

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Minister de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر و تهيئة الساحل

Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral



MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME DE MASTER EN SCIENCES DE LA MER

Sujet :

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans la matrice sédimentaire du littoral Algérois: état et analyse rétrospective

Présenté par:

- **DEHANE Djema**

Soutenu le 17 /10/2012 devant le jury suivant:

Mr. SEMROUD. R	Professeur (ENSSMAL)	Président
Mr. BOULAHIDID. M	Professeur (ENSSMAL)	Promoteur
Mme. BENTCHIKOU. L	Maître assistante (ENSSMAL)	Co-promotrice
Mme. GHALMI. R	Maître assistance (ENSSMAL)	Examinatrice
Mr DRICHE. M	Maitre de conférences (ENSSMAL)	Examineur

Promotion : 2011/2012

Remerciement

Au terme de ce travail, je souhaite adresser mes remerciements à tous ceux qui ont contribué à sa réalisation.

*Je remercie tout d'abord Mme le Professeur **BOULAHID .M** pour avoir accepté d'encadrer ce travail. Pour sa confiance, sa disponibilité, ses encouragements.*

*Je remercie chaleureusement ma co-promotrice **Mme BENTCHIKOU .L** qui m'a encadrée avec patience et m'a orientée tout au long de l'élaboration de ce mémoire. C'est grâce à ses conseils et ses critiques pertinentes que ce travail à vue le jour.*

*Je remercie vivement **Mr SEMROUD .R** qui m'a fait l'honneur d'accepter la présidence de ce jury.*

*J'exprime ma profonde reconnaissance aux rapporteurs **Mme GHALMI.R** et **Mr DRICHE.M** qui ont bien acceptés de juger mon travail.*

*Je remercie aussi **Mr BELKESSA.R** pour son aide et son soutien.*

*J'associe à ces remerciements **Mr BOUDJELLAL** pour son aide matérielle, son patience et son sollicitude,*

*En fin, je tiens modestement à présenter mes sincères remerciements à **Mr MEKKI**.*

Remerciement

Liste des figures

Liste des Tableaux

Introduction 1

Chapitre I : Etude bibliographique et site d'étude

I. Les hydrocarbures 3

I.1. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP 3

I.1.1. Géochimie des HAP 3

I.1.2. Critères d'origines 4

I.1.2.1. Origine pyrolytique 4

I.1.2.2. Origine pétrolière 5

I.1.2.3. Origines biosynthétique et diagénétique 5

I.1.3. Caractéristiques 5

I.1.4. Propriétés chimiques 5

I.1.5. Propriétés physiques 6

I.1.6. Sources de pollution par les hydrocarbures aromatiques polycycliques 6

I.1.7. Toxicité des HAP 7

I.1.7.1. Mécanismes de toxicité 7

I.1.7.2. Données toxicologiques 10

I.1.7.2.1. Toxicité aiguë 10

I.1.7.2.2. Toxicité chronique 10

II. Les sédiments 10

II.1. Origine 10

II.2. Granulométrie 11

II.3. Composition 11

II.4. Mobilité et biodisponibilité des HAP dans un sédiment 12

II.5. Notion d'empreinte: indice géochimique 13

III. Techniques d'analyses des hydrocarbures aromatiques 14

III.1. Chromatographie liquide de haute performance (CLHP) 14

III.2. Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CPG/MS) 14

III.3. Spectrofluorimétrie ultraviolet (SFUV) 14

IV. Le site d'étude 15

IV.1. La baie d'Alger 16

IV.2.La baie de Bou-Ismaïl.....17

Chapitre II: Analyse rétrospective des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le sédiment du littoral Algérois

I.introduction.....19
II.étude antérieure faite sur littoral Algérois20
III.les HAP et les valeurs guides24
IV.état de la pollution du littoral Algérois par les HAP par rapport à la côte Algérienne29
IV.1.Comparaison avec le secteur Est de L'Algérie30
IV.2.Comparaison avec d'autres sites en Méditerranée et dans le monde32
V. Comparaison statistique des résultats des hydrocarbures aromatiques polycycliques34

Chapitre III : lutte contre la pollution par les hydrocarbures

I.Introduction.....35
II. Conventions internationales35
 III. Législation Algérienne38
IV.TELBAHR, organisation nationale de lutte contre la pollution marine par les hydrocarbures.....41
Conclusion42
Références bibliographiques44

Annexes

Figure 1: Situation géographique de la région d'Alger (Source: Google Earth, 2012)
..... 15

Figure 2: les rejets des eaux usées dans la baie d'Alger (Source: Bachari Houma, 2009)..... 16

Figure 3: Carte des pressions naturelles et anthropiques dans la baie de Bou-Ismaïl (Source: Belkessa et *al.*, 2008; AlSid ChiKh et *al.*,2009 in Bachari Houma, 2009)
.....18

Tableau1: Liste des HAP considérés par l'Organisation Mondiale de la Santé (INERIS,2005).....3

Tableau2: Liste des seize HAP classés prioritaires par l'US-EPA (INERIS, 2005).....4

Tableau 3: Concentration des HAP dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger (travaux de l'ENSSMAL).20

Tableau 4: Concentration des HAP dans les sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (travaux de l'ENSSMAL). 22

Tableau 5: récapitulatif des facteurs équivalent toxique au benzo(a)pyrène et la norme canadienne pour la qualité des sédiments marins..... 25

Tableau 6: Etats de référence pour les HAP ($\mu\text{g}/\text{kg}$ PS) applicable en Méditerranée pour l'interprétation des niveaux de contamination chimique dans les sédiments..... 27

Tableau 7: les valeurs cibles des HAP dans les sédiments marins (MEDD et Agence de l'eau, Grille d'évaluation, 2003)..... 28

Tableau 8: Concentration des HAP dans les différents sites du littoral Ouest Algérien. 29

Tableau 9: Concentration des HAP dans les sédiments de différents sites Est Algérien. 30

Tableau 10: Concentrations en HAP dans les sédiments de différents sites. 32

Introduction

Le développement des activités humaines est devenu aujourd'hui une menace pour l'environnement marin qui subit depuis plusieurs décennies des agressions majeures.

Selon *Le livre bleu des engagements du Grenelle de la Mer*, 80% de la pollution proviennent des activités terrestres et 20 % des activités maritimes. Les activités maritimes sont génératrices de divers types de pollutions : Atmosphériques (cheminées des navires), Marines (substances liquides nocives, chute à la mer de la cargaison contenant des substances toxiques ou rejets de déchets domestiques). Toutefois, la plus symbolique, la plus ancienne et la plus médiatisée des pollutions marines restent sans conteste, pour l'opinion publique, la pollution par les hydrocarbures (Albakjaji, 2011).

La mer Méditerranée représente 1% de la surface maritime mondiale. Elle est considérée comme l'une des mers les plus exposées au risque de la pollution par les hydrocarbures et les substances chimiques dangereuses. Elle représente la principale voie maritime de transport du pétrole brut à partir des gisements du Moyen-Orient et de l'Afrique du Nord, vers les principaux consommateurs (TELBAHR, 2006).

La côte algérienne constitue une voie de navigation et de transit préférentiel des pétroliers et des tankers dans le bassin occidental. Cette situation fait peser une pression importante sur la côte algérienne et la vulnérabilité davantage vis-à-vis des pollutions marines par les hydrocarbures. La région algéroise est l'une des régions qui souffre d'une grave pollution marine par ces polluants ce qui rend la protection et la préservation de ce milieu une nécessité importante pour le maintien de la vie sous marine.

Le sédiment marin constitue un compartiment très important de l'écosystème aquatique qui sert d'habitat pour la faune et flore marine. Il est considéré comme étant le réservoir extrême au quel est acheminée la plupart des contaminants. Vu que les sédiments sont doués d'une mémoire assez longue, il constitue un outil privilégié pour l'estimation de l'état de la contamination du milieu marin. De ce fait, de nombreux travaux se sont intéressés à la matrice sédimentaire qu'à celle de l'eau (Sellali et al., 1993; Ghabi et Hadj Ali, 1993; Lourguioui, 2001).

Ainsi l'humanité a pris conscience de la fragilité de cet environnement, d'autant plus que les ressources biologiques sont souvent menacées, dont une partie importante de ces ressources sont d'intérêt économique.

L'objectif principal de ce travail est d'aborder l'évolution de la pollution par les hydrocarbures aromatiques polycycliques de la matrice sédimentaire de l'Algérois au cours de temps à travers une étude rétrospective, et ce, en se basant sur les différents résultats issus des travaux antérieurs disponibles à notre niveau.

Une synthèse bibliographique sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques ainsi qu'une étude du site considéré ont été nécessaires dans notre étude et figurent dans ce manuscrit comme premier chapitre. Un deuxième chapitre est consacré à notre étude rétrospective suivi d'un troisième où nous entamons la lutte contre la pollution par les hydrocarbures. Enfin, une conclusion clôture ce mémoire.

Chapitre I

I. Les hydrocarbures

Les hydrocarbures sont des composés organiques constitués de chaînes moléculaires d'atomes de carbone et d'hydrogène (C et H). Un atome de carbone a une valence de quatre. Donc, il dispose de quatre liaisons obligatoires correspondant à quatre électrons. Il peut être relié à quatre atomes d'hydrogène ou d'autres atomes de carbone ; par liaisons simples ou doubles.

Dans ce dernier cas, les chaînes carbonées peuvent être linéaires, ramifiées ou cycliques. En plus de carbone et d'hydrogène, il existe d'autres constituants minoritaires (résines et asphaltènes) qui contiennent des atomes de soufre, d'azote et d'oxygène.

On regroupe les hydrocarbures en différentes classes parmi lesquelles on distingue les aliphatiques, les naphthéniques, les aromatiques, les résines et asphaltènes.

I.1. Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP

I.1.1. Géochimie des HAP

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

Ils contiennent majoritairement 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.

Le nombre de HAP identifiés à ce jour est de l'ordre de 130. Parmi ceux-ci, une liste restreinte est généralement considérée pour les études environnementales.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) propose de suivre principalement six HAP figurant dans le tableau suivant.

Tableau 1: Liste des HAP considérés par l'Organisation Mondiale de la Santé (INERIS, 2005)

Nom	Nombre de cycles	Formule chimique
Fluoranthène	4	C ₁₆ H ₁₀
Benzo(a)pyrène	5	C ₂₀ H ₁₂
Benzo(b)fluoranthène		C ₂₀ H ₁₂
Benzo(k)fluoranthène		C ₂₀ H ₁₂
Benzo(ghi)pérylène	6	C ₂₀ H ₁₂
Indeno(1,2,3-cd)pyrène		C ₂₂ H ₁₂

Les polluants retenus comme prioritaires par l'agence environnementale américaine (US-EPA) sont listés dans le tableau 2. Il s'agit des HAP les plus étudiés qui posent des problèmes environnementaux majeurs du fait de leur toxicité (INERIS, 2005).

Tableau 2: Liste des seize HAP classés prioritaires par l'US-EPA (INERIS, 2005).

Nom	Nombre de cycles	Formule chimique
Naphtalène	2	C ₁₀ H ₈
Acénaphylène		C ₁₂ H ₈
Acénaphène		C ₁₂ H ₁₀
Fluorène		C ₁₃ H ₁₀
Anthracène		C ₁₄ H ₁₀
Phénanthrène		C ₁₄ H ₁₀
Fluoranthène	3	C ₁₆ H ₁₀
Pyrène		C ₁₆ H ₁₀
Benzo(a)anthracène		C ₁₈ H ₁₂
Chrysène		C ₁₈ H ₁₂
Benzo(a)pyrène		C ₂₀ H ₁₂
Benzo(b)fluoranthène	4	C ₂₀ H ₁₂
Dibenzo(ah)anthracène		C ₂₂ H ₁₄
Benzo(k)fluoranthène		C ₂₀ H ₁₂
Benzo(ghi)pérylène		C ₂₀ H ₁₂
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	5	C ₂₂ H ₁₂
	6	C ₂₂ H ₁₂

I.1.2. Critères d'origines

I.1.2.1. Origine pyrolytique

Les HAP sont formés principalement lors de la combustion incomplète de la matière organique, récente ou fossile. L'activité industrielle contribue largement à la production de ces composés de même que les émissions des véhicules et le chauffage résidentiel. La pyrolyse naturelle (incendies de forêt, éruptions volcaniques) intervient également. Les HAP d'origine pyrolytique sont caractérisés par la prédominance des noyaux aromatiques non substitués sur les homologues alkylés. Ce profil est en fait lié à la température de combustion à la quelle se forment les composés. A haute température (1500-2000°C) il ne subsiste que les HAP non substitués (cas des rejets des activités industrielles et des automobiles). Par contre, les températures atteintes par les feux de forêts (400-800°C) permettent la formation de certains HAP alkylés.

1.1.2.2. Origine pétrolière

La formation du pétrole par catagenèse se produit à des températures relativement basses (50-10°C) permettant la conservation des chaînes alkylées. Ainsi, l'enfouissement dans les bassins sédimentaires de la matière organique et sa lente maturation conduisent à la formation de mélanges de HAP complexes où prédominent les dérivés alkylés. Cette distribution, caractéristique du pétrole, est utilisée comme indicateur de contamination pétrolière des sédiments et des organismes marins.

1.1.2.3. Origines biosynthétique et diagénétique :

A côté de ces deux origines principales des HAP, d'autres voies sont à considérer. La biosynthèse directe par des micro-organismes ou des végétaux. Dans cette voie, des structures moléculaires polycycliques comme des quinones ou des stéroïdes, produits par des organismes vivants, servent de précurseurs biologiques de HAP formés par diagenèse précoce dans les sédiments (Murielle, 1995).

1.1.3. Caractéristiques

Toxiques (certains étant cancérigènes) pour l'homme, la flore et la faune marine, ils sont très rémanents dans l'environnement. Toxicité d'autant plus élevée que le poids moléculaire de l'HAP est important.

Bioaccumulables, modérément et lentement biodégradables ; font partie des polluants organiques persistants (POPs). Cancérogènes avérés ou suspectés ; effets perturbateurs endocriniens suspectés ; dangereux pour l'environnement (IFREMER, 2007).

1.1.4. 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 (INERIS, 2005).

I.1.5. Propriétés physiques

De manière générale, la plupart des HAP sont peu volatils, très peu solubles dans l'eau, peu mobiles dans le sol, car ils sont facilement adsorbés. Ces substances sont stables (hydrolyse négligeable) mais leur biodégradabilité varie fortement selon les conditions du milieu.

La tension de vapeur saturante des HAP diminue au fur et à mesure que la masse molaire moléculaire augmente tandis que la solubilité dans l'eau varie en fonction de la complexité de la structure moléculaire. En général, les HAP ont une faible solubilité, comprise entre 30 mg/l pour les composés légers et 10⁻⁴ mg/l pour les plus lourds.

La constante de Henry (KH) est un coefficient qui exprime le ratio de la concentration dans l'air et dans l'eau à l'équilibre. Le coefficient de partage du carbone organique (Koc) indique la propension des HAP à se lier à la matière organique du sol ou du sédiment. Le coefficient de partage octanol/eau (Kow) permet d'estimer la migration des HAP vers des lipides. Ces propriétés sont fortement corrélées à la masse molaire moléculaire du HAP considéré.

La faible hydrosolubilité des HAP et leur masse volumique, supérieure à 1, permet de les classer dans la famille des phases liquides non aqueuses (DNAPL: Dense Non Aqueous Liquid Phase).

Etant hydrophobes, liposolubles et généralement volatils, les HAP ont tendance à s'adsorber sur les matrices solides et notamment les matières organiques (INERIS, 2005).

I.1.6. Sources de pollution par les hydrocarbures aromatiques polycycliques

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

Il est bien connu que la combustion des essences est une source importante d'introduction de HAP dans l'atmosphère qui rejoint le milieu marin par les retombés atmosphériques et les eaux de pluies.

Les activités industrielles telles que les usines de production d'aluminium, les raffineries de pétrole ou les rejets urbains, contribuent également de manière importante aux apports atmosphériques et aquatiques (IFREMER, 2007).

I.1.7.Toxicité des HAP

L'une des raisons ayant conduit au classement des HAP dans la liste des polluants prioritaires de l'EPA (agence environnementale américaine) est le caractère toxique de certains d'entre eux. Ce sont des molécules biologiquement actives qui, une fois absorbées par les organismes, se prêtent à des réactions de transformation sous l'action d'enzymes conduisant à la formation d'époxydes et/ou de dérivés hydroxylés. Les métabolites ainsi formés peuvent avoir un effet toxique plus ou moins marqué en se liant à des molécules biologiques fondamentales telles que les protéines, l'ARN, l'ADN et provoquer des dysfonctionnements cellulaires.

Cependant, les effets toxicologiques de tous les HAP actuellement, sont imparfaitement connus. Toutefois, les données expérimentales disponibles chez l'animal ont montré que certains HAP pouvaient induire spécifiquement de nombreux effets sur la santé, des effets systémiques (hépatiques, hématologiques, immunologiques et développement d'athéroscléroses), et/ou des effets sur la reproduction ainsi que des effets génotoxiques (mutagènes) et cancérigènes (INERIS,2005).

I.1.7.1.Mécanismes de toxicité

La cancérogénicité, la génotoxicité, l'effet sur la reproduction et le développement ainsi que l'immunotoxicité des HAP ont principalement été mis en évidence et à des degrés divers selon la nature des HAP. Certains HAP peuvent également provoquer des modifications physiologiques qui peuvent altérer les performances de nage et la respiration des poissons (IPCS, 1998).

a) Génotoxicité et cancérogénicité

L'aspect génotoxique (mutagène) et cancérigène des HAP est au premier plan des propriétés toxiques des HAP. C'est d'ailleurs l'aspect le plus étudié.

Il a été montré lors de tests au laboratoire sur des rongeurs et lors d'études épidémiologiques que certains HAP (benzo(a)pyrène, benz(a)anthracène, dibenz(a,h)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et indéno(1,2,3-cd)pyrène) sont des cancérigènes chimiques (NTP, 1999; White, 1986). De nombreuses études ont montré que la mutagénicité et la cancérogénicité des HAP s'exerçaient également sur la faune et la flore marine (Blumer, 1976; Schultz et Schultz, 1982; Hendricks et *al.*, 1985; et Moore et Myers, 1994).

Les intermédiaires électrophiles formés lors de la première phase de biotransformation peuvent ne pas être pris en charge par la phase de conjugaison. Certains d'entre eux, comme les diols-époxydes, peuvent se lier de manière covalente avec l'ADN (acide désoxyribonucléique), l'ARN (acide ribonucléique) ou des protéines (Brookes et Lawley, 1964; Sims et *al.*, 1974; Neff, 1985) entraînant ainsi des dysfonctionnements cellulaires, des mutations génétiques et la formation de tumeurs cancérigènes (Akcha et al., 2003). Plus précisément, ces métabolites peuvent s'intercaler entre les plans de bases de l'ADN et former des adduits stables avec celles-ci. Lors de la réplication de l'ADN, des erreurs de reconnaissance de bases complémentaires peuvent alors avoir lieu conduisant à des mutations de celle-ci (Mazeas, 2004).

b) Effets sur la reproduction et le développement

Certains HAP et leurs métabolites hydroxylés possèdent des structures qui s'apparentent plus ou moins à une catégorie d'hormones, les stéroïdes (dérivés d'hydrocarbures cycliques). Les trois autres familles d'hormones sont les amines, les prostaglandines et les hormones peptidiques et protéiques.

La structure de certains xénobiotiques leur confère la capacité d'interagir avec les fonctions endocriniennes des organismes. On parle alors de perturbateurs endocriniens.

Ces molécules sont définies par l'US-EPA comme des « agents exogènes qui interfèrent avec la synthèse, la sécrétion, le transport, la liaison, l'activité ou l'élimination des hormones naturelles agissant sur l'homéostasie, la reproduction, le développement ou le comportement des organismes ». Elles peuvent présenter un effet agoniste (activité estrogénique ou androgénique) ou antagoniste (anti-estrogénique ou anti-androgénique) chez les êtres vivants. Elles peuvent de plus, perturber la synthèse et le métabolisme des hormones naturelles.

Concrètement, elles peuvent prendre la place des hormones stéroïdiennes sur leurs sites de fixation (récepteurs hormonaux) et jouer le même rôle que celles-ci (effet agoniste) ou bloquer le site de fixation de l'hormone sur le récepteur sans induire de réponse (effet antagoniste) et ainsi modifier la biodisponibilité des hormones et par là même perturber les fonctions endocrines (Fertuck et *al.*, 2001).

Dans le cas d'un effet antagoniste, les récepteurs ne sont alors plus capables de stimuler la transcription des gènes activés dans des conditions normales.

Les effets toxiques des HAP sur le système de reproduction des organismes marins ont été démontrés en laboratoire et en milieu naturel, en particulier sur les poissons benthiques (Johnson et *al.*, 2002). Il faut cependant relativiser la capacité de ces composés à perturber le système endocrinien. Le benzo(a)pyrène est néanmoins classé dangereux pour la reproduction par l'union européenne.

Les études réalisées sur les HAP mettent en évidence un comportement typiquement anti-estrogénique dans la plupart des cas. Parmi les effets constatés sur les poissons femelles, on peut citer :

- ✓ La diminution de la concentration plasmatique du 17 β -estradiol (estrogène) initiant notamment la synthèse de protéines telles que la vitellogénine;
- ✓ La diminution de la vitellogénèse (synthèse d'une phospho-glyco-lipoprotéine, et essentielle à la croissance des ovocytes, de la formation de l'oeuf et du développement de l'embryon chez les ovipares);
- ✓ La perturbation du cycle ovarien de la plie (*Pleuronectes platessa*) dans le nord du Finistère suite à la marée noire de l'Amoco Cadiz;
- ✓ La diminution du développement des gonades;
- ✓ La diminution de la production des œufs;
- ✓ l'atrésie (rétrécissement des conduits) des ovaires;
- ✓ La diminution de la capacité de reproduction (Mazeas, 2004).

Chez les mâles, une diminution de la concentration plasmatique de testostérone et de 11-ketotestostérone (androgènes) a été détectée dans des milieux particulièrement fortement pollués en HAP (Sol et *al.*, 1999). La diminution de production de sperme et de sa qualité a également été observée.

La réduction de la croissance de soles exposées à des HAP, au laboratoire a également été observée (Rice et *al.*, 2000). Cette diminution de croissance pourrait engendrer une réduction de la fécondité ou retarder la période de maturité sexuelle. La réduction de la croissance chez des juvéniles peut également provoquer une augmentation de la mortalité.

c) *Autres effets*

Il a été constaté dans différentes études que le benzo(a)pyrène était capable d'inhiber les réponses immunitaires de différents organismes (White, 1986). L'immunotoxicité des HAP a également été montrée sur des carlottins anglais, *Parophrys vetulus* (Arkoosh et *al.*, 1996). L'embryotoxicité et les effets tératogènes de certains HAP ont par ailleurs été observés chez des organismes marins (De Flora et *al.*, 1991).

I.1.7.2. Données toxicologiques

Des expérimentations au laboratoire ont été réalisées afin d'évaluer la toxicité aiguë et chronique des HAP sur des organismes aquatiques. La toxicité des HAP dépend de différents paramètres comme la voie (orale, cutanée, respiration), le niveau et la durée d'exposition, l'espèce, le stade de développement des organismes (œuf, embryon, larve, juvénile, adulte) et les paramètres environnementaux (lumière, température, ...). On observe ainsi en général une toxicité plus forte des HAP lors des premiers stades de développement et en présence de lumière (propriétés toxiques des HAP photooxydés) (IPCS, 1998).

I.1.7.2.1. Toxicité aiguë

La toxicité aiguë est évaluée par une brève exposition d'un organisme à une substance chimique à forte dose. Ces tests permettent d'établir des valeurs de la concentration létale (CL₅₀) définie comme étant la concentration d'une substance déduite statistiquement qui devrait provoquer au cours d'une exposition ou, après celle-ci, pendant une période définie, la mort de 50% des animaux exposés pendant une durée déterminée.

La toxicité aiguë des HAP est faible à modérée. Différentes études réalisées sur des poissons montrent une toxicité généralement plus forte des HAP de plus haut poids moléculaire. De plus, il a été observé que la toxicité aiguë des HAP variait peu d'une espèce de poisson à une autre (NRCC, 1983).

I.1.7.2.2. Toxicité chronique

La toxicité chronique est évaluée par une exposition faible d'un organisme à une substance chimique sur une longue durée. Ces tests permettent d'établir des valeurs de NOEC (No Observed Effect Concentration) et LOEC (Lowest Observed Effect Concentration). La NOEC correspond à la plus forte concentration testée n'entraînant pas d'effet statistiquement significatif par rapport au témoin. La LOEC correspond à la plus faible concentration testée entraînant un effet statistiquement significatif par rapport au témoin.

Comme pour la toxicité aiguë, les HAP de plus haut poids moléculaire présentent une toxicité chronique plus forte.

II. Les sédiments

II.1. Origine

Les sédiments proviennent du dépôt des particules en suspension dans l'eau dérivant elles mêmes de l'érosion des roches et des sols, de matériaux détritiques organiques et de la floculation d'éléments colloïdaux. Ces particules parviennent au milieu aquatique par les cours d'eau, par voie atmosphérique, rejets des stations d'épuration, ...

Ces éléments sont dits d'origine allochtone quand ils sont issus de l'érosion du bassin versant par des agents dynamiques externes, comme l'eau ou le vent, et d'origine autochtone quand ils sont dus à la sédimentation de composés minéraux (carbonates, phosphates, évaporites) et organique (organismes planctoniques morts) (Ramade, 1998).

Les sédiments sont essentiellement caractérisés par leur granulométrie et leur composition.

II.2. Granulométrie

Les sédiments sont classés en fonction de la taille de leurs particules (Bellair et Pomerol, 1977) :

- ✓ Les particules d'un diamètre supérieur à 63 μm caractérisent les sédiments grossiers qui sont principalement constitués de sable et de matériel inorganique silicaté. Ces sédiments présentent une faible cohésion, les surfaces de contact des différentes particules sont peu importantes et donc sont peu associées aux contaminants. On distingue généralement les graviers (diamètre supérieur à 2 mm) et les sables (diamètre compris entre 63 μm et 2 mm).
- ✓ Les particules d'une taille inférieure à 63 μm sont constituées de minéraux argileux ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μm et de silt ayant un diamètre compris entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante. Ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis à vis des contaminants.

La matière organique sédimentaire, caractérisée par le carbone organique, est constituée de macromolécules polymérisées hétérogènes ; elle possède des sites hydrophiles qui lui permet de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants, organiques notamment (Bonnet, 2000).

II.3.Composition

Le sédiment est une matrice très hétérogène, constitué de matériaux détritiques inorganiques et organiques (Power et Chapman, 1992). Il présente principalement 3 composants:

- **Eau interstitielle** : elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50% de son volume.
- **Phase inorganique** : elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses composés sont principalement, les argiles, carbonates et les silicates. Les particules inorganiques sont généralement enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et de substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis à vis des contaminants.
- **Phase organique** : elle n'occupe qu'un faible volume du sédiment (quelques %), mais joue un rôle primordial, puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (Power et Chapman, 1992). Selon sa taille la matière organique peut être classée en carbone organique dissous, colloïdal et particulaire (Bonnet, 2000).

Les sédiments sont aussi également caractérisés par leur pH, leur potentiel redox, leur salinité, leur teneur en oxygène et en sulfures. Ces paramètres gèrent la répartition des contaminants entre les différentes phases d'un sédiment, ainsi que leur biodisponibilité.

II.4.Mobilité et biodisponibilité des HAP dans un sédiment

La forme physico-chimique d'un composé détermine sa mobilité, biodisponibilité et toxicité vis à vis des organismes vivants. Dans un sédiment, il existe de nombreux échanges entre les différents compartiments, tel que de la phase particulaire vers la phase dissoute, entraînant ainsi une contamination. Ces échanges sont complexes et influencés par de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques.

○ Mobilité des HAP

Les HAP, faiblement solubles dans l'eau, s'associent très facilement aux particules ainsi qu'à la matière organique. Cependant, des échanges existent entre la phase particulaire et la phase

dissoute ; ils sont influencés par la teneur en matière organique (exprimée en teneur de carbone organique, CO) et la granulométrie des sédiments.

La mobilité et la disponibilité des HAP dépendent également de la source qui les a générés. Les HAP pétroliers, présents sous forme d'émulsion avec l'eau sont plus facilement disponibles en comparaison des HAP d'origine pyrolytique fortement adsorbés sur et dans les particules.

Le passage des composés organiques de la phase particulaire à la phase dissoute est principalement géré par le caractère hydrophobe de ces molécules, ainsi que par la quantité et la qualité de la matière organique.

Plus un composé est hydrophobe, plus il est fortement adsorbé sur les particules. De la même façon plus la teneur en matière organique est élevée, moins les HAP sont mobiles et leur coefficient de partage diminue (K_p) (Ce rapport se définit comme le rapport de concentration d'un composé i adsorbé à la phase solide (sédiment) et dissous dans l'eau à l'équilibre).

La quantité de colloïdes dans l'eau interstitielle joue également un rôle important dans la mobilité des composés organiques.

La granulométrie du sédiment joue également un rôle important dans la distribution des HAP. Les HAP de poids moléculaire élevé (peu hydrosolubles) sont préférentiellement associés aux particules fines en comparaison aux composés plus hydrosolubles ; leur mobilité et leur biodisponibilité diminuent donc lorsque la fraction de particules fines d'un sédiment augmente (Geffard, 2001).

II.5. Notion d'empreinte: indice géochimique

Dans l'ensemble, malgré la possibilité d'une dégradation (photolytique, chimique ou microbienne), les assemblages des HAP dans les sédiments tendent à être persistants.

Dans le compartiment sédimentaire la dégradation sera d'autant plus faible que le sédiment sera anoxique. Ces assemblages peuvent être constitués de plusieurs milliers de HAP individuels, cependant la caractérisation de l'assemblage se limite souvent seulement aux composés majoritaires et clairement identifiés. Les différences de composition peuvent déterminer une empreinte.

Le premier examen consiste à distinguer les deux types dominants de sources : les HAP pétroliers et les HAP issus de la combustion. Pour cela on compare la proportion relative des HAP parents par rapport à leurs homologues alkylés. Une prédominance des composés parents indique que les HAP sont principalement issus de la combustion. A l'inverse, une prédominance des composés alkylés indique une origine pétrolière.

Lorsqu'il s'agit de combustion, il est possible de distinguer le type de combustion à faible ou haute température. La prédominance de molécules présentant plus de 4 cycles indique une origine des HAP issu de la combustion à haute température.

Cette analyse reste toutefois très générale et pour affiner cet examen, on peut avoir également recours aux indices géochimiques. Le principe est d'étudier le rapport des concentrations de composés ayant différentes origines et persistances et constituant ainsi pour certains rapports des ratios diagnostiques de sources ou de transformations.

Toutefois, l'utilisation de tels rapports pour distinguer les sources de HAP dans les sédiments demande un examen approfondi et une compréhension des processus qui peuvent influencer sur leur composition. On constate ainsi que l'interprétation des ratios diagnostiques n'est pas directe et en général ces indices ne suffisent pas pour une identification univoque des sources de HAP dans l'environnement marin (Leaute, 2008).

III. Techniques d'analyses des hydrocarbures aromatiques

Concernant l'analyse des hydrocarbures aromatique, les principales méthodes utilisées sont:

III.1. Chromatographie liquide de haute performance (CLHP)

La CLHP est la technique la plus utilisée dans l'analyse des HAP. Cette technique offre des avantages par rapport à la CPG.

La caractérisation des HAP est effectuée en opérant en mode inverse avec une détection U.V sans effectuer aucun prétraitement.

III.2. Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CPG/MS)

La CPG sur colonne capillaire avec un détecteur FID possède une assez bonne sensibilité pour la détermination des différents HAP. Pour des concentrations plus faibles, le couplage CPG/MS est une des méthodes très utilisée pour l'analyse qualitative et quantitative.

III.3. Spectrofluorimétrie ultraviolet (SFUV)

La spectrofluorimétrie ultraviolet UV, est une technique de mesure quantitative des hydrocarbures aromatiques appliquée par Levy (1977) et préconisée par la Commission

Océanographique Intergouvernementale de l'UNESCO (1977) pour la surveillance de la pollution marine par les hydrocarbures.

Les teneurs mesurées ne représentent pas réellement les concentrations absolues d'hydrocarbures. Cependant, la réponse de fluorescence fournit un excellent indice de pollution pétrolière, du fait de très faibles teneurs des hydrocarbures aromatiques biogènes dans le milieu marin (CNEXO, 1983).

Toutes ces méthodes nécessitent un traitement des échantillons qui doit comprendre les étapes suivantes:

- Extraction des hydrocarbures (extraction en phase solide) à l'aide d'un ou plusieurs solvants organiques (hexane, dichlorométhane,...).
- Concentration des extraits et purification/fractionnement à l'assiste d'une chromatographie ouverte sur colonne à adsorbants (florisil, gel de silice, alumine...).
- Analyse proprement dite.

IV. Le site d'étude

L'Algérie présente une façade maritime longue d'environ 1640 km s'étendant d'Ouest en Est de Marsat Ben-Mhidi ou Ghazaouet (frontière marocaine) au cap Roux ou Segleb (wilaya d'El-Kala) (frontière tunisienne). La côte présente un certain nombre de grandes échancrures plus ou moins ouvertes vers le nord formant des baies où sont implantés des ports.

Cette côte peut être divisée en trois grands secteurs: l'Est regroupe Béjaia, Jijel, Skikda et Annaba; le Centre, les zones de pêche de Zemmouri, Alger, Bouharoun et Cherchell. Mostaganem, Arzew, Oran, Beni-saf et Ghazaouet sont à l'Ouest.

On s'intéresse à la région d'Alger qui est comprise entre Zemmouri à l'Est et Bou-Ismaïl à l'Ouest essentiellement la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl.



Figure 1: Situation géographique de la région d'Alger (Source: Google Earth, 2012).

IV.1. La baie d'Alger

La baie d'Alger s'étend sur une douzaine de km de Rais Hamidou à l'Ouest au Temnefoust à l'Est. Elle s'inscrit en creux dans la plaine de Mitidja de forme semi-circulaire, d'une superficie approximative de l'ordre de 180 Km².

Le plateau continental est étroit à l'Ouest et il devient un peu plus large à l'Est selon (Vaissière et Fredj 1963, *in* Harchouche, 2006).

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 (Bachari Houma, 2009), tel que c'est représenté en figure 2.

Ces rejets atteignent le milieu marin directement par les émissaires urbains ou indirectement par le déversement de deux grands oueds: oued El-Harrach et oued El-Hamiz qui présentent une grave source de pollution. D'autres sources de pollutions viennent s'ajouter à ceci, on cite: l'important trafic maritime et l'intense activité qui règne dans le port et la baie d'Alger.

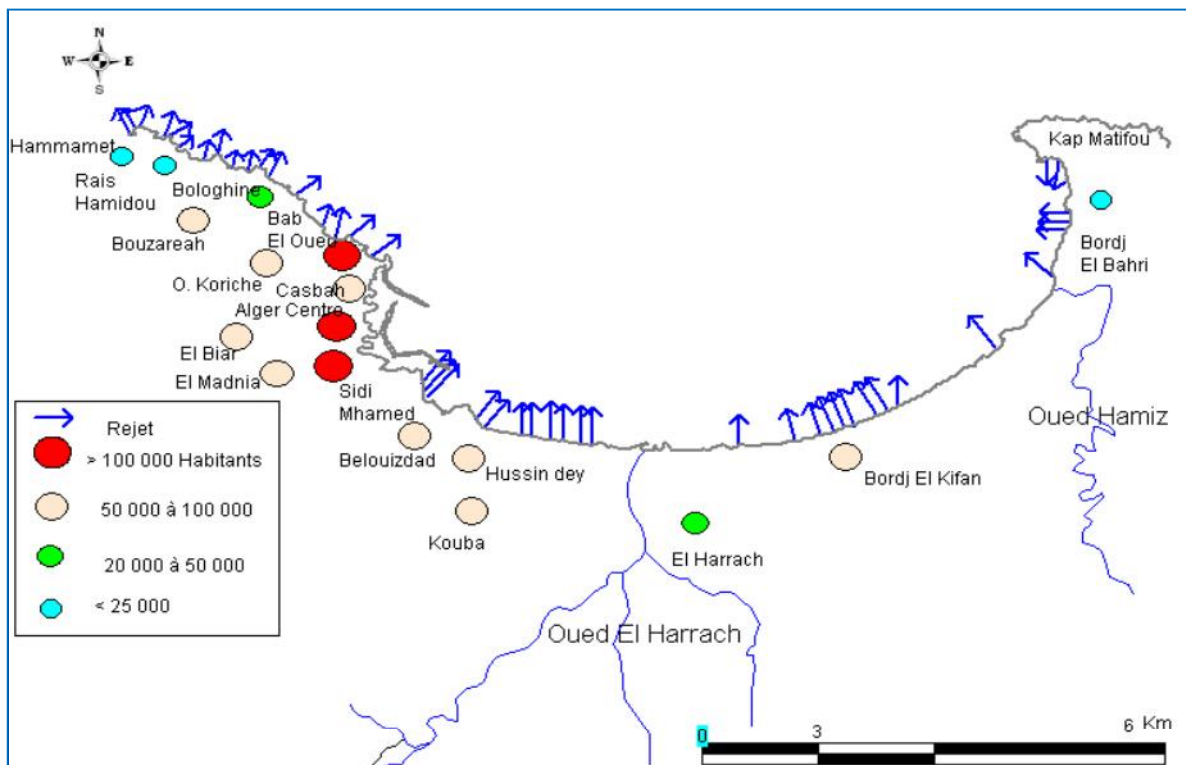


Figure 2: les rejets des eaux usées dans la baie d'Alger (Source: Bachari Houma, 2009).

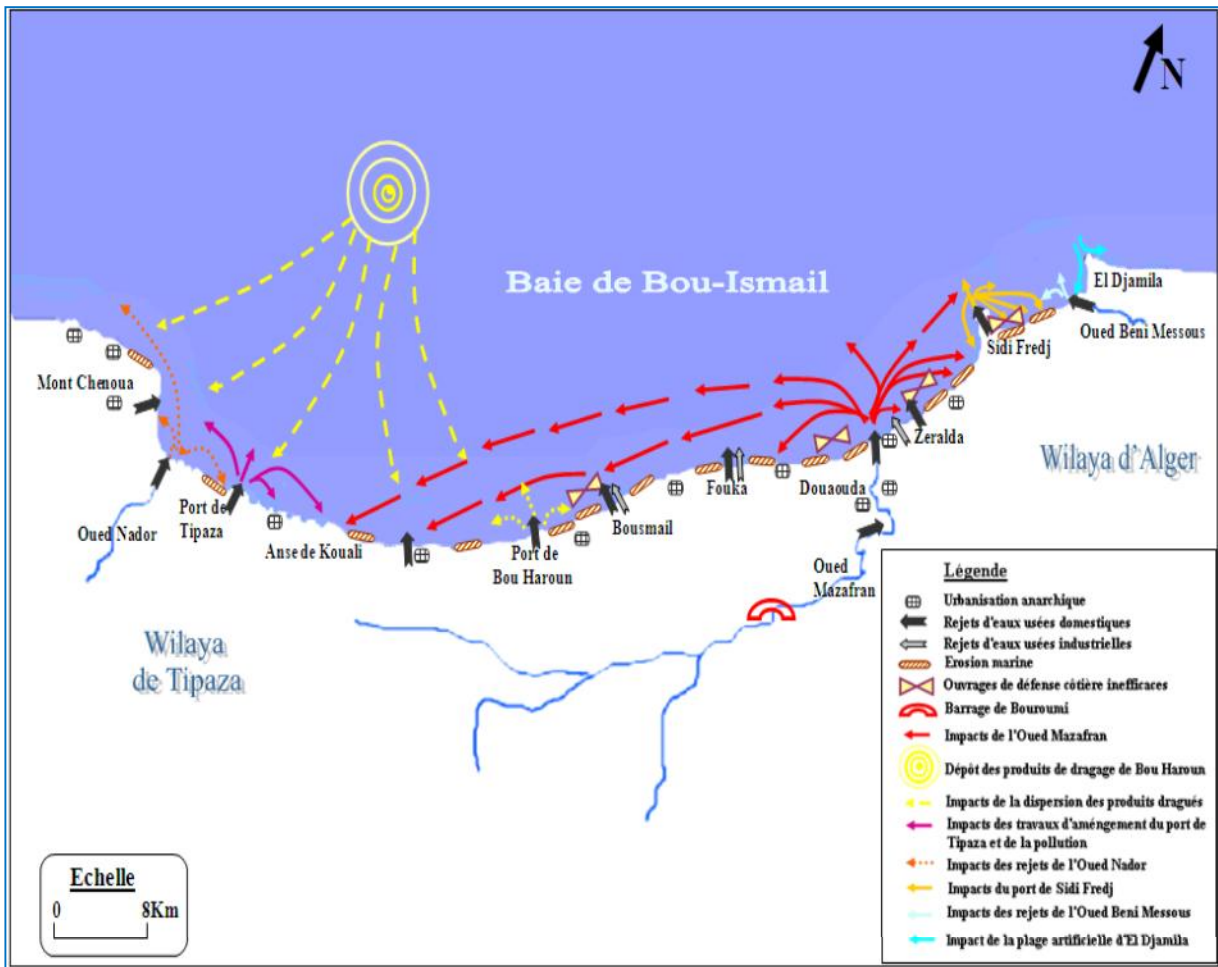
IV.2. La baie de Bou-Ismaïl

La Baie de Bou Ismaïl, anciennement appelée **Castiglione**, est l'une des plus importantes baies de la côte algérienne car elle abrite plusieurs ports d'importance économique. Située dans la partie centrale du littoral algérien, à 50 km à l'Ouest d'Alger dans la wilaya de Tipaza, entre 2°25' à l'Ouest et à 2°55' à l'Est.

La baie est délimitée par de la pointe de Cap Caxine (Ras Acrata) à l'Est, et par le Mont Chenoua (Raz-el Amouche) à l'Ouest. L'ouverture de la baie de Bou-Ismaïl est d'environ 40Km, et s'oriente du Sud-Ouest à Nord-Est. Cette baie couvre une surface de l'ordre de 509Km². Cette baie est le réceptacle des oueds à régime irrégulier; Mazafran, Nador et Bénimessous.

La vocation touristique et agricole de cette région rendue sa frange côtière victime des rejets domestiques des villes et des complexes touristiques qui déversent directement dans le milieu naturel, sans aucun traitement au préalable et qui s'accroissent dans la plupart des cas en période estivale. En additionnant à cela les rejets d'eaux usées véhiculées par les oueds qui traversent les centres urbains et qui se déversent en mer, drainant les eaux de ruissellement des terres agricoles, des effluents urbains et industriels. A cela s'ajoute la pollution due à l'activité de la pêche.

La figure suivante (figure 3) récapitule les différentes sources des pressions naturelles et anthropiques qui affectent cette baie.



Chapitre II

I. Introduction

Le sédiment est un compartiment important de l'écosystème aquatique, qui sert d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Il constitue un filtre pour les polluants et devient ainsi les réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (Chapman et Long, 1983 *in* Geffard, 2001). Il contient donc des xénobiotiques persistants qui peuvent avoir des effets létaux immédiats ou à long terme.

Les contaminants chimiques sont d'origine très diverse (contamination atmosphérique, effluents urbains, rejets en mer, naufrages) résultant d'activités anthropiques présentes ou passées.

Dans de nombreux cas, bien que les apports aient cessé, les sédiments jouent toujours le rôle de source de contamination et l'impact sur les organismes vivants et l'écosystème aquatique reste important.

Dans le milieu aquatique, une grande partie des composés d'origine anthropique ou naturelle s'adsorbent sur les particules en suspension, puis s'accumulent au niveau des sédiments. Les sédiments marins sont des biotopes où de nombreuses espèces animales se reproduisent et méritent donc à ce titre d'être protégées. Les sédiments suffisamment contaminés par des composés toxiques pour avoir des effets néfastes sur les organismes aquatiques, mais également vis-à-vis de la population humaine consommatrice des ressources aquatiques présentes dans ces milieux (Long, 2000). Cependant, Il est devenu indispensable d'évaluer la qualité de ces milieux aquatiques et plus particulièrement celle de la phase sédimentaire

Le niveau de contamination des sédiments est traditionnellement déterminé par des analyses chimiques qui donnent peu d'informations sur sa «qualité biologique», c'est-à-dire ses effets sur le biota. La disponibilité d'un xénobiotique dépend des caractéristiques du sédiment (granulométrie, teneur en matière organique, potentiel redox etc.), des propriétés physico-chimiques du composé (spéciation).

Néanmoins, l'emploi des sédiments dans le cadre des programmes de surveillance continue des zones côtières s'annonce promoteur pour l'identification des sources polluantes telluriques et, notamment, des 'sites critiques'.

C'est au compartiment sédimentaire marin du littoral Algérois (plus précisément la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl) ainsi qu'aux hydrocarbures aromatiques

polycycliques HAP comme contaminant que nous nous sommes donc intéressés dans cette étude.

II. Etudes antérieures faites sur le littoral Algérois

Ce n'est que récemment qu'on a entrepris, en Méditerranée, d'appliquer le concept selon le quel les sédiments constituent un réservoir d'évacuation pour certains polluants principalement les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Plusieurs études ont été menées dans les bassins Méditerranéens pour évaluer le degré de pollution et de contamination des sédiments marins par les HAP.

Dans l'objectif d'avoir une idée sur l'état de la pollution par les hydrocarbures aromatiques polycycliques de la matrice sédimentaire algéroises nous choisissons de suivre cette pollution à l'aide d'une analyse rétrospective en employant les résultats trouvés par les travaux de plusieurs auteurs qui ont été travaillé sur le littoral algérois.

Le tableau suivant récapitule les différents travaux qui ont fait l'objet l'étude de la concentration des HAP dans les sédiments marins de la baie d'Alger.

Tableau 3: Concentration des HAP dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger (travaux de l'ENSSMAL).

Site d'étude	Concentration en HAP ($\mu\text{g/g P.S}$)	Référence
Baie d'Alger	2,92-9,67	Boudjellaba et Dehane, 2012
Baie d'Alger	0,75-49,3	Bachir Bey et Ayache, 2011
Port d'Alger	2,999-10,711	Mechekef, 2009
Baie d'Alger	0,14-19,58	Sadouni et Chouakri, 1996
Baie d'Alger	1,2-36	Sellali et <i>al.</i> , 1993

En se basant sur le tableau ci-dessus on perçoit une hétérogénéité temporelle des concentrations en HAP dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. Et à l'exploitation de ces travaux, nous constatons aussi une hétérogénéité spatiale des teneurs en HAP à l'intérieur de la baie.

Des résultats très récents (Boudjellaba et Dehane, 2012) trouvent des concentrations plus au moins importantes en HAP sachant que la concentration maximale est enregistrée au niveau de port d'Alger, ce qui paraît admissible en raison de l'intense activité qui règne dans le port. Cette pollution de la matrice sédimentaire du port d'Alger est repérée aussi par d'autres auteurs (Bachir Bey et Ayache, 2011; Mechekef,

2009; Sadouni et Chouakri, 1996; Sellali et *al.*, 1993). Donc, le port d'Alger est l'un des sites pollués de la baie d'Alger.

Sadouni et Chouakri (1996) ont enregistré des concentrations en HAP plus ou moins importantes tandis que, ces teneurs sont plus remarquable dans le travail de Sellali et *al.*(1993).

Ces deux travaux (Sadouni et Chouakri, 1996; Sellali et *al.*, 1993) énumèrent des teneurs en HAP différent des autres, ceci pourrait provenir de la composition différente du mélange de solvant binaire d'élution utilisé lors de la procédure d'extraction qui est de 70/30 hexane/ dichlorométhane au lieu de 50/50 comme c'est le cas dans les autres travaux (Boudjellaba et Dehane, 2012; Bachir Bey et Ayachi, 2011).

Un résultat important est déduit à partir de ces travaux (tableau 3), il semblerait que les hydrocarbures aromatiques polycycliques semblent suivent un schéma de distribution lié à la nature du sédiment aussi bien qu'il a été remarqué que les HAP ont une très bonne préférence des HAP pour la fraction fine.

Un gradient croissant en teneurs des HAP d'Est en Ouest dans les sédiments de la baie d'Alger a été signalé par Sellali (1996), et cette situation a été aussi retrouvée dans le travail de Boudjellaba et Dehane (2012). Ce gradient permet de distinguer deux secteurs; le secteur oriental, moins contaminé, et un secteur occidental, plus pollué.

Cette inégale répartition en HAP est en relation avec l'inégale distribution des sources anthropiques continentales influant le long de la bordure littorale. Aussi, il est à noter que le secteur Ouest abrite la zone portuaire et reçoit l'essentiel des rejets de toute cette zone.

De plus, la circulation des eaux et l'hydrologie de la baie influence cette distribution. L'hydrodynamisme, très énergique près des côtes, jouerait un rôle primordial dans la remise en suspension et le transfert des particules fines contaminées vers le large. Aussi, la forme de demi-entonnoir de la baie reçoit en son centre les particules fines, rejetées en bordure littorale (Sellali, 1996).

L'autre baie du littoral Algérois qui nous intéresse dans cette étude est la baie de Bou-Ismaïl.

Le tableau suivant récapitule différents travaux effectués dans cette baie.

Tableau 4: Concentration des HAP dans les sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (travaux de l'ENSSMAL).

Site d'étude	Concentration en HAP ($\mu\text{g/g P.S}$)	Référence
Baie de Bou-Ismaïl	0,55-4,5	Boudjellaba et Dehane, 2012
Port Tipaza	12,77	
Port El-Djamila	3,1	
Baie de Bou-Ismaïl	0,301-1,29	Abderrahmani, 2011
Port de Sidi Fredj	1,23-22,19	Doudou, 1994
Baie de Bou-Ismaïl	0,106-5,937	Hadjammar, 1993
Port de Sidi Fredj	8,63-12,951	
Port de Bouharoune	3,90-8,744	
Port de Tipaza	7,815	
Port El-Djamila	3,438	

Ce tableau montre une hétérogénéité temporelle de la distribution des concentrations des HAP dans les sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl. Cette différence dans la distribution est due à plusieurs facteurs; d'échantillonnage de ces travaux a été effectué à des périodes différentes, tout en sachant qu'en période d'étiage la phase organique stagne dans les embouchures et qui sont en suspension en période hivernale.

Mais, si on fait une comparaison entre les deux travaux de Boudjellaba et Dehane (2012) et de Hadjammar (1993) sur le port de Tipaza, on remarque un accroissement de la pollution dans le temps qui semble être du au développement de l'activité portuaire, surtout l'activité de pêche dans ce port, et l'accumulation de cette pollution dans les sédiments marins.

Un autre paramètre pourrait être à l'origine de cette situation, il s'agit de la durée de vie des composés aromatique qui est différentes d'un composé à un autre; par exemple le temps de demi vie de Naphtalène est de 16 à 48 jours dans les sédiments. Pour le Pyrène, ce temps de demi-vie est de 210 jours à 5,2 ans, alors qu'il persiste dans le temps comme d'autres composés qui peuvent prendre des années pour disparaître (voire annexe 1).

La comparaison entre le travail de Doudou (1994) et Hadjammar (1993), nous montre une évolution nette de cette pollution dans le port de Sidi Fredj. Ceci semble être dû à la décantation des hydrocarbures provenant des rejets des bateaux de plaisance.

Les différentes auteurs sont d'accord sur les points suivants;

- Le gradient décroissant en hydrocarbures aromatiques polycycliques d'Ouest en Est, que l'on peut expliquer par: l'importance des agglomérations sur la frange littorale à l'Ouest de la baie (Tipaza, Bouharoune, Bérard, Bou-Ismaïl ...); l'hydrodynamisme que connaît cette côte et qui se caractérise par l'existence de contre-courants de direction Ouest (Caumes et Rousseau, 1967). Les stations portuaires subissent des influences anthropogénique plus marquées.
- La vocation touristique de cette zone accentue les rejets urbains en période estivale, en plus on note une existence de certaines industries de plastique et de papeterie qui contribuent à l'enrichissement de milieu en HAP. D'autre part, la préférence des HAP aux fractions fines des sédiments est avérée aussi dans cette baie.

Les sources éventuelles des HAP dans notre zone d'étude sont, tout d'abord, les rejets urbains et industriels par l'industrie des peintures, industrie de transformation de plastique et production des produits d'emballage, l'industrie de la céramique la poterie ... Ces déchets industriels sont déversés dans les oueds sans traitement au préalable. Ces apports sont très importants surtout en période hivernale, car l'introduction des HAP en milieu marin est favorisée par les eaux de pluie. Aussi, les matières organiques végétales acheminées par les cours d'eaux constituent une source non négligeable d'introduction des HAP en milieu marin. D'autre part, les déversements des hydrocarbures en pleine mer par le trafic maritime constituent une voie potentielle d'introduction des HAP dans le sédiment marin après leur décantation. En

plus, le secteur côtier est exposé davantage aux effets combinés des rejets des hydrocarbures via non seulement l'oued mais aussi les agglomérations (centres touristiques), les embarcations, notamment de plaisance surtout en période estivale ... Après l'analyse et la comparaison des résultats issus des travaux antérieurs effectués au niveau de littoral Algérois, nous constatons que les sédiments de la baie d'Alger sont les plus pollués et les plus contaminées en hydrocarbures aromatiques polycycliques. De fait que cette baie est caractérisée par une intense activité portuaire et un trafic maritime marchand passant par ces côtes. En plus, l'affectation de ces côtes par les différentes sources des pollutions qui long le littoral et les apports des deux grands oueds (El-Hamiz, El-Harrach).

III. Les HAP et les valeurs guides

Parmi les substances chimiques rejetées dans l'environnement, les HAP s'accumulent dans les vases ou les boues constituant les sédiments d'une partie des fonds marins. Beaucoup de sédiments contaminés ont été pollués des années auparavant, par des polluants aujourd'hui souvent quasi absents des eaux superficielles. La persistance parfois à très long terme de ces polluants dans les sédiments peut entraîner des effets néfastes sur l'écosystème et la santé humaine.

Les dégâts écologiques et sanitaires causés par la contamination des sédiments ont un coût social réel, il s'agit de la diminution de la diversité des communautés, en particulier d'invertébrés, avec des conséquences indirectes sur les peuplements de poissons, de la perte de comestibilité des poissons ou des coquillages, des usages récréatifs affectés ou impossibles, et des coûts supplémentaires liés à la gestion des matériaux contaminés lors d'opération de dragage.

A cause de la toxicité des HAP et leur effet mutagène et cancérigène, certains organismes internationaux les ont retenus comme des polluants prioritaires à rechercher. Une échelle de toxicité a également été réalisée par différents organismes en calculant un facteur d'équivalent toxique (FET) au benzo(a)pyrène, l'un des HAP les plus toxiques. Ces données sont récapitulées dans le tableau suivant (tableau 5), mais dans les recommandations canadiennes (ISQG, 2002) pour la qualité des sédiments et la protection de la vie aquatique, ils ont adapté une norme en ($\mu\text{g}/\text{kg}$ PS ou ppb):

Tableau 5: récapitulatif des facteurs équivalent toxique au benzo(a)pyrène et la norme canadienne pour la qualité des sédiments marins.

Composé	Symb ole	Nisbert et Lagoy, 1992 equiv.tox.	US-EPA, 1993 equiv.tox.	INERIS, 2003 equiv.tox.	ISQG, 2002 (ppb)
Naphtalène	N	0,001	-	0,001	34,6
Acénaphthylène	Ay	0,001	-	0,001	5,8
Acénaphène	Ae	0,001	-	0,001	6,7
Fluorène	Fe	0,001	-	0,001	21,2
Anthracène	A	0,01	-	0,01	46,9
Phénanthrène	Phe	0,001	-	0,001	41,9
Fluoranthène	F	0,001	-	0,001	111
Pyrène	P	0,01	-	0,01	53,0
Benzo(a)anthracène	BaA	0,1	0,1	0,1	31,7
Chrysène	C	0,01	0,001	0,01	57,1
Benzo(a)pyrène	BaP	1,0	1,0	1,0	31,9
Benzo(b)fluoranthène	BbF	0,1	0,1	0,1	-
Dibenzo(ah)anthracène	BBah A	5	1,0	1	6,2
Benzo(k)fluoranthène	BkF	0,1	0,01	0,01	-
Benzo(ghi)pérylène	BPer	0,01		0,01	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrène IP	IP	0,1	0,1	0,1	?

Les travaux menés dans le cadre du Réseau Littoral Méditerranéen (RLM) (Ce réseau a été créé pour disposer d'un dispositif intégré de connaissance et d'évaluation de la qualité des eaux littorales de la Méditerranée) ont permis de définir trois états descriptifs de la qualité chimiques des sédiments:

- **Etat1:** il caractérise les niveaux inférieurs ou égaux au bruit de fond de la contamination chimique établi pour chaque contaminant à l'échelle de la Méditerranée française. Le bruit de fond correspond à la valeur limite au-dessus de laquelle une contamination peut être suspectée dans un sédiment fin. Pour les sédiments correspondant à cet état, le RLM ne recommande aucune mesure particulière autre que la surveillance régulière du site.
- **Etat 2:** il caractérise des niveaux correspondant à des valeurs supérieures au bruit de fond de la contamination chimique et inférieures ou égales au seuil de contamination avérée. Pour les sédiments correspondant à cet état, le RLM recommande une expertise complémentaire, pouvant aller jusqu'à une analyse des risques environnementaux.
- **Etat 3:** il caractérise les niveaux supérieurs au seuil d'une contamination avérée pour lesquelles le RLM recommande de mettre en œuvre:
 - ✓ Une analyse approfondie des risques environnementaux, y compris une identification et une quantification des apports,
 - ✓ La définition de mesures propres à remédier à l'état de pollution.

Les valeurs délimitant ces trois états ont été déterminées sur la base du traitement des données issues des travaux du RNO en Méditerranée (Elles ne s'appliquent pas aux sédiments assujettis à la réglementation relative aux rejets de dragage). Ces valeurs sont récapitulées dans le tableau suivant (tableau 6).

Tableau 6: Etats de référence pour les HAP ($\mu\text{g}/\text{kg}$ PS) applicable en Méditerranée pour l'interprétation des niveaux de contamination chimique dans les sédiments (Source: RLM, 2000).

	Fluoranthène	Benzo(a)pyrène	Benzo(a)fluoranthène	Benzo(ghi)perylène	Benzo(k)fluoranthène	Indéno(1,2,3)pyrène
Etat 1	≤ 40	≤ 100	≤ 200	≤ 100	≤ 100	≤ 100
Etat 2	$40 < \leq 200$	$100 < \leq 500$	$200 < \leq 500$	$100 < \leq 250$	$100 < \leq 250$	$100 < \leq 250$
Etat 3	> 200	> 500	> 500	> 250	> 250	> 250

A l'égard des ces normes de qualité, nous constatons que chaque composé se caractérise par une norme spécifique vu que son degré de toxicité et ces effets toxiques pour les organismes marins et la santé humaine. Ce qui rend difficile l'élaboration d'une norme pour l'ensemble des HAP (ΣHAP).

Faute de moyens nous ne pourrions pas faire une comparaison entre nos résultats et ces normes. Les valeurs qui sont à notre disposition représentent la concentration des HAP totaux donc, nous ne pouvons pas savoir de quels composés HAP il s'agit lors de notre analyse.

Le "National Oceanic and Atmospheric Administration USA"(NOAA) a également proposé une valeur guide pour l'ensemble des HAP non-substitués dans les sédiments, évaluée à **4000ng/g (4 $\mu\text{g}/\text{g}$)** de poids sec (Long et *al.*, 1995). Cette valeur représente la teneur pour la quelle 10% des études ont observé des effets biologiques irréversibles sur les organismes benthiques. Dans ces conditions, certains échantillons de sédiment prélevés le long de la côte algéroise dépassent cette valeur guide. Donc, il faut surveiller ces lieux critiques, régler les déversements et les protéger pour permettre l'autoépuration de ces endroits. Et il vœux mieux interdire la pêche dans ces endroits pour empêcher le transfert des maladies pour l'homme.

D'autres normes Françaises ont été élaborées pour déterminer le niveau de qualité de sédiment marin qui a été faite sur la base des effets toxiques des HAP par l'agence de

l'eau, en collaboration avec le ministère de l'environnement et de développement durable (*Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ-Eau) – MEDD et Agence de l'eau, Grilles d'évaluation (version 2, 2003)*). Ces valeurs sont énumérées dans le tableau suivant (tableau 7):

Tableau 7: les valeurs guides des HAP dans les sédiments marins (MEDD et Agence de l'eau, Grille d'évaluation, 2003)

HAP concerné	Valeurs cibles (mg/kg)	
	Bonne	Moyenne
Benzo(a)pyrène		
Dibenzo(a,h)anthracène		
La Somme de ces 2 HAP doit être < à	0,05	0,75
Naphtalène		
Acénaphtylène		
Acénaphtène		
Fluorène		
Anthracène		
Phénanthrène		
Fluoranthène		
Pyrène		
Benzo(a)anthracène		
Chrysène		
Benzo(b)fluoranthène		
Benzo(k)fluoranthène		
Benzo(ghi)pérylène		
Indeno(1,2,3-cd)pyrène		
La somme de ces 14 HAP doit être < à	0,5	7,5

Le Programme International de Sécurité Chimique IPCS a classé les HAP en fonction de leur potentiel mutagène et cancérigène envers les mammifères (Annexe 2).

En Outre, International Agency for Research on Cancer a classé certains mélanges de HAP en fonction de leurs propriétés cancérigènes (Annexe 3).

IV. Etat de la pollution du littoral Algérois par les HAP par rapport à la côte Algérienne

En s'appuyant sur les travaux effectués dans la côte Algérienne disponible à notre niveau, nous avons tenté d'avoir une idée sur la situation de contamination de la matrice sédimentaire de Centre, Est, Ouest, et le secteur le plus contaminé de cette côte.

IV.1. Comparaison avec le secteur Ouest de l'Algérie

Tableau 8: Concentration des HAP dans les différents sites du littoral Ouest Algérien.

Site d'étude	Concentration en HAP ($\mu\text{g/g P.S}$)	Référence
Golfe d'Oran	2336,77 – 6239,99	Lourguioui, 2001
Golfe d'Arzew	17,08 - 285,86	
Golfe de Ghazaouet	83,67 – 289,98	
Port d'Arzew	0,74 - 17,58	Khaouni Leila, 2001
Golf d'Arzew	4,79 - 122	Benchik, 1999
Golfe d'Arzew	1,85 - 28,83	Sellali et <i>al.</i> , 1993
Ténès	0,36 - 1,61	
Région Ténès	0,96 - 2,14	Amarouche et Debiche, 1991
Golfe d'Arzew	0,70 - 28,83	
Région Oran	0,97 - 1,58	
Iles Habibas	0,08 - 0,09	
Golfe Ghazaouat	0,18 - 2,89	

On constate à partir de ce tableau que le niveau de contamination des régions Ouest Algériens est plus élevé que celui de la région centre, en raison de l'importance de ses terminaux dans le trafic maritime marchand passant par la côte Algérienne et dans le cadre de l'exportation du pétrole Algérien.

Après une comparaison entre les deux travaux de Benchik (1999) et Lourguioui (2001) qui utilisent la CPG par rapport à Sellali et *al.* (1993) qui utilise la SFUV, On peut retenir que la méthode de chromatographie en phase gazeuse est plus performante et plus précise dans le domaine d'analyse des HAP. Parce que la technique CPG permet de mesure plusieurs paramètres comme les HAP totaux, le

massif non résolu, les HAP résolu, HAP non alkylés Par contre la SFUV ne mesure que l'intensité de fluorescence émise par les HAP.

L'analyse multi diagnostique suggère que la côte Ouest Algérienne est sous l'influence de rejets directs d'origine pétrolière dans les Golfes d'Oran et d'Arzew. Les stations proches des oueds qui déversent dans les régions de Mostaganem (oued Chélif), Beni-Saf (oued Tafna) et Ghazaouet (oued el Marsa) semblent quant à elles davantage soumises à des apports en hydrocarbures d'origine pyrolytique.

En effet, la zone industrielle d'Arzew est considérée comme l'un des principaux pôles pétrochimiques algériens qui constitue un point d'exportation vital de gaz vers l'Espagne à travers son gazoduc et un point de chargement de brut pour les différentes compagnies pétrolières internationales.

D'une façon globale, l'ensemble des stations étudiées sur la côte Ouest Algérienne subit une forte contamination d'origine pétrolière (Sellali *et al.*, 2007).

Si on prend par exemple, les "Iles Habibas", on peut voire la différence de l'état de propreté de ce milieu par rapport aux autres sites.

IV.2.Comparaison avec le secteur Est de l'Algérie

Tableau 9: Concentration des HAP dans les sédiments de différents sites Est Algérien.

Site d'étude	Concentration en HAP ($\mu\text{g/g P.S}$)	Référence
Littoral Est Algérien (El Kala, Annaba et Bejaia)	1,23-190,94	Matari et Taftiche, 2001
Littorale Est Algérien (Annaba, Skikda, EL-Kala)	2,53-11,07	Badji, 2000
Golfe de Skikda	0,73-21,26	Bentebbal et Tichouiti, 1999
Golfe de Skikda	2,89-29,63	Iddir, 1999
Le lac Mellah	0,023-1,119	Sellali <i>et al.</i> , 1993

En se basant sur les résultats fournis dans ce tableau, on peut constater que le degré de contamination des sédiments marins de la côte Est Algérien est plus ou moins important que la région centre.

On peut constater aussi en se basant sur la comparaison entre les différentes méthodes utilisées pour l'analyse des HAP que la CPG est la méthode la plus précise et la plus performante.

Les côtes de ces zones constituent l'une des voies de navigation et de transit préférentiel des pétroliers et des tankers. En plus la zone de Skikda constitue un pôle pétrochimique très important qui occupe une situation très importante dans le domaine de l'exportation du pétrole par l'Algérie.

Ces teneurs en HAP sont probablement dues à leurs faibles expositions à l'oxydation photochimiques. En plus, le grand nombre de torchères installées au niveau de la zone industrielle de Skikda et Annaba ne sont pas à négliger dans leur forte contribution à la contamination de ces régions. Ainsi, un grand nombre d'égouts qui se déverse directement ou indirectement par les oueds provenant des endroits proches des raffineries pétrolières, bien qu'il existe d'autres sources anthropogènes, à proximité de ces zones. Outre, l'intensité du trafic maritime, l'hydrodynamisme et la texture du sédiment (Badji, 2000).

Après l'analyse de ces données, on remarque que le secteur Ouest de l'Algérie est plus contaminé et plus affecté par la pollution pétrolière.

Les stations de Skikda, Oran, Arzew, Annaba et Alger sont les zones les plus affectées par la pollution en HAP parce que ces zones représentent des pôles pétroliers et se caractérisent par une activité portuaire très importante. En plus les deux stations de Skikda et Arzew sont des zones industrielles.

Donc un suivi temporel s'avère donc nécessaire afin de localiser et de diminuer ces sources de pollution du milieu marin par les hydrocarbures.

Toutefois, on ne peut pas appliquer les normes des autres régions (Américaine par exemple) car le degré de tolérance de nos milieux diffère des autres, en raison de la sous ou sursaturation en matière polluantes. Donc, il faut adapter des normes algériennes propres pour à nos régions et nos écosystèmes.

Enfin, des études complémentaires sur les écosystèmes aquatiques, surtout benthique, seront fortement appréciées pour déterminer l'effet de la présence de ces polluants sur les organismes marins.

IV.3. Comparaison avec d'autre site en Méditerranée et dans le monde

Tableau 10: Concentrations en HAP dans les sédiments de différents sites.

Site	Concentration des HAP ($\mu\text{g/g}$ P.S)	Référence	Source
Baie d'Iskenderun (Turquie)	0,04-0,68	Suanay et <i>al.</i> , 1983	Suanay et <i>al.</i> , 1983
Large de Valence	4,8-26	Albaiges et <i>al.</i> , 1983	Albaiges et <i>al.</i> , 1983
Méditerranée occidentale	0,6-2,3		
Yougoslavie, split	1,0-18,9	MED POL-Phase II, 1984	MED POL-Phase II, 1984
Baie de Larnaca (Chypre)	0,442-1,301		
Côtes Barcelone et Valence	1,396-2,313	Grimalt et <i>al.</i> , 1984	Mazeas, 2004
Mer Adriatique	0,012-0,174	Marcomini et <i>al.</i> , 1986	
Golf du Lion	0,182-0,763	Lipiatou et Saliot, 1991; Tolosa, 1994	
Golf de Tunis, Tunisie	2,5-1250	Ghabi et Hadj, 1993	
Le Golfe	0,003-0,450	AIEA Bulltin 2/1993	AIEA Bulletin 2/1993
Antarctique	0,008-0,280	Cripps, 1994	Mazeas, 2004
Port de Victoria (Hong-Kong)	0,350-0,450	Hong et <i>al.</i> , 1995	
Mer Baltique	0,720-1,900	Witt, 1995	
Port de Fremantle (Australie)	$\leq 3,200$	Burt et Ebell, 1995	
Baie de San Francisco (USA)	2,944-29,590	Pereira et <i>al.</i> , 1996	
Côte Méditerranéenne française	0,036-0,252	Baumard et <i>al.</i> , 1998	

Ports Méditerranéens français	0,282-13,000		
Côte Méditerranéenne espagnole	0,001-0,007		
Ports Méditerranéens espagnols	0,844-8,420		
Sardaigne	0,0015; Port 0,919		
Port de Baltimore (USA)	0,089-46,200	Ashley et Baker, 1999	
Mer de Beaufort (Alaska)	0,159-1,092	Valette-Silver et al., 1999	
Corée (baie)	0,009-1,400	Kim et al., 1999	
Port de Xiamen (Chine)	0,247-0,480	Zhou et al., 2000	
Sud de la mer de Chine	0,025-0,0275	Yong, 2000	
Port de Boston (USA)	7,300-358,000	Wang et al., 2001	
Corée (baie)	0,010-3,100	Khim et al., 2001	
Mer Adriatique	0,024-0,501	Magi et al, 2002	
Malaisie	0,004-0,924	Zakaria et al., 2002	
Mer Noire	0,007-0,638	Readman et al., 2002	
Russie	0,428-3,257	Savino et al., 2003	
Kazakhstan (mer Caspienne)	0,001-0,072	Tolosa et al., 2004	
Azerbaïdjan (mer Caspienne)	0,098-1,600		
Iran (mer Caspienne)	0,022-0,282		
Turkménistan (mer Caspienne)	0,015-0,051		
Russie (mer Caspienne)	0,001-0,145		
Chenal Sfax-Kerkennah en Tunisie	0,113-10,720	Zaghdem et al., 2007	Zaghdem et al., 2007

Golf de Fos, France	0,034-2,7	Gilbert et <i>al.</i> , 2007	Gilbert et <i>al.</i> , 2007
Les ports du Golfe de Tunis	0,15-7,1	Mzoughi et <i>al.</i> , 2010	Mzoughi et <i>al.</i> , 2010

A partir de toutes ces données, on remarque que les côtes algériennes sont dans le niveau de contamination des côtes Méditerranéennes et sont moins affectées ou contaminées par les HAP que les côtes Américaines. En plus, nous voyons que la mer Méditerranée est plus polluée en HAP par rapport aux mers de la planète. Donc, les régions Méditerranéennes sont plus vulnérables que les autres, en raison d'une part d'un trafic maritime intense. D'autre part, le niveau de préparation de la lutte contre la pollution y est relativement faible par rapport à l'Atlantique européen par exemple. Cette mer est considérée comme un "hotspot" avec 7% de la faune mondiale et l'Algérie recèle pas moins de 50 sites biostratégiques qui demeurent très vulnérable et qui doivent impérativement être préservés (Grimes, 2002).

V. Comparaison statistique des résultats des hydrocarbures aromatiques polycycliques

Il était inclus dans notre objectif d'entamer l'étude statistique (ACP, étude binaire) pour l'exploitation des résultats issus des travaux antérieurs pour :

- Mieux comprendre la situation et le comportement des HAP dans le milieu marin principalement les sédiments;
- Suivre le niveau de la qualité de milieu;
- Comprendre et évaluer l'effet de ces polluants sur les organismes marins.

Et vue l'insuffisance des informations et des données sur les sites échantillonnés dans les travaux antérieurs, l'indisponibilité de documentation au niveau de notre bibliothèque, faute de moyen, la rareté des investigations et la recherche limité dans ce domaine en Algérie nous a empêché d'approfondir notre étude.

Donc, la carence des variables et des paramètres nous a obligés de limiter notre étude à une simple comparaison qui est entamé auparavant.

Chapitre III

I. Introduction

La Méditerranée constitue une mer "spécial" selon les termes de convention internationale MARPOL 73/78, c'est-à-dire ou tout rejet de produit polluant doit obéir à des règles strictes, ce qui est loin d'être appliqué.

La mer Méditerranée est exposée à un trafic maritime très dense qui menace leur écosystème. Elle est en effet un espace de transit, une route importante pour le transport maritime régional international. Aussi, le trafic maritime y est-il l'une des principales causes des pollutions pétrolières. Cette pollution pourra être de deux types selon les navires en cause : pollutions accidentelles touchant le trafic pétrolier ou pollutions opérationnelles causées par l'ensemble des navires. Ces deux sources ont des volumes comparables.

La côte algérienne représente l'un des ces principale voie ce qui les rend vulnérables davantage vis-à-vis des pollutions marines accidentelles car plus de 20% du trafic pétrolier, entre 1200 et 4000 navires par an et 30% du trafic maritime marchand passent par nos côtes. Ces quantités viennent s'ajouter aux 100 millions de tonnes de pétrole exportés annuellement par l'Algérie qui reçoit aussi des produits raffinés à travers ses terminaux d'Arzew, de Skikda, de Bejaïa et à un degré moindre, Alger (TELBAHR, 2006).

Un ensemble de différentes conventions régionales, internationales, ainsi qu'une législation nationale a pris en charge la problématique de la pollution marine par les hydrocarbures sur le plan préventif et opérationnel, visant à prévenir les risques de marées noires et, en cas d'accident, intervenir avec promptitude et efficacité en prenant en considération tous les paramètres nécessaires.

II. Conventions internationales :

Plusieurs conventions internationales ont été adoptées dans le cadre de l'organisation maritime internationale (OMI) particulièrement sur la sécurité maritime, la prévention de la pollution, la responsabilité et l'indemnisation des dommages. Il s'agit des conventions pertinentes suivantes :

II.1. La convention de Bruxelles de 1969 sur le droit d'intervention en haute mer

Entrée en vigueur le 6 mai 1975, tenant l'intervention en haute mer en cas d'accident entraînant ou pouvant entraîner une pollution par les hydrocarbures. Cette convention prévoit que chaque état peut prendre en haute mer les mesures nécessaires pour

prévenir, atténuer, ou éliminer les dangers graves et éminents que présente pour ses côtes et ses intérêts connexes, une pollution ou une menace de pollution par les hydrocarbures.

II.2. La convention MARPOL 73/78 de Londres sur la prévention de la pollution par les navires

Elle a une vocation universelle et a pour objectif de mettre fin et de maîtriser la pollution marine intentionnelle par les hydrocarbures et autres substances nuisibles et de réduire au maximum les rejets accidentels de ces substances.

II.3. La convention des Nations unies sur le droit de la mer, dite de Montego-Bay (1982)

Cette convention instaure la protection de milieu marin et ses ressources naturelles et de lutter contre la pollution marine.

II.4. La convention internationale sur la préparation, la lutte et la coopération en matière de pollution par les hydrocarbures (OPRC 1990)

Dans le cadre de cette convention, les États sont tenus de mettre en place des systèmes nationaux de préparation et d'organisation pour la lutte contre les pollutions marines par les hydrocarbures. Elle présente un cadre légal adéquat pour une coopération régionale et internationale dans ce domaine.

II.5. La convention internationale de 1992 portant sur la création d'un fond international d'indemnisation des dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (FUND, 1992)

Elle désigne le FIPOL92 comme un fond ayant un rôle complémentaire et subsidiaire en cas de défaillance de l'armateur.

II.6. La convention internationale en 1992 sur la responsabilité civile pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (CLC, 1992)

Elle s'apprécie par rapport au navire, aux actes dommageables, à la victime, au lieu du dommage et à la nature du dommage.

Et sur le plan régional, en Méditerranée:

II.7. La convention de Barcelone (de 1976 modifiée en 1995) sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses protocoles notamment celui de Malte sur « prévention et situation critique » de 2002

Portant sur la coopération des états membres lorsqu'il y a pollution marine par l'élaboration des plans d'urgence, sur la promotion des moyens de lutte, sur la surveillance et la prévention ainsi que sur l'échange d'information des programmes de recherche en vue de contribuer à son développement durable.

D'autres conventions internationales a pour objectif de préserver le patrimoine biologique et les zones à très forte valeur écologique.

II.8. La convention sur la diversité biologique de 1992 qui pose pour la première fois les principes généraux de la conservation de la diversité biologique pour une utilisation rationnel et durable.

II.9. La convention de RAMSAR 1971 concernant la protection et la préservation des zones humides particulièrement celle d'importance international. Sur le plan régional, en Méditerranée :

II.10. Le protocole des aires spécialement protégées (ASP), 1999

Il définit dans ses articles 8 et 9 les critères d'établissement des aires spécialement protégées d'importance Méditerranéenne « ASPIM » et les modalités de création et d'inspection des « ASPIM ». L'Algérie est pleinement concernée par ce protocole car les îles Habibas prétendent selon les critères en vigueur à un statut « ASPIM ».

II.11. Protocole "Prévention et situation critique", Malte 2002

C'est un protocole relatif à la coopération en matière de prévention de la pollution par les navires et de la lutte contre la pollution de mer Méditerranée par les hydrocarbures et les substances nocives et potentiellement dangereuses en cas de situation critiques.

Le protocole peut s'analyser comme un instrument juridique – relais reprenant sur un plan régional les obligations posées dans la réglementation internationale relative à la pollution par les navires. Les Etats Méditerranéens s'engageant à coopérer pour la mise en œuvre et l'application effectives de ces obligations sur le plan national, sous-régional ou régional.

III. Législation Algérienne

Un ensemble des textes réglementaires régissent la prévention, la lutte contre la pollution marine par les hydrocarbures et la nécessité de préserver la biodiversité marine par la création de réserves marines afin de se rallier au concept du « développement durable ». Il s'agit de:

III.1. Ordonnance N°76-80 octobre 1976 modifiée et complétée par la loi du 25 juin 1998 portant sur le code maritime.

Elle prévoit que tout déversement volontaire de substances polluantes en mer provenant d'installations industrielles, terrestres ou maritimes devra faire l'objet d'une autorisation préalable. Elle souligne que le capitaine d'un navire à bord duquel sont transportés les hydrocarbures en vrac en tant que cargaison, est responsable de tout dommage par pollution qui résulte d'une fuite ou de rejet d'hydrocarbures de son navire.

III.2. Le décret N°82-439 du 11 décembre 1982 portant adhésion de l'Algérie à la convention relative aux zones humides, d'importance internationale, particulièrement comme habitat de la sauvagine signée à RAMSAR (Iran) le 02 février 1971.

III.3. Le décret exécutif N°94-279 du 17 septembre 1994 portant organisation de la lutte contre les pollutions marines et institution de plans d'urgence.

Aux termes de ce décret, la mise en œuvre de l'organisation de la lutte contre les pollutions marines repose sur des plans d'urgence TELBAHR au niveau des quatorze wilayas côtières, des trois façades maritimes et à l'échelle nationale. Ces plans sont élaborés et gérés par des comités TALBAHR permanents qui sont coordonnés au niveau nationale par le ministre de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, et régional par le commandant de la façade maritime de la wilaya et par le wali de la wilaya concerné.

III.4. Le décret présidentiel N°95-290 du 30 septembre 1995, portant création d'un centre nationale et des centres régionaux des opérations de surveillance et de sauvetage en mer.

Il institue des organes de surveillance et de sauvetage en mer chargé, notamment de la surveillance du trafic maritime, de la lutte contre toutes formes de pollutions marines

et de la surveillance des pêches maritimes. Placés sous l'autorité des Gardes Côtes, ces centres dirigent, dans le cadre de TELBAHR, les opérations de lutte contre les déversements des hydrocarbures en mer.

III.5. Le décret présidentiel N°95-163 du 06 juin 1995 portant ratification de la convention sur la biodiversité biologique signée à Rio de Janeiro le 5 juin 1992.

Aux bords de ce décret, l'Algérie a reconnu l'importance capitale de la diversité biologique comme ressource à préserver dans une perspective de développement durable car le bon fonctionnement de la biosphère en dépend.

III.6. La loi N°02-02 du 05 février 2002 relative à la protection et à la valorisation du littoral.

Le diagnostic de la situation environnementale de la frange littorale présenté dans le Rapport National sur l'état et l'avenir de l'Environnement (RNE) montre une dégradation déplorable de cet espace stratégique du territoire national à grande valeur écologique, économique et culturelle.

Il souligne la nécessité et l'urgence d'intervenir sur les plans curatif et préventif afin d'atténuer les impacts négatifs sur le milieu marin et éviter des situations désastreuses et irréversibles.

III.7. La loi N°03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.

La loi relative à la protection de l'environnement a pour objectif essentiel d'assurer une protection intégrée de l'environnement et de promouvoir un environnement écologiquement sain et équilibré. Elle vise notamment à prévenir toute forme de la pollution ou de nuisance causée à l'environnement, y compris donc les pollutions marines mettant en cause les hydrocarbures et les produits chimiques potentiellement dangereux. Elle a également pour objectif de promouvoir un développement durable des zones côtières et de la frange littorale dans son ensemble.

Dans ces dispositions, la loi insiste sur les mesures de protection de la mer et des zones côtières. A ce titre, elle souligne l'interdiction de déversement, d'immersion et d'incinération dans les eaux maritimes sous juridiction nationale, de substance et matière de toute nature susceptibles:

- De porter atteinte à la santé publique et aux écosystèmes marins;
- De nuire aux activités maritimes, y compris la navigation, l'aquaculture et la pêche;
- D'altérer la qualité des eaux maritimes du point de vue de leur utilisation;
- De dégrader les valeurs d'agrément et le potentiel touristique de la mer et des zones côtières.

III.8. *Le décret exécutif N°03-147 du 29 mars 2003 portant classement des Iles Habibas (wilaya d'Oran) en réserve naturelle marine.*

Il vient de confirmer le statut particulier de ces îles comme étant le premier espace exclusivement marin protégé en Algérie.

III.9. *La loi N°04-20 du 25 décembre 2004 relative à la prévention des risques majeurs et à la gestion des catastrophes.*

Il a pour objet d'édicter les règles de prévention des risques majeurs et de gestion des catastrophes dans la cadre du développement durable.

En effet, les règles de prévention des risques majeurs et de la gestion des catastrophes visent à prévenir et prendre en charge les effets des risques majeurs sur les établissements humains, leurs activités et leur environnement dans un objectif de préservation et de sécurisation du développement et du patrimoine des générations futures. Elle constitue un système global initié et conduit par l'Etat, mis en œuvre par les institutions publiques et les collectivités territoriales dans le cadre de leurs compétences respectives, en concertation avec les opérateurs économiques, sociaux et scientifiques, et en associant les citoyens dans les conditions définies par la présente loi et ses textes d'application.

Les pollutions marines constituent également un des risques majeurs pris en charge par des dispositifs de prévention et de gestion tel que défini par cette même loi.

Il est institué donc un plan général de prévention des pollutions marines, adopté par décret, fixant l'ensemble des règles et procédures visant à atténuer la vulnérabilité à cet aléa et à prévenir les effets induits par sa survenance.

IV. TELBAHR, organisation nationale de lutte contre la pollution marine par les hydrocarbures

Dans le cadre de sa stratégie Nationale de l'Environnement et en adéquation avec les instruments juridiques internationaux et notamment la Convention de Barcelone de 1976 (modifiée 1995) et son protocole "Prévention et situation critique". Le ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement a lancé, dès le mois de septembre 2001, un processus de mise en place et de développement d'un dispositif de prévention et de lutte contre les pollutions marines.

IL s'agit de l'organisation national TELBAHR de lutte contre les pollutions marines et institution de plans d'urgence, instituée par le décret exécutif n°94-279 du 17 septembre 1994 en vertu de la loi relative à la protection de l'environnement de 1983 abrogée aujourd'hui et remplacée par la loi relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.

Ce dispositif repose sur la mise en œuvre de Plans d'Urgence au niveau local, dans les quatorze wilayas côtières, au niveau régional, par rapport aux trois façades maritimes, et à l'échelle nationale. Ces plans d'urgences sont gérés par des comités TELBAHR permanents correspondants.

Les comités sont coordonnés au niveau national par le ministre de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, régional par le Commandant de la façade maritime et de la wilaya par le wali de la wilaya concernée (Hariz, 2009).

Conclusion

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont l'une des classes des polluants persistants les plus recherchés dans l'environnement marin, à cause de leur rémanence, toxicité, pour l'homme, plus la faune et la flore marine. Et comme le sédiment est le refuge de ces deux dernières et il est considéré comme étant le réservoir extrême au quel sont acheminés ces polluants. Nous l'avons choisi pour faire l'objet de notre travail, portant sur une étude rétrospective, en se basant sur les résultats des différents travaux effectués au niveau de l'ENSSMAL sur le littoral algérois, afin de développer une évaluation de la contamination des sédiments de cette région au fil du temps.

Après l'analyse approfondie des différents travaux collectés, on peut conclure que les teneurs des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sédiments marins sont en relation avec la nature de ces derniers, de l'hydrodynamisme, de la courantologie, du protocole d'extraction des HAP et de la technique analytique utilisée.

Les sédiments de la baie d'Alger sont plus contaminés en HAP que ceux de la baie de Bou-Ismaïl qui est une baie plus au moins ouverte, plus large et de vocation touristique et ce, du fait que la baie d'Alger est caractérisée par un trafic maritime important sans oublier le caractère pétrolier du port d'Alger. En plus, cette baie représente un siège de multiples sources de pollution, la ville d'Alger, oued El-Hamiz, et oued El-Harrach.

Faute de moyen, manque de données, et rareté des investigations dans le domaine des hydrocarbures nous a empêchés de développer et détailler cette étude. Il est devenu indispensable d'évaluer la qualité de ces milieux aquatiques et plus particulièrement celle de la phase sédimentaire.

Donc, il s'avère important d'entreprendre des études plus rigoureuses dans le but de qualifier et de quantifier ces HAP présents dans les sédiments de notre littoral.

Toutefois, des mesures nécessaires doivent être prises en charge par les autorités compétentes pour limiter ce danger de contamination par ces polluants qui toucheraient toute les espèces marines ainsi que la santé de l'homme.

Il serait souhaitable d'enrichir ces études concernant la distribution des HAP en fonction de la profondeur, et de faire le suivi de leur répartition durant les saisons, les années pour mieux comprendre leur biodégradation possible dans l'environnement marin. Et il est préférable d'étudier l'effet de ces HAP sur les organismes marins dans les baies concernées.

Enfin, nous recommandons d'entreprendre ce genre d'étude à l'avenir, pour pouvoir créer des bases des données qui permettent le suivi de la qualité du milieu et l'élaboration des normes de qualité propre à notre littoral Algérien, afin d'empêcher la dégradation des plus vulnérables et protéger les autres contre ce risque.

Bibliographie

ABDERRAHMANI K., 2011. Les hydrocarbures polyaromatiques dans la baie de Bou-Ismaïl: surveillance et évolution de la contamination en fonction de la profondeur. Thèse Magister, ENSSMAL: 103 p.

AFSSA, 2003. Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'évaluation des risques sanitaires qui pourraient résulter de la contamination des produits de la mer destinés à la consommation humaine, suite au naufrage du pétrolier Prestige. Saisine N° 2003-SA-0007.

AIEA, 1993. La pollution dans le Golfe: surveillance du milieu marin. Bulletin 2: 9-13pp.

AKCHA F., BURGEOT T., NARBONNE J. et GARRIGUES P., 2003. Metabolic activation of polycyclic aromatic hydrocarbons: role of DNA adduct formation in induced carcinogenesis in PAHs: an ecological perspective. Ed: Douben P., Wiley and Sons, London: 65-79pp.

ALBAIGES J., ALGABA J., BAYONA JM. et GRIMALT J., 1983. New perspective in the evaluation of anthropogenic inputs of hydrocarbons in the western Mediterranean coast. Cannes, CIESM: 199-206pp.

ALBAKJAJI M., 2011. La pollution de la mer Méditerranée par les hydrocarbures liée au trafic maritime. Thèse Doctorat, Université de PARIS-EST: 298p.

AMINOT A. et CHAUSSE-PIED M., 1983. Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Ed: CNEXO, Brest (France): 395 p.

AMROUCHE N. et DEBICHE S., 1991. Exploitation de la pollution par les hydrocarbures polyaromatiques des sédiments des côtes Ouest d'Algérie-identification et caractérisation des polluants par analyses spectrale. Mémoire Ingénieur d'Etat, ISMAL: 109 p.

ARKOOSH M., CLEMONS E., HUFFMAN P., SANBORN H., CASILLAS E. et STEIN J., 1996. Leukoproliferative response of splenic leukocytes from English sole (*Pleuronectes vetulus*) exposed to chemical contaminants. Environ. Toxicol. Chem., 15: 1154-1162.

BACHARI HOUMA F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. Thèse Doctorat: Université du Val de Marne Paris XII, France: 270p.

- BACHIR BEY N. et AYACHE M., 2011.** Impact de la pollution marine par les hydrocarbures sur la qualité de l'eau et des sédiments de la baie d'Alger. Mémoire d'ingénieur d'Etat, ENSSMAL : 90 p.
- BADJI R., 2000.** Niveaux, sources et origines des hydrocarbures dans les sédiments superficiels du littoral Est de l'Algérie. Mémoire Ingénieur d'Etat, ISMAL: 54 p.
- BELLAIR P. et POMEROL C. 1977.** Eléments de géologie. Armand Colin, Paris, 528p.
- BENCHIK S., 1999.** Niveaux de contamination des sédiments superficiels du Golfe d'Arzew par les hydrocarbures pétroliers : caractérisation des sources et origines. Mémoire d'Ingénieur d'Etat, ISMAL: 65 p.
- BENTEBBAL B. et TIHOUITI K., 1999.** Essai d'évaluation et de caractérisation de la contamination pétrolière dans le golfe de Skikda (Algérie). Mémoire Ingénieur, ISMAL: 65p.
- BLUMER M., 1976.** Polycyclic aromatic compounds in nature. Scientific American, 234 : 35-45.
- BONNET C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse, Université de Metz, Metz· France, 309 pp.
- BOUDJELLABA D. et DEHANE D., 2012.** Etat de la pollution par les hydrocarbures dans les eaux et les sédiments superficiels de la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl. Mémoire Ingénieur ; ENSSMAL, 90p.
- BROOKES P. et LAWLEY P., 1964.** Evidence of the binding of polynuclear aromatic hydrocarbons to the nucleic acids of mouse skin: Relation between carcinogenic power of hydrocarbons and their binding to deoxyribonucleic acid. Nature, 202: 781-784pp.
- CAUMES F. et ROUSSEAU P., 1967.** Etude de la sédimentation actuelle de la baie de Castiglione. Rapport de la Sonatrach, N° 4931., 36p.
- DE FLORA S., BAGNASCO M., ET ANACCHI P., 1991.** Genotoxic, carcinogenic and teratogenic hazards in the marine environment, with special reference to the Mediterranean Sea. Mutat. Res., 258 : 285–320pp.
- DOUDOU S., 1994.** Contribution à l'étude de la qualité chimique des sédiments du port de Sidi-Fredj. Mémoire DEUA: 70p.

FERTUCK K., KUMAR S., SIKKA H., MATTHEWS J. et ZACHAREWSKI T., 2001. Interaction of PAH-related compounds with the α and β isoforms of the estrogen receptor. *Toxicol. Letters*, 121: 167–177pp.

GEFFARD O., 2001. Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. Thèse Doctorat, Université BORDEAUX I: 376p.

GHABI H. et HADJALI M., 1993. Petroleum hydrocarbons in water and marine sediment: Bizerta Lake, Tunis Gulf and Lake. Workshop sur la circulation des eaux et la pollution des côtes Méditerranéennes des pays du Maghreb, Rabat (MAROC). Publié par INOC, IZMIR, Turquie : 131-133 pp.

GILBERT M., LAURENCE A., MICHEL G., LAURE M., et PIERRE D., 2007. Hydrocarbons in coastal sediments from the Mediterranean Sea (Gulf of Fos area, France). *Marine Pollution Bulletin* 54 :566-575 p.

GRIMES S., 2002. Perspectives des aires marines protégées en Algérie. PNUD/GEF ALG 31.

HADJAMMAR S., (1993). Niveaux en hydrocarbures polyaromatiques des sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (frange côtière). Mémoire DEUA, ISMAL : 206 p.

HARCHOUCHE K., 2006. Contribution à la systématique du genre *Spicara*; écologie, biologie et exploitation de *Spicara Maena* (poissons, téléostéen) des côtes Algériennes. Thèse Doctorat, USTHB: 230p.

HARIZ M R., 2009. Elaboration d'une base de données "Atlas TELBAHR" d'aide à la décision. Etude de cas: simulation d'un déversement accidentel d'hydrocarbures dans le Golfe d'Arzew. Mémoire Ingénieur d'état, ENSSMAL: 94p.

HENDRICKS J., MEYERES T., SHELTON D., CASTEEL JL et BAILEY G., 1985. Hepatocarcinogenicity of benzo(a)pyrene to rainbow trout by dietary exposure and intraperitoneal injection. *J. Natl. Cancer Inst.*, 74: 839-851pp.

IDDIR N B., 1999. Faune benthique et sédiment superficielle marin dans le golfe de Skikda : impact des hydrocarbures. Mémoire DEUA, ISMAL: 96 p.

IFREMER, 2007. Synthèse de l'état de la contamination chimique du Golfe de Marseille. Programme MEDICIS – Projet METROC, volume 1: 123p.

INERIS, 2003. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérogènes: Approche substance par substance

(facteurs d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges - Évaluation de la relation dose-réponse pour des effets non cancérigènes : Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR). Rapport final (DOORNAERT B. et PICHARD A.).

INERIS, 2005. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques Guide méthodologique: 85p.

IPCS, 1998. Selected non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Health Criteria 202. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland.

ISQG, 2002. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). 17p.

JOHNSON L., COLLIER T. et STEIN J., 2002. An analysis in support of sediment quality thresholds for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to protect estuarine fish. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 12: 517-538pp.

KHAOUNI L, 2001. Analyse des hydrocarbures pétroliers dans l'eau et le sédiment superficiels du port d'Arzew. Mémoire Ingénieur, ISMAL: 78p.

LE LIVRE BLEU DES ENGAGEMENTS DU GRENELLE DE LA MER, 2009. Paris, MEEDDM: 71p.

LEAUTE F., 2008. Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlores dans les sédiments de l'Etang de Thau. Thèse Doctorat: Université Pierre et Marie Curie, France: 250p.

LONG E., 2000. Degraded sediment quality in US estuaries: A review of magnitude and ecological implications. *Ecol Appl* 10(2): 338-350pp.

LONG E., MACDONALD D., SMITH S., et CALDER F., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ Management* 19: 81-97pp.

LOURGUIOUI H., 2001. Niveau, sources et origines des hydrocarbures dans les sédiments superficiels du littoral Ouest Algérien (Golf d'Arzew, d'Oran et de Ghazaouet). Mémoire d'ingénieur d'Etat, ISMAL: 62 p.

MATARI I., et TAFTICHE S., 2001. Niveaux, sources et origines des hydrocarbures pétroliers dans les sédiments superficiels du littoral Est Algérien (El-Kala, Annaba, Skikda et Bejaia). Mémoire Ingénieur d'état, ISMAL: 76p.

MAZEAS O., 2004. Evaluation de l'exposition des organismes aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le milieu marin par le dosage des métabolites de HAP. Thèse Doctorat: Université BORDEAUX I: 470p.

MECHEKEF Y., 2009. Evaluation de la contamination par les hydrocarbures polyaromatiques dans l'eau et le sédiment superficiel dans le port d'Alger : cartographie des polluants. Mémoire d'ingénieur d'état, ENSSMAL : 66p.

MEDD et AGENCE DE L'EAU., 2003. "Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQEau) - Grilles d'évaluation version 2".

MOORE M., et MYERS M., 1994. Pathobiology of chemical-associated neoplasia in fish. In Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical, and Cellular Perspectives. Lewis Publishers, Boca Raton, FL: 327–386pp

MURIELLE B., 1995. La biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques: métabolisme de substrats non conventionnels. Thèse Doctorat, ENSIA: 120p.

MZOUGH N., CHOUBA L., SOULI Z., HAMDI L et M'RABET R., 2010. Teneurs En Hydrocarbures dans différents Ports du Golfe de Tunis, Tunisie. Rapport Communication internationale Mer Méditerranée, 39:780pp.

NEFF J., 1985. Polycyclic aromatic hydrocarbons. In Fundamentals of aquatic toxicology: Methods and applications. Hemisphere Publishing Corporation, New York, USA: 416-454pp.

NISBET I., et LAGOY P., 1992. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Reg. Toxicol. Pharmacol., 16: 290-300pp.

NRCC, 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: formation, sources, fate and effects on aquatic biota. National Research Council Canada 18981: 209p.

NTP (NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM), 1999. The 9th report on carcinogens. US Department of Health and Human Services, Public Health Service National Toxicology Program, Washington, DC.

POWER E., et CHAPMAN P., 1992. Assessing sediment quality. Lewis, Chelsea, MI, USA: 1-18pp.

RAMADE F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, France: 785p.

RICE C., MYERS M., WILLIS M., FRENCH B., et CASILLAS E., 2000. From sediment bioassay to fish biomarker - connecting the dots using simple trophic relationships. *Mar. Environ. Res.*,50: 527-533pp.

RLM, 2000. Les guides méthodologiques du RLM. Evaluation de la contamination chimique et radiologique du sédiment. 60p.

SADOUNI N., et CHOUAKRI S., 1996. La pollution par les hydrocarbures dans la baie d'Alger : sources et origines des hydrocarbures dans les sédiments superficiels. Mémoire Ingénieur d'état, ISMAL: 76p.

SCHULTZ M., et SCHULTZ J., 1982. Induction of hepatic tumors with 7,12-dimethylbenzanthracene in two species of viviparous species (genus *Poeciliopsis*). *Environ. Res.*, 27: 337-351pp.

SELLALI B., 1996. Pollution par les hydrocarbures pétroliers en Méditerranée Sud-Occidentale : contamination de l'eau et du sédiment superficiels des régions littorales centre et ouest de l'Algérie. Thèse Magister, ISMAL : 118p.

SELLALI B., LOURGUOUI H., BENCHIKH S., et AZZOUZ M., 2007. Sources et origines des hydrocarbures dans les sediments superficiels du littoral ouest Algérien. Rapport Communication internationale Mer Méditerranée., 38, p40.

SELLALI, B., CHOUIKHI, A., HOCINI, N., YAHI, D. et BOUDJELLAL, B., 1993. Contamination des sédiments de la côte algérienne par les hydrocarbures polyaromatiques. Workshop sur la circulation des eaux et la pollution des côtes Méditerranéennes des pays du Maghreb, Rabat (MAROC). Publié par INOC, IZMIR-Turquie:p167-169.

SIMS P, GROVER L, SWAISLAND K. et HEWER A, 1974. Metabolic activation of benzo[a]pyrene proceeds by a diol-epoxide. *Nature*, 252: 326-328pp.

SOL S., BILL B., JOHNSON L., et COLLIER T., 1999. Effects of contaminants on reproductive parameters of male English sole (*Pleuronectes vetulus*) from Puget Sound, WA. In Puget Sound Research '98 Proceedings. Puget Sound Water Quality Action Team, Olympia, WA, p934.

TELBAHR, 2006. Rapport sur l'Etat de TELBAHR, Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement et du tourisme (Algérie), 94p.

TELBAHR, MATET, 2006. Rapport sur l'état de TELBAHR, ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement et du tourisme (Algérie), 94p.

US-EPA (Environmental Protection Agency), 1993. Provisional guidance for quantitative risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons. EPA/600/R-93/089, US Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office, Cincinnati, Ohio, USA.

WHITE K., 1986. An overview of immunotoxicology and carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Carcino. Revs.*, 2: 163-202pp.

ZAGHDEM H., KALLEL M., ELLEUCH B., OUDOT J., et SALIOT A., 2007. Etude de La Matière Organique Et La Pollution Par Les Hydrocarbures dans Les Sédiments Récents Du Chenal Sfax-Kerkennah (Tunisie, Mer Méditerranée). *Rapport Communication internationale Mer Méditerranée*, 38, p332.

Annexes

Tableau N°1: le temps de demi-vie des HAP prioritaires.

Nom	Demi-vie (j: jour, a: an)
Naphtalène	16 – 48 j
Acénaphtylène	/
Acénaphène	/
Fluorène	32 – 60 j
Phénanthrène	16 – 200 j
Anthracène	50 j – 1,3 a
Fluoranthène	140 j – 1,2 a
Pyrène	210 j – 5,2 a
Benzo(a)anthracène	102 j – 1,9 a
Chrysène	1 – 2,7 a
Benzo(b)fluoranthène	360 j – 1,7 a
Benzo(k)fluoranthène	2,5 – 5,9 a
Benzo(a)pyrène	57 j – 1,5 a
Dibenzo(ah)anthracène	361 j – 2,6 a
Benzo(ghi)pérylène	0,25 a – 1,8 a
Indéno(1,2,3,cd)pyrène	1,6 – 2 a

Tableau N°2: classement des HAP en fonction de leur génotoxicité et de leur cancérogénicité.

	<i>Génotoxicité</i>	<i>Cancérogénicité</i>		
	IPCS, 1998 ^a	IPCS, 1998 ^a	US-EPA ^b	IARC, 1987 ^c
Naphtalène	-	(?)	C	2B (2002)
Acénaphthylène	(?)		D	
Acénaphène	(?)	?		
Fluorène	-	-		
Anthracène	-	-	D	3
Phénanthrène	?	(?)	D	3
Fluoranthène	+	(+)	D	3
Pyrène	(?)	(?)	D	3
Benzo(a)anthracène	+	+	B2	2A
Chrysène	+	+	B2	3
Benzo(a)pyrène	+	+	B2	2A
Benzo(b)fluoranthène	+	+	B2	2B
Dibenzo(ah)anthracène	+	+	B2	2A
Benzo(k)fluoranthène	+	+	B2	2B
Benzo(g,h,i)pérylène			D	3
Indeno(1,2,3-cd)pyrène IP	+	+	B2	2B
Triphénylène				3
Dibenzo(a,c)anthracène				3

^a Classification IPCS: + : Effet positif

- : Effet négatif

? : Incertain

() : Résultats dérivant d'un faible nombre de données.

^b Classification US-EPA: A: cancérogène pour l'homme

B1 et B2: cancérogène probable pour l'homme

C: cancérogène possible pour l'homme

D: inclassable

E: probablement non cancérogène.

^c Classification IARC: 1: cancérogène pour l'homme

2A: probablement cancérigène pour l'homme

2B: possiblement cancérigène pour l'homme

3: inclassable.

Tableau N°3: classement de certains mélanges de HAP par International Agency for Research on Cancer en fonction de leurs propriétés cancérigènes

1 ^a	2A ^a	2B ^a
Goudron de houille	Créosotes	Extraits de noir de charbon
Huiles minérales	Emanations de moteurs diesel	Emanations de moteurs essence
Huiles de schiste		
Suie		
Fumée de tabac		
Production d'aluminium		
Gazification du charbon		
Production de coke		
Fonderies de fer et d'acier		

^a Classification IARC: 1: cancérogène pour l'homme

2A: probablement cancérogène pour l'homme

2B: possiblement cancérogène pour l'homme

3: inclassable.