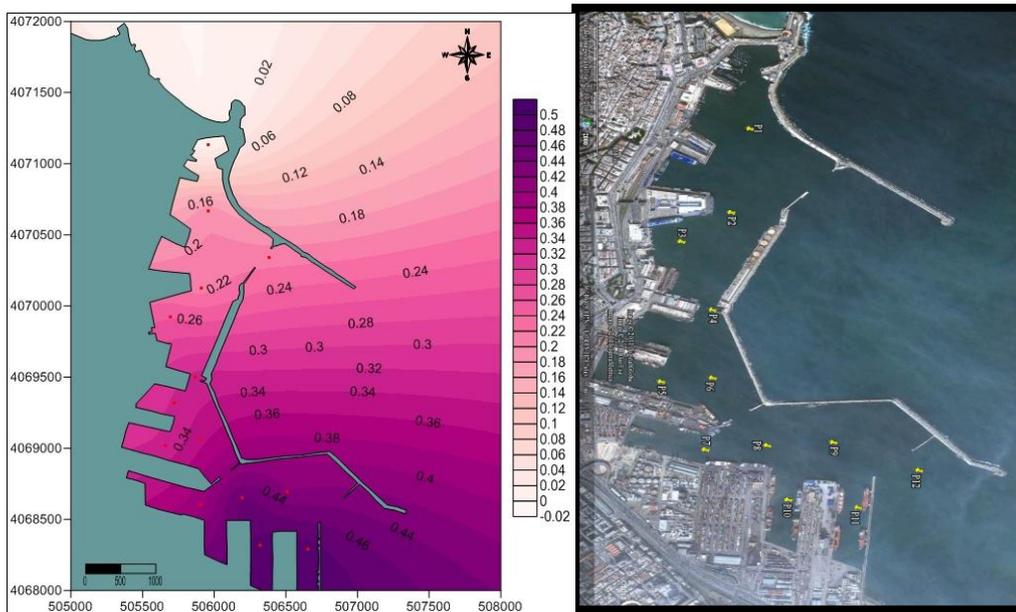


Figure III 19. Distribution horizontale des nitrites dans le port d'Algier.

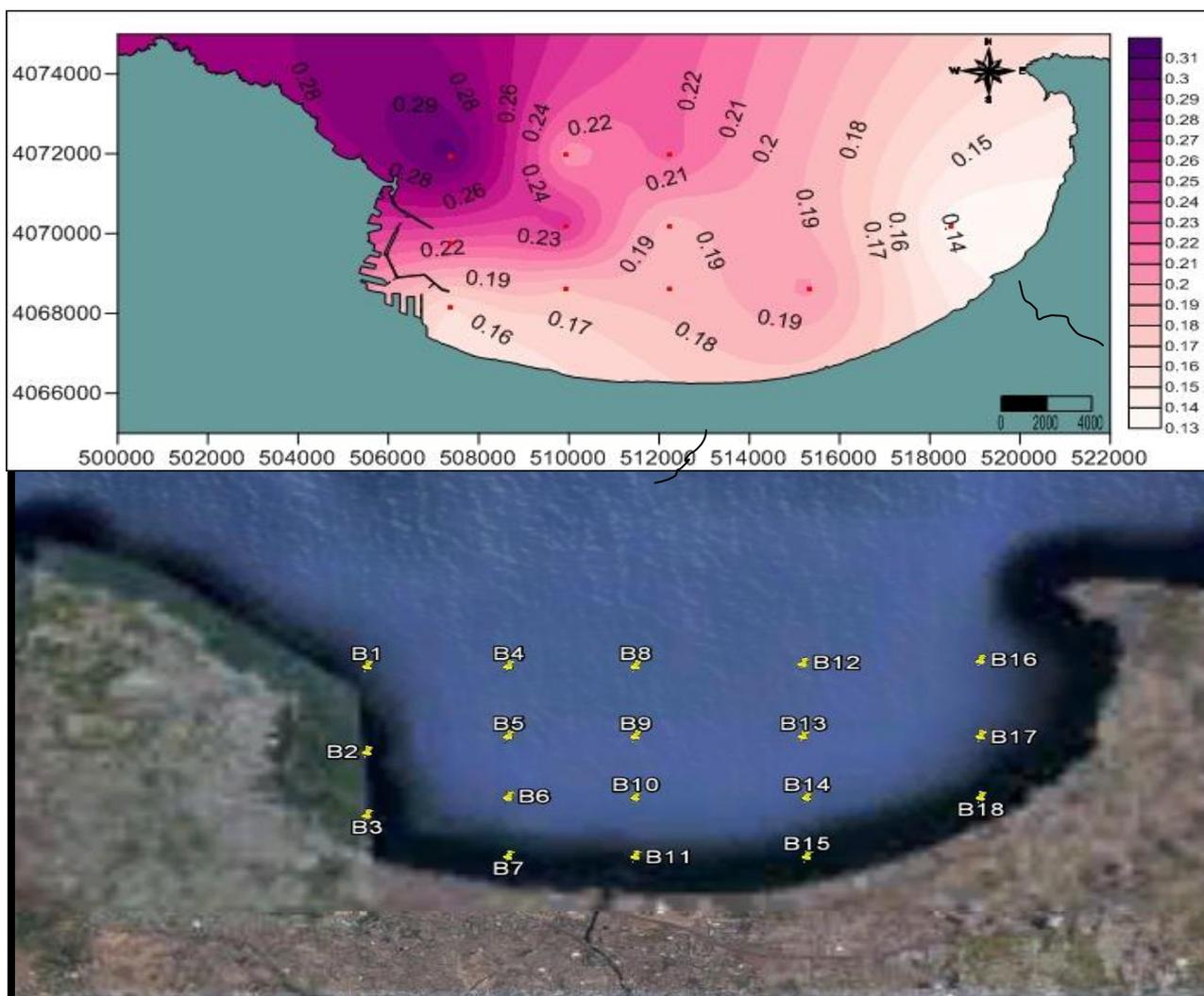


Figure III 20. Distribution horizontale des nitrites dans la baie d'Algier.

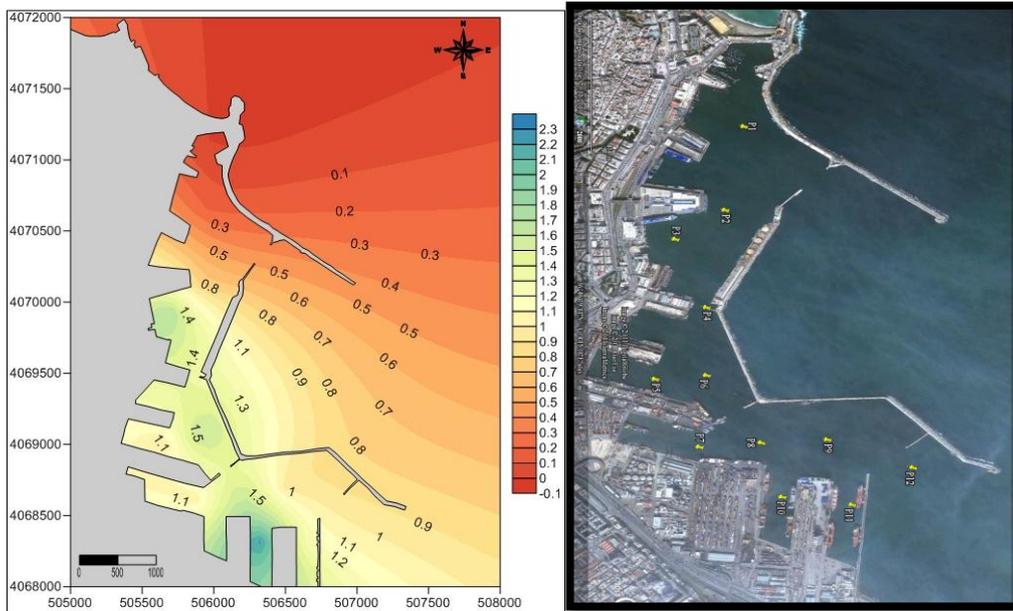


Figure III 21. Distribution horizontale d'ammonium dans le port d'Alger.

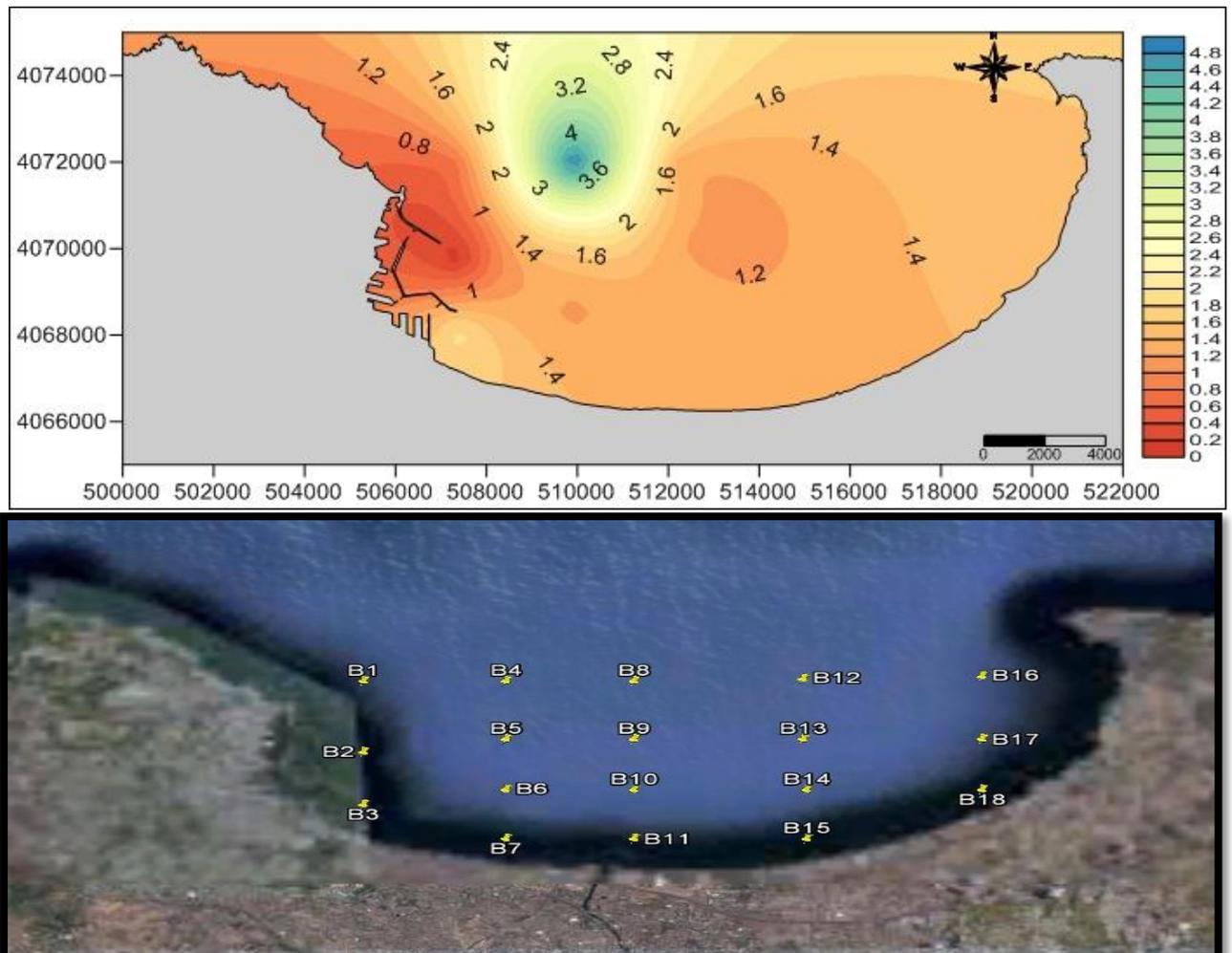


Figure III 22. Distribution horizontale d'ammonium dans la baie d'Alger.

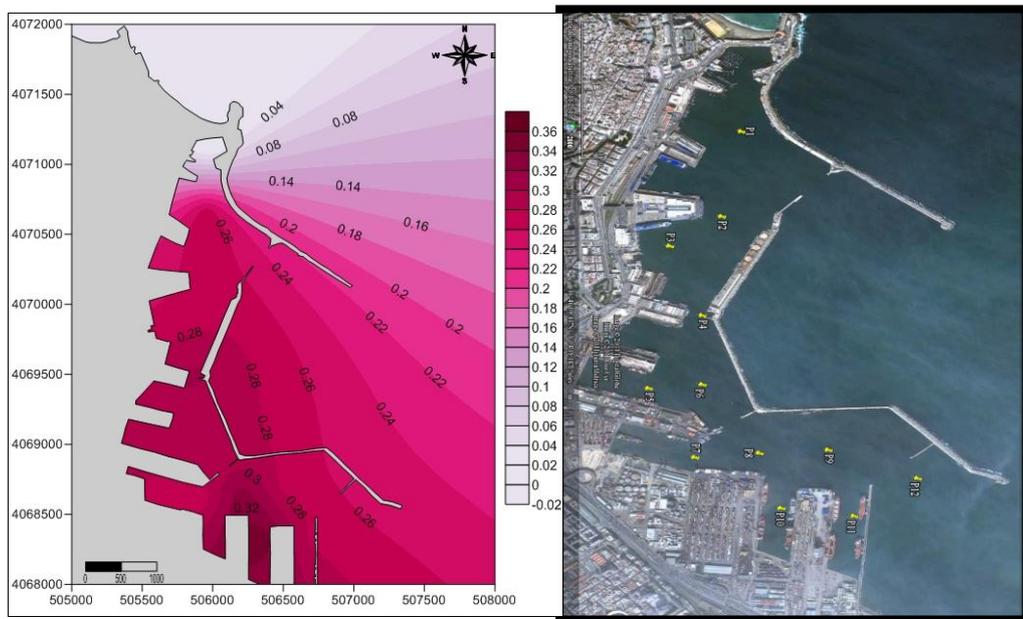


Figure III 23. Distribution horizontale des phosphates dans le port d'Alger.

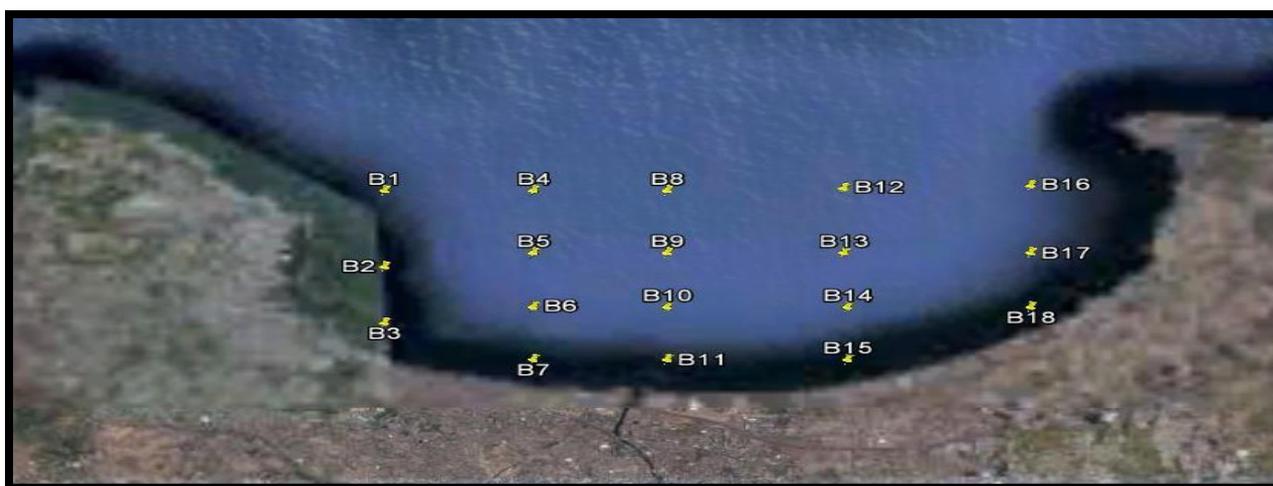
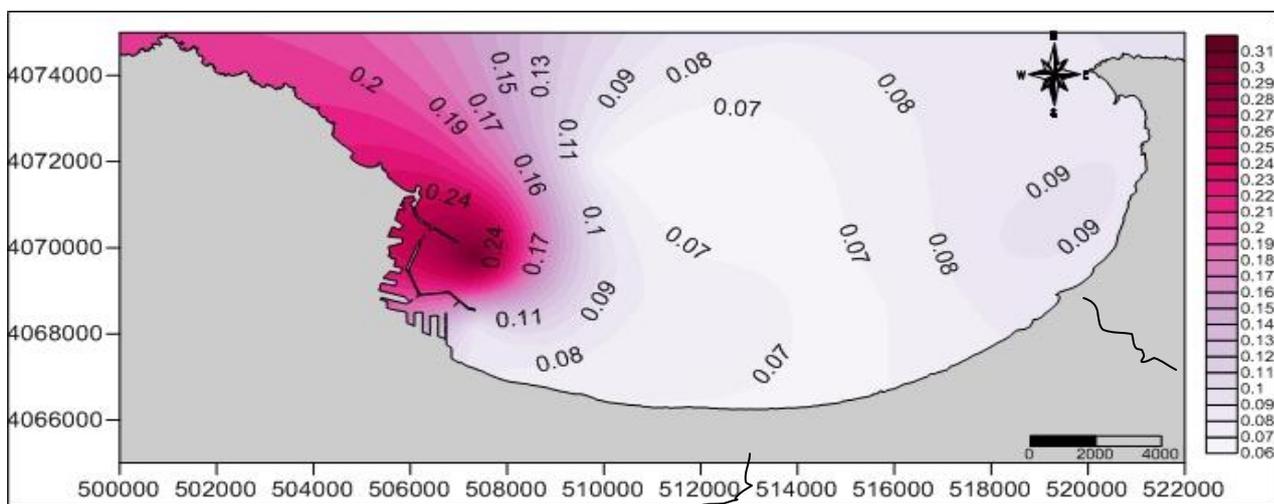


Figure III 24. Distribution horizontale des phosphates dans la baie d'Alger.

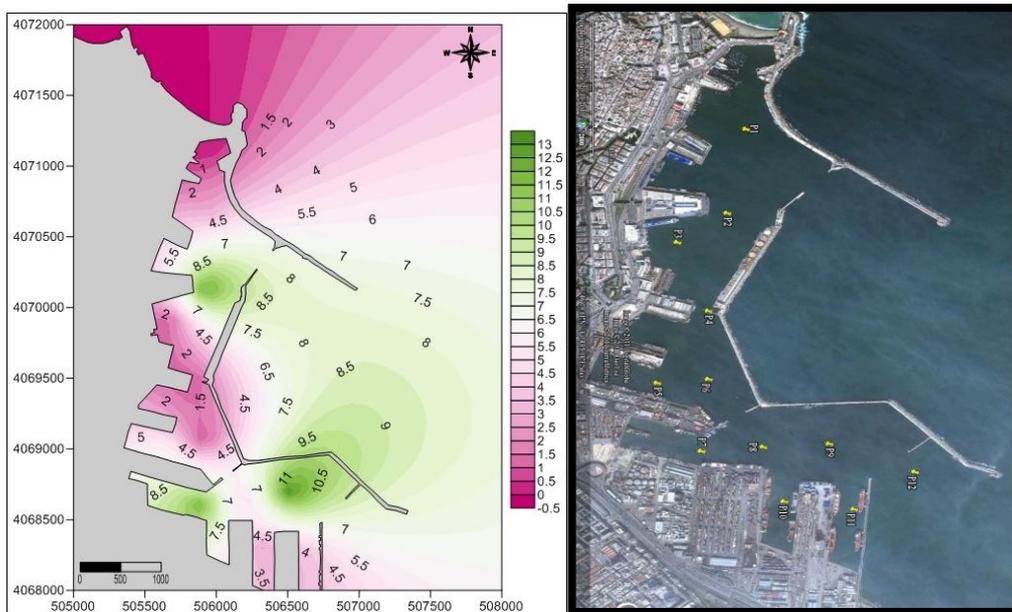


Figure III 25. Distribution horizontale des silicates dans le port d'Algiers.

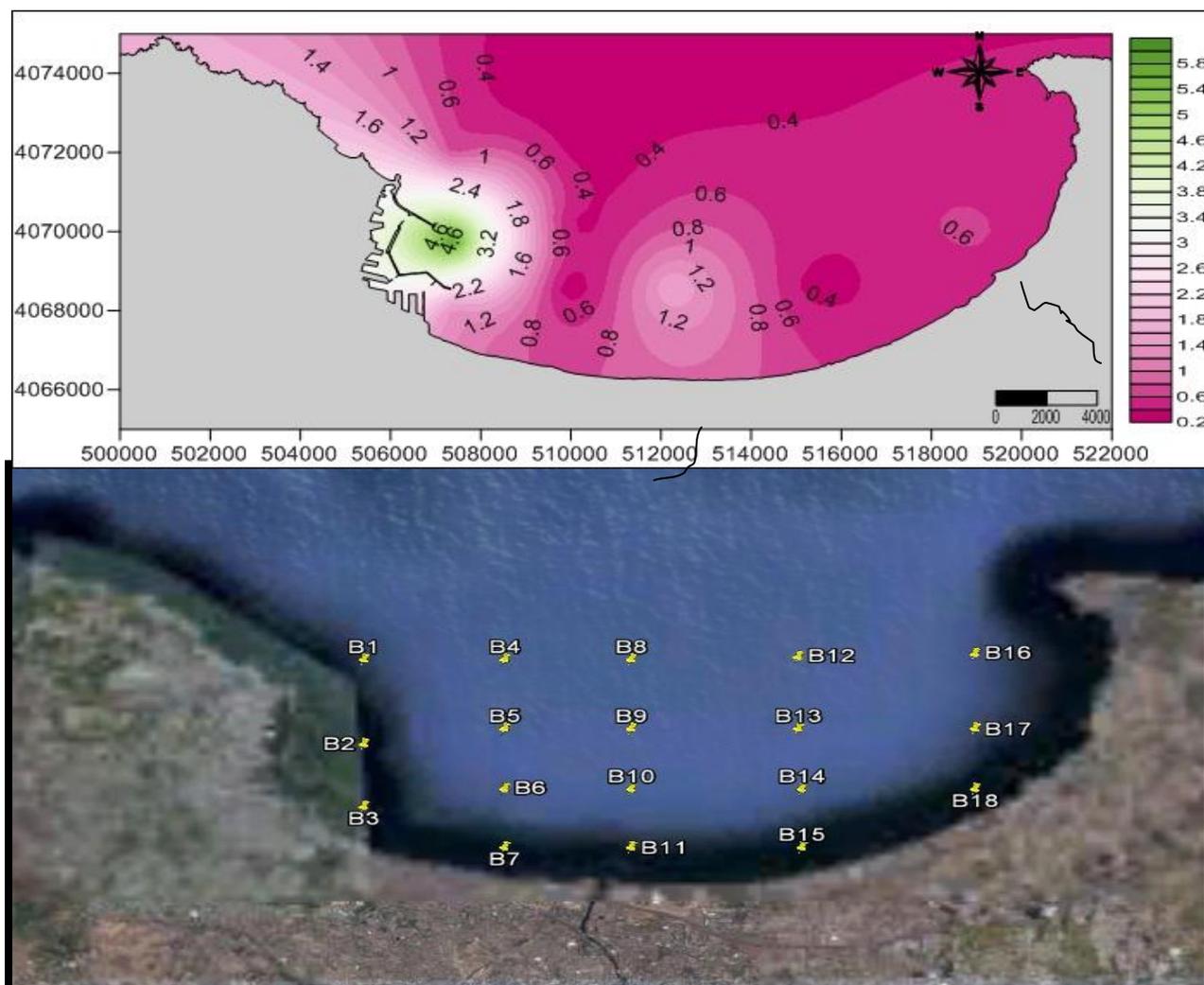


Figure III 26. Distribution horizontale des silicates dans le port d'Algiers.

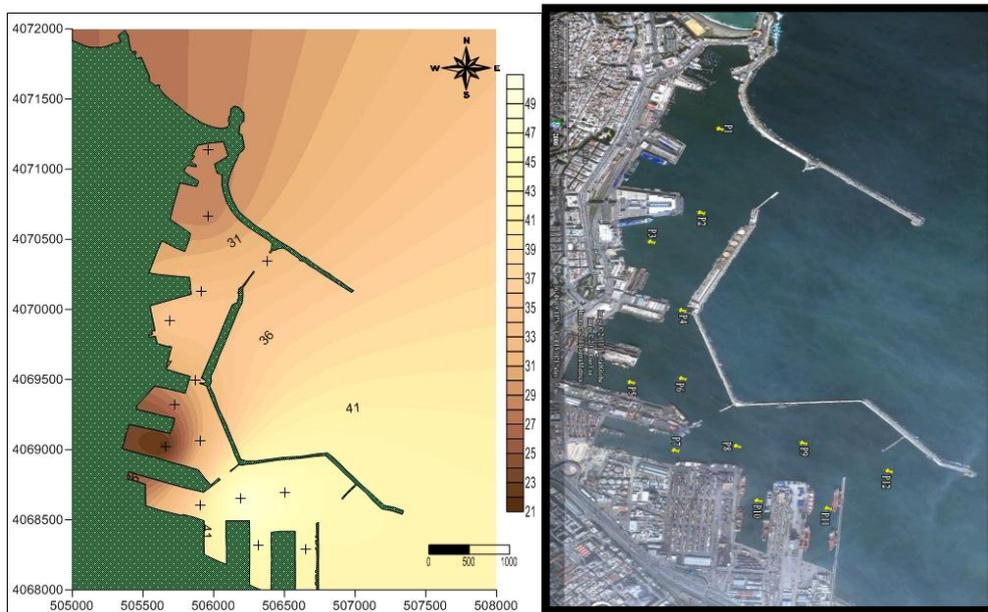


Figure III 27. Distribution horizontale des hydrocarbures aromatique dans les sédiments du port d'Alger.

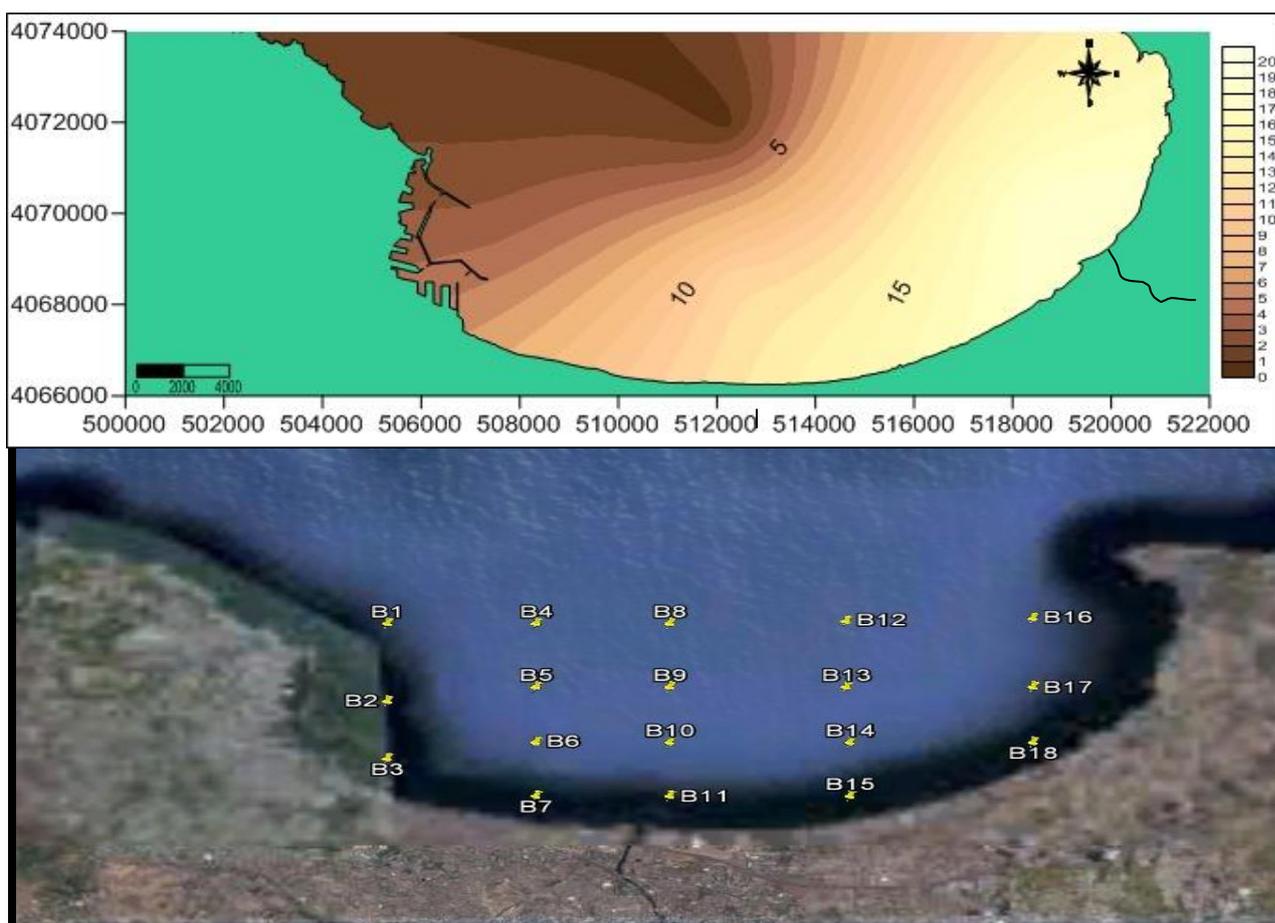


Figure III 28. Distribution horizontale des hydrocarbures aromatique dans les sédiments de la baie d'Alger

