

Table des matières

Dédicaces	iii
Remerciements	iv
Liste des abréviations :	v
Liste des figures	vi
Liste des photos	vi
Liste des tableaux	vii
Résumé	viii
Abstract	ix
Introduction	1
Chapitre 1 : Synthèse bibliographique	3
I.1 Les sédiments marins	4
I.1.1 Origine.....	4
I.1.2 Compositions.....	4
I.1.3 Granulométrie.....	5
I.2 Les hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)	6
I.2.1 Propriétés physico–chimiques des HAP	6
I.2.2 Sources	8
I.2.3 Contamination	8
I.2.4 Toxicité/Ecotoxicité	9
I.2.5 Réglementation HAP.....	11
I.2.5.1 Directive cadre de l’eau de l’UE	11
I.2.5.2 Règlementation des HAP au Sénégal	12
I.2.5.3 Normes qualité sanitaire pour les HAP	13
I.2.6 Identification des sources de pollutions	13
I.2.7 Evaluation du risque écotoxicologique	14
Chapitre 2 : Matériels et méthodes.....	16
II.1 Matériels.....	17
II.1.1 Sites de l’étude.....	17
II.1.2 Matériel biologique.....	18
II.1.2.1 Position systématique.....	19
II.1.2.2 Biologie et écologie de la moule.....	19
II.1.3 Matériels d’échantillonnages	20
II.1.4 Matériels d’extractions	20
II.1.5 Matériels d’Analyse des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques	21

II.2	Méthode.....	21
II.1	Méthode d'échantillonnage	21
II.1.1	Echantillonnage de l'eau	21
II.1.2	Echantillonnage du sédiment.....	21
II.1.3	Echantillonnage des moules	22
II.2	Méthodes de conservations des échantillons.....	22
II.3	Méthode d'analyse des échantillons.....	23
II.3.1	Analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau	23
II.3.2	Analyse de la granulométrie des sédiments.....	23
II.3.3	Méthode d'extraction des HAP : la méthode QuEChERS	24
II.3.5	Analyse statistique.....	26
Chapitre 3 :Résultats et Discussion		27
III.1	Résultats	28
III.1.1	Les paramètres physico-chimiques.....	28
III.1.2	La granulométrie des sédiments	28
III.1.3	Détermination de la concentration en HAP	30
II.1.2.1	Concentration en HAP au niveau de la Baie de Hann	30
II.1.2.2	Concentration moyenne en HAP au niveau du littoral de Ngor	33
II.1.2.3	Analyse statistiques avec les composantes principales.....	34
II.1.2.4	Analyse avec ANOVA.....	38
III.2	Discussion	39
III.2.1	Origine de la contamination	40
III.2.2	Ecotoxicité des sédiments.....	41
III.2.3	Evaluation du risque écotoxicologique.....	42
II.3.1	Evaluation du risque écotoxicologique des sédiments	42
II.3.2	Evaluation du risque écotoxicologique des moules.....	44
III.2.4	Evaluation du risque toxicologique lié à la consommation des moules	46
Références		50
Annexes		i

Dédicaces

Au nom d'Allah, le Tout Miséricordieux, le Très Miséricordieux.

Je dédie ce travail :

A ma très chère mère **MAME ADAM MBODJI** qui m'a toujours encouragé et soutenue. Vos prières et sacrifices consentis et vos précieux conseils m'ont accompagné tout au long de mon cursus.

A toi l'Enseignante au combien émérite aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour le dévouement l'estime que je vous porte.

A mon père **DJIBRIL DIOUF** vos prières et conseils m'ont toujours accompagnée

A mon mari mon homme pour ton soutien infaillible à tout moment **TAMSIR DIENE**

A ma grande sœur adorée **NDEYE AMINATA ADAM DIOUF** notre aînée toujours là pour ses frères et sœurs

A mon grand frère adoré **ISMAILA DIOUF** qui m'a toujours soutenue et qui joue à merveille son rôle de grand frère

A mes frères et sœurs (**Mariama Caty Adama Malick Pathé Mbarou Khady Omar Mamadou Souleymane**)

A mes nièces neveux oncles tatas et parents cousins et cousines

A Ma grande mère ma tante **DIOULY MBODJI** ma seconde maman

A mon petit frère **Mouhamed Djibril DIOUF** qui me comble de joie et qui me rend folle des fois

A la famille Diouf pour votre soutien tout au long de mes études

A mes amis (es) **Salimata Tall Kadiata Amadou SY Diodio Sène Mamadou Lamine Diouf**

A la famille **FALL** ma seconde famille

Remerciements

En tout premier lieu je remercie ALLAH (SWT), le Tout Puissant le Miséricordieux Très Miséricordieux de m'avoir donné une bonne santé et force et le courage pour mener à terme ce travail.

Nous adressons nos remerciements à l'endroit de :

L'Administrateur Général de la Fondation Cérès Locustox d'avoir bien voulu nous accorder notre stage.

Nos encadreurs Fatou Tabane Diouf et Anna Ndiaye Traoré qui se sont montrées ouvertes, disponibles et n'ont jamais cessés de nous prodiguer des conseils et orientations.

Tout le personnel de la Fondation Cérès Locustox (Marie Ndao Adama Ndiaye Anna Marcel Binta...)

A tout l'équipe de la LTH particulièrement au Professeur Mamadou Fall pour ses conseils et ses enseignements.

Mon Binôme Louise Aminata Sagna, Cheikh Oma Latyr Baye Seynabou SY, Tidiane Diallo et nos camarades de promotion avec qui nous avons partagé deux années de bonheur et de joie.

Tous les enseignants que nous avons eu la chance de connaître et qui nous ont apporté leur savoir et contribuer à notre formation.

Liste des abréviations :

CEMP: Co-coordonné le Programme de Suivi Environnemental

ANOVA: variance à un critères de classification

ACP: Analyse en Composante Principale

HAP: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HMW: Hydrocarbures à Haut poids moléculaires

LMW : Hydrocarbures à faibles poids moléculaires

OSPAR : Convention pour la protection du milieu marin de l'atlantique du Nord-Est Oslo-Paris

USEPA : United States Environmental Protection Agency

CEAEQ : Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec

TEL : Threshold Effect Level

PEL : Probable Effect Level

ACN : Acétonitrile

DCM : Dichlorométhane

QuEChERS : Quick, Easy, Cheap, Rugged and Safe

CPG/MS : Chromatographie en Phase Gazeuse couplé à un Spectrophométrie de Masse

IARC : International Association for Research on Cancer

BAC : Background Assessment Concentration

EAC : Environmental Assessment Criteria

Liste des figures

Figure 1: Structure chimique de 16 HAP de la liste de l'U.S.E.P.A. (Amir et al., 2005).	6
Figure 2: Distribution globale des émissions de HAP (Zhang & Tao 2009).	9
Figure 3: Synoptique du processus de biotransformation des HAP (Le Bihanic 2014)	10
Figure 4 : Carte de la zone d'étude avec les points de prélèvement	18
Figure 5: Granulométrie des sédiments de Ngor	29
Figure 6: Granulométrie des sédiments de la Baie de Hann	30
Figure 7 : Concentration moyenne en HAP dans les moules de la Baie de Hann	31
Figure 8 : Concentration moyenne en HAP dans les sédiments de la Baie de Hann	31
Figure 9 : Concentration moyenne en HAP dans l'eau de la Baie de Hann	32
Figure 10: Concentration moyenne en HAP dans les matrices au niveau de la Baie de Hann	32
Figure 11 : Concentrations en HAP dans les moules de la Plage de Ngor	33
Figure 12 : Concentration moyenne en HAP dans les sédiments du littoral de Ngor	33
Figure 13: Concentration moyenne en HAP dans l'eau du littoral de Ngor	34
Figure 14: Concentration moyenne en HAP au niveau des matrices de Ngor	34
Figure 15 : Histogramme des valeurs propres	35
Figure 16: Graphe des individus	36
Figure 17: Graphe du cercle des corrélations	37
Figure 18 : Représentation des résultats de la comparaison des concentrations moyennes de HAP, deux à deux par le Test de Tukey	39

Liste des photos

Photo 1: Faces internes de la moule Perna perna	20
Photo 2: CPG/SM du Centre Régional de Recherche en Ecotoxicologie et Sécurité Environnement	21
Photo 3: Dissection de moules	22
Photo 4: Dépuration des moules	22
Photo 5: Appareil de mesures multiparamétriques (HACH HQd Field Case)	23
Photo 7: Purification sur colonne	25
Photo 6: Agitation mécanique au vortex après ajout des sels d'extraction	25

Liste des tableaux

Tableau I: Classification des sédiments en fonction de la granulométrie (Chamley, 1987).....	5
Tableau II: Propriétés physico-chimiques de quelques HAP (ATSDR 1995, INERIS 2005, Sverdrup et al. 2002, van Noort 2009). Modifié	7
Tableau III : Valeurs guides de qualité environnementale (UE, 2005 ; UE, 2008) (µg/L).....	12
Tableau IV: Réglementation NS 05-062 des HAP au Sénégal	12
Tableau V: Réglementation NS-05-061 des hydrocarbures totaux dans les eaux usées au Sénégal	12
Tableau VI: Identification des sources de pollution par les ratios moléculaires.....	14
Tableau VII: Critères d'évaluation utilisés dans l'évaluation des données du CEMP OSPAR / ABIDJAN 2012.....	15
<i>Tableau VIII : Systématique Perna perna</i>	19
Tableau IX: Condition de lecture de la GC/MS	26
Tableau X Les paramètres physico-chimiques des zones d'études	28
Tableau XI: Critères d'évaluation écotoxicologique relatifs au HAP dans les sédiments OSPAR/CONVENTION ABIDJAN.....	43
Tableau XII: Critères d'évaluation écotoxicologique relatifs au HAP dans les moules OSPAR/CONVENTION ABIDJAN.....	45

Résumé

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) sont des composants naturels du charbon et du pétrole et se forment également lors de la combustion de combustibles fossiles et des matières organiques. Ils sont l'un des plus répandus polluants organiques dans l'environnement marin de la zone OSPAR, entrant dans la mer depuis le large: déversements accidentels d'hydrocarbures liés à la navigation, déversements dans les rivières et dans l'air. Leur omniprésence, persistance dans l'environnement, transportabilité à longue distance, capacités de bioaccumulation et effets potentiellement négatifs sur les organismes vivants ont suscité notre intérêt. Nos sites d'études se situent au niveau de la presqu'île de Dakar où nous retrouvons la majeure partie des industries (Baie de Hann et Littoral de Ngor). Dans notre rapport les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été analysés dans les sédiments et l'organisme marin (*Perna perna*). De même les niveaux de contamination par les HAP, dans les sédiments et l'organisme aquatique (*Perna perna*) ont été déterminés avec la GC/MS. La contamination en HAP au niveau de nos sites d'échantillonnages est d'origine anthropique (pyrolytique) avec la présence d'HAP dans les différentes matrices (eau, sédiment, *Perna perna*). L'évaluation du risque écotoxicologique faite selon les derniers protocoles additionnels de la Convention d'Abidjan dérivés de celle de OSPAR, montre que les sédiments renferment des concentrations en HAP dépassant les valeurs seuils pouvant éventuellement être néfastes pour les communautés benthiques et pélagiques. Pour l'ensemble des huit HAP les concentrations retrouvées dans la moule *Perna perna* sont inférieures aux Critères d'Evaluation Environnementale au niveau des deux sites.

Dans le contexte de la santé humaine, avec des concentrations dépassant les normes Européennes, la moule *Perna perna* devient un danger pour la population, grande consommatrice de cette espèce. Notre étude constitue un bon état des lieux du risque écotoxicologique lié aux HAPs et fournit des données scientifiques de base aux décideurs.

Mots clés : HAPs, Risque écotoxicologique, *Perna perna*, Baie de Hann, Littoral de Ngor

Abstract

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are natural components of coal and oil and are also formed by the combustion of fossil fuels and organic materials. They are one of the most widespread organic pollutants in the marine environment areas, entering the sea from off sea, accidental oil spills related to shipping, spillage into the rivers and the air. Their ubiquity, persistence in the environment, long-range transportability, bioaccumulation capacity and potentially negative effects on living organisms have aroused our interest. Our study sites are located on the peninsula of Dakar where we find most of the industries (Hann Bay and Ngor Littoral). In this report, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were analyzed in water, sediments and the marine organism (*Perna perna*). Levels of PAH contamination were determined with GC / MS. The PAHs found in sampling sites and different matrices (water, sediment, *Perna perna*) are of anthropogenic origin (pyrolytic). The ecotoxicological risk assessment conducted in accordance with the Abidjan Convention's latest additional protocols derived from OSPAR guidelines, shows that sediments contain PAHs concentrations exceeding the threshold values that may be detrimental to the benthic and pelagic communities. In the context of human health, with concentrations exceeding the European standards, the mussel *Perna perna* becomes a danger for the population. Our study provides a good overview of the ecotoxicological risk associated with PAHs and provides basic scientific data to decision makers.

Keys words : PAHs, *Perna perna*, ecotoxicological risk, Hann Bay, Ngor Littoral

Introduction

La pollution marine est un problème qui touche tous les pays du monde. L'océan n'ayant pas de frontière, les effets de la pollution sur les écosystèmes marins et sur la santé humaine peuvent parfois se faire sentir très loin de la source de pollution (**Johnson, 2008**). Les activités humaines et industrielles représentent une réelle source de pollution pour l'environnement. Leur intensification a entraîné une contamination exponentielle de l'environnement et constituent une importante source de rejet de HAP dans l'environnement (**Neff, 1979; Yunker 2002**).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des polluants organiques qui ont un potentiel persistant, bioaccumulable. En raison de leurs effets toxiques, cancérogènes et mutagènes (CIRC, 2010), 16 HAP ont été classés comme substances prioritaires par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 2002).

Ces HAP ont été détectés dans de nombreux organismes tels que les algues, poissons, poissons et moules et bien d'autres espèces (**Le Bahinic et al., 2014 ; Nakata et al., 2014 ; Net et al., 2015**). Leur introduction dans les milieux aquatiques affecte la physiologie des espèces qui subissent des modifications de natures différentes.

Aussi, la mesure des taux de contaminants chez ces organismes marins, en tant qu'outil d'évaluation de la contamination des milieux aquatiques, est très largement utilisée (**Claissé 1989 ; Claissé et al., 1992**).

La côte sénégalaise, fait partie des écosystèmes marins les plus productifs du fait de la présence de l'upwelling du courant des Canaries, et plus de 400 000 t de produits de la mer sont débarquées chaque année au Sénégal (**FAO, 2006**). Le Sénégal est un pays en développement, fortement dépendant des ressources de sa zone côtière et où la consommation de poissons, mollusques et crustacés de mer fournit 75% des besoins en protéines de la population (**FAO, 2006**) et représente également une activité économique importante.

Dans ce travail nous nous sommes intéressés à l'évaluation du risque écotoxicologique lié aux HAP dans des écosystèmes littoraux situés à Ngor et à la Baie de Hann à Dakar. Les HAP ne sont jamais présents dans l'environnement en composés individuels mais sous forme de mélanges complexes. L'évaluation de la toxicité des mélanges de HAP est indispensable pour dresser un état des lieux du risque chimique dans les écosystèmes et ainsi limiter l'impact que peuvent avoir les substances dangereuses sur l'environnement.

L'objectif général de notre travail consiste à évaluer le risque écotoxicologique lié au HAP dans les zones de la Baie de Hann et du Littoral de Ngor plus spécifiquement :

- ✓ Déterminer la concentration en HAP de la colonne d'eau ;
- ✓ Déterminer la concentration en HAP des sédiments ;
- ✓ Déterminer la concentration en HAP des moules ;

Notre travail s'articulera autour de trois chapitres. Le premier traitera de la synthèse bibliographique et nous y aborderons l'état des connaissances sur le sédiment marin, les HAP mais aussi les règlements et des normes sur les HAP. Dans le deuxième chapitre, nous parlerons des matériels et méthodes d'échantillonnages ainsi que l'analyse des différentes matrices de notre étude. Ensuite dans le dernier chapitre, nous présenterons les résultats de nos analyses qui seront discutées par la suite.

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

I.1 Les sédiments marins

I.1.1 Origine

Le sédiment, défini comme «des matériaux meubles d'origine minéralogique ou biogénique » (**Ramade 2002**) est un compartiment important des écosystèmes aquatiques. Il sert d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Les dépôts sédimentaires marins se forment à l'interface des zones continentales et océaniques. Ils constituent un filtre pour les polluants et deviennent ainsi les réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (**Chapman et Long, 1983**). Dans de nombreux cas, bien que les apports aient cessés, les sédiments continuent de jouer le rôle de source de contamination et l'impact sur les organismes vivants reste important (**Power et Chapman, 1992 ; Luoma et Ho, 1993**).

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**).

I.1.2 Compositions

Le sédiment est une matrice très hétérogène, constituée de matériaux détritiques inorganiques et organiques (**Power et Chapman, 1992**). Il présente principalement trois phases : minérale, organique et aqueuse (**Bonnet 2000**) :

- phase aqueuse : 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 (**Förstner, 1987**) ;

- 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 pourcentages), 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**)

I.1.3 Granulométrie

La composition granulométrique aussi appelée distribution granulométrique renseigne sur la texture des sédiments mais également sur les processus de transports responsables de leur formation (**Boulvain, 2011**).

Selon l'origine du point de prélèvement, de fortes variations texturales peuvent être mises en évidence (**Boulvain 2011 a**). Les sédiments des estuaires sont constitués essentiellement de fines particules provenant du ruissellement des rivières. Les sédiments portuaires reflètent leurs processus de transport (vague courant) responsables de leur accumulation. Les particules qui constituent ces sédiments sont généralement issues de l'érosion côtière et terrestre. Le tableau suivante nous montre une classification des sédiments de par leur taille granulométrique.

Tableau I: Classification des sédiments en fonction de la granulométrie (Chamley, 1987)

Classe	Taille granulométrique	Dénomination
Rudites	2mm	Blocs >250 mm
		Gros cailloux > 63mm
		Petits cailloux > 20mm
		Graviers < 4mm
Arénites	0,63 µm-2mm	Sables très grossiers > 1.125mm
		Sables grossiers > 0.63mm
		Sables moyen > 0.315mm
		Sables fins > 0.125mm
		Sables très fins > 0.63µm
Lutites	<0,63µm	
Silt	5µm	Silts grossier > 40 µm
		Silts moyen > 20 µm
		Silts fins > 10 µm
		Silts très fins > 5 µm

I.2 Les hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

I.2.1 Propriétés physico-chimiques des HAP

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont des composés organiques constitués d'atomes d'hydrogène et de carbone formant deux ou plus de noyaux aromatiques condensés. Les molécules sont planes, rigides, non polaires. Les noyaux aromatiques rendent les HAP très hydrophobes. Leurs propriétés physiques varient selon leur masse et leur structure. Celles-ci dépendent en effet du nombre d'atomes de carbone centraux et de la topologie des systèmes (enchaînement des atomes). Les HAP angulaires (fluoranthène) sont ainsi plus stables que ceux présentant un arrangement linéaire (anthracène). D'une façon générale, lorsque le poids moléculaire des HAP augmente, leur solubilité dans l'eau et leur volatilité diminuent. Inversement, la solubilité dans les corps gras ainsi que les points de fusion et d'ébullition augmentent avec le poids des molécules (**Palayer, 1997**).

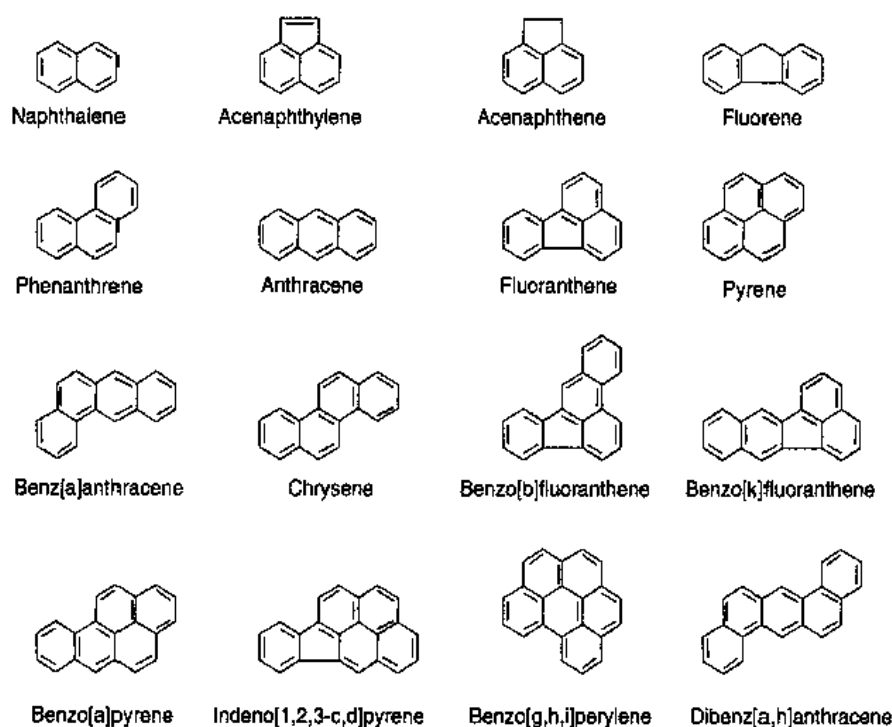


Figure 1: Structure chimique de 16 HAP de la liste de l'U.S.E.P.A. (Amir et al., 2005).

Les caractéristiques physico chimiques sont liées au coefficient octanol-eau (K_{ow}), au coefficient de partage carbone organique/eau (K_{oc}) et à la masse molaire (M) rassemblés dans le tableau ci-dessous. Le coefficient K_{ow} indique l'hydrophobicité d'une substance, et estime la migration des HAP vers des lipides. Tandis que le coefficient K_{oc} indique sa

préférence pour la matière organique. Plus ces coefficients de partage sont élevés, plus la molécule aura tendance à s'adsorber sur des matrices solides (**Le bihanic 2014**). La solubilité donne une idée de la capacité d'une molécule organique à se dissoudre dans l'eau. On regroupe les HAP suivant leur poids moléculaire (ATSDR 1995) :

- les HAP légers avec une masse molaire comprise entre 151 et 178 g.mol⁻¹ comme le naphtalène, l'acénaphthylène, l'acénaphène, le fluorène et le phénanthrène ;
- les HAP mediums avec une masse molaire d'environ 202 g.mol⁻¹ comme par exemple le fluoranthène et le pyrène;
- et les HAP lourds avec une masse moléculaire au-delà de 228 g.mol⁻¹ comme par exemple le benzo[a]anthracène, le benzo[fluoranthène], le benzo[e]pyrène, le benzo[a]pyrène et le benzo[ghi]pérylène.

Tableau II: Propriétés physico-chimiques de quelques HAP (ATSDR 1995, INERIS 2005, Sverdrup et al. 2002, van Noort 2009). Modifié

Composés	Masse molaire	Solubilité dans l'eau à 25°C (mg/L)	logkow	logkoc
Naphtalène*	128,16	31,7	3,2-3,4	3,1
Acénaphène*	154,21	3,42	3,9-4,0	3,7-3,8
Acénaphthylène*	152,2	16,1	3,6-4,1	1,4-3,8
	166,2	1,98	3,8-6,6	3,9-6,2
Phénanthrène*	178,24	1,29	4,5-4,6	4,2
Anthracène*	178,24	0,045	4,5-4,6	4,2-4,4
Fluoranthène*	202,26	0,26	4,9-5,2	4,6-4,7
Pyrène*	202,26	0,135	4,9 -5,2	4,6-4,8
Benzo(a)anthracène*	228,3	0,0057	5,6-5,9	5,3
Chrysène*	228,2	0,002	5,1-5,9	5,3-5,4
Benzo(b)fluoranthène*	252,32	0,014	6,0-6,6	5,7-5,9
Benzo(k)fluoranthène*	252,32	0,0043	6,1-6,8	5,7-5,9
Dibenzo[ah]anthracène*	278,4	0.0006	6 ,5-7,3	6,0-6,5
Benzo(a)pyrène*	252,32	0,0038	6,1-6,3	5,7-6,7
Indéno(1,2,3-cd)pyrène*	276,3	0,00053	6,6-7,6	6,1-6,2
Benzo[ghi]pérylène*	276,3	0,00026	6,5-6,6	6,2

*HAP considérés prioritaires par l'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (USEPA 1990)

Pour une Solubilité de l'ordre du $\mu\text{g/l}$ les HAP ont une solubilité faible dans l'eau, moyenne pour une solubilité de l'ordre de mg/l , et importante en g/l . Sans doute si le coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) $\log K_{ow} < 1,5$ les HAP sont non bioaccumulables et bioaccumulables lorsque $\log K_{ow} > 3$.

I.2.2 Sources

On distingue trois origines différentes de HAP : pyrolytiques, pétrogéniques, et diagénétiques.

Les HAP pyrolytiques sont à majorité d'origine anthropique. Ils sont issus de l'industrie chimique, de la sidérurgie, des moteurs à combustion incomplète à haute température (1500-2000°C) de matière organique comme les pétroles, la biomasse fossile ou les incinérateurs de déchets urbains et également des incendies (**Hansen et al., 2003**). Ces mélanges de HAP présentent une majorité de molécules de hauts poids moléculaires. Les HAP substitués sont généralement retrouvés en faibles quantités dans les mélanges d'origine pyrolytique.

Les HAP pétrogéniques sont issus de processus de diagénèse. Ils sont formés à basse température (150 °C), sur des longues périodes de temps. Ils résultent d'une exposition de la matière organique à des conditions adéquates de température et de pression (**Hansen et al., 2003**).

Bien que les HAP pyrolytiques et pétrogéniques représentent les catégories majeures de HAP dans l'environnement, des HAP diagénétiques, aussi appelés biogéniques, peuvent être formés naturellement par les organismes vivants. Le rétène, et des dérivés du phénanthrène et du chrysène sont des exemples de HAP produits par certaines plantes (**Hansen et al., 2003**).

I.2.3 Contamination

Le transfert des HAP vers les zones côtières se fait par l'intermédiaire du compartiment atmosphérique et des eaux de surface. Une grande majorité des HAP se retrouvent dans les milieux aquatiques suite à des fuites accidentelles d'hydrocarbures, à des rejets d'effluents industriels et domestiques, à des ruissellements, aux émissions des véhicules et aux incendies de forêts. Les propriétés sédimentologiques affectent également l'accumulation de HAP (**Baumard et al. 1999; Maioli et al. 2010**).

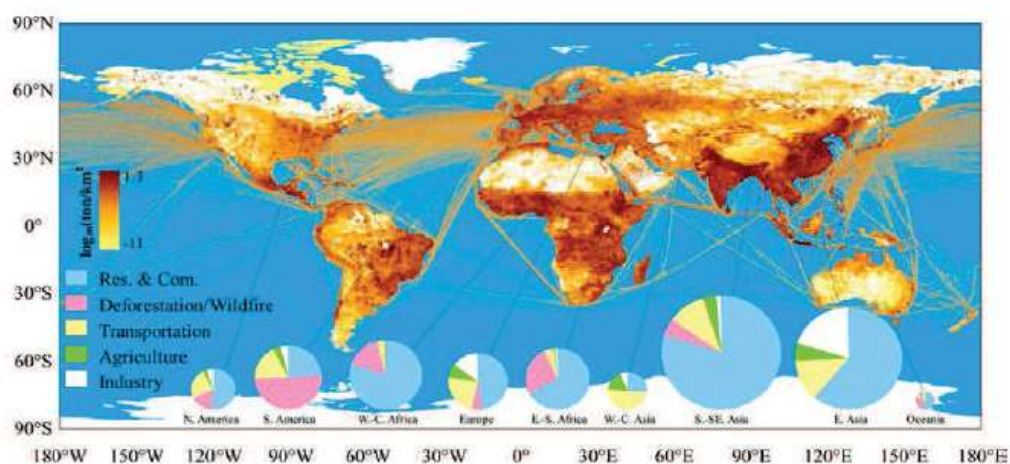


Figure 2: Distribution globale des émissions de HAP Zhang & Tao 2009).

Pour chaque région, les sources sont illustrées par la figure ci-dessus (Shen et al., 2013).

Le bleu illustre la proportion de HAP issus de la combustion fossile, le rose de la déforestation et des feux de forêts, le jaune du transport, le vert de l'agriculture, et le blanc de l'industrie.

En raison de leur forte capacité à adsorber et à stocker les contaminants, les sédiments sont un réservoir majeur pour les polluants tels que certains HAP. Les sédiments représentent de ce fait une source de contamination secondaire pour les écosystèmes aquatiques (Harris et al. 1996).

Les HAP s'accumulent sur les particules solides et sont retrouvés en grande quantité dans les lacs, les rivières, les estuaires et les eaux côtières. Ils sont piégés dans la structure complexe et flexible de la matière organique du sédiment, ce qui réduit leur potentiel de désorption (Depree, 2008). L'affinité des HAP pour la matière organique varie suivant leur poids moléculaire. Les HAP de hauts poids moléculaire (HMW) vont être préférentiellement adsorbés aux particules contrairement aux HAP légers, comme le naphthalène, présents en majorité dans la colonne d'eau (Cailleaud et al. 2007). Une fois fixés aux particules en suspension, les HAP peuvent être transportés sur de longues distances et s'accumuler dans les sédiment.

I.2.4 Toxicité/Ecotoxicité

L'aspect génotoxique (mutagène) et cancérigène des HAP est au premier plan de leurs propriétés toxiques. 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 (poissons du bord de mer). Le benzo[a]pyrène, substance qui se trouve dans un bon nombre de mélanges de HAP en proportion relativement constante (environ 10%), est un cancérogène avéré (**IARC, 2010**).

En raison de leur caractère lipophile, les HAP s'accumulent dans les organismes vivants, préférentiellement dans les tissus lipidiques. La plupart des organismes ont la capacité de métaboliser les HAP par action de l'enzyme cytochrome P450 (**Varanasi, 1989**).

Lorsqu'un organisme est exposé à un contaminant, des réactions enzymatiques s'opèrent dans le but d'essayer de l'éliminer. Le mécanisme de biotransformation a pour but de transformer les HAP parents en métabolites plus polaires favorisant leur excrétion par la bile ou l'urine. Le processus de biotransformation augmente la solubilité de la substance en transformant le HAP initialement hydrophobe en métabolite plus polaire donc plus hydrosoluble. Le métabolite formé est ainsi stocké dans la bile jusqu'à son excrétion (**Van der Oost et al., 2003**).

Les HAP sont reconnus comme ayant un impact toxique pour les organismes aquatiques. C'est la raison pour laquelle plusieurs institutions ont développé des critères de qualité des sédiments pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (**Persaud et al., 1993; Swartz, 1999 ; USEPA, 2003**)

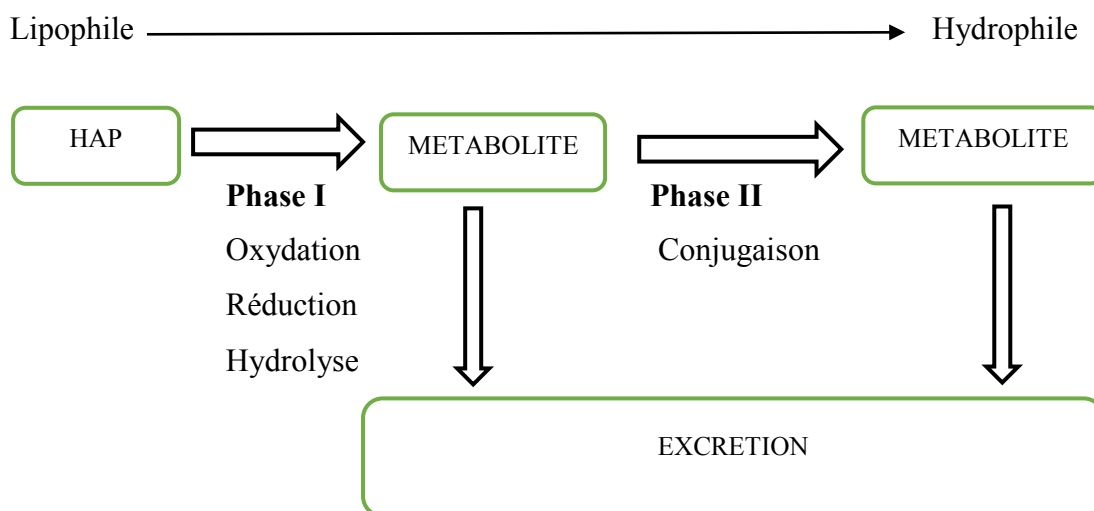


Figure 3: Synoptique du processus de biotransformation des HAP (Le Bihanic 2014)

Les HAP une fois dans les organismes aquatiques subissent deux phases biotransformations dans le but de les rendre hydrosolubles les molécules lipophiles afin de favoriser leur élimination par l'organiser.

Le métabolisme de la phase I: réactions de fonctionnalisation

Le métabolisme hépatique par réaction de phase I est dû à des réactions de fonctionnalisation, consistant à modifier ou adjoindre des groupements fonctionnels par des réactions d'oxydation de réduction et d'hydrolyse.

Le métabolisme de la phase II : réactions de conjugaison

Les biotransformations par réaction de conjugaison permettent d'obtenir des métabolites hydrosolubles, donc éliminables par voie rénales. La molécule peut aboutir à la formation d'un intermédiaire qui peut être plus toxique que le composé parent. C'est le cas du benzo[a]pyrène dont la biotransformation intensément décrite dans la littérature, conduit à la formation de dérivés époxydes qui se lient à l'ADN (**Schlenk et al., 2008**). De la même manière, les HAP alkylés forment des métabolites oxygénés toxiques pour les poissons (**Fallahtafti et al., 2012, Turcotte et al., 2011**).

I.2.5 Réglementation HAP

A l'instar de nombreux contaminants, on retrouve des HAP sur toute la surface du globe. Ils représentent un enjeu économique et environnemental à l'échelle nationale comme internationale. En atteste les différentes directives et réglementations mises en place en France dans l'Union Européenne (UE), aux Etats-Unis, au Canada de même qu'au Sénégal.

I.2.5.1 Directive cadre de l'eau de l'UE

La directive européenne cadre sur l'eau (DCE) (**EC 2000**), a été adoptée le 23 octobre 2000 et s'applique à tous les états membres de l'Union européenne. Elle prend en compte les eaux intérieures de surface, les eaux de transition, les eaux marines côtières et les eaux souterraines. Il est de la responsabilité des états membres d'empêcher toute dégradation supplémentaire, de préserver et d'améliorer l'état des écosystèmes aquatiques. Les valeurs guides de qualité environnementale appliquée au niveau de l'Union Européen sont renseignés dans le tableau ci-dessous.

Tableau III : Valeurs guides de qualité environnementale (UE, 2005 ; UE, 2008) (µg/L)

HAP	Communauté pélagique côtier	Communauté benthique	Milieu marin
Naphtalène	1,2		2,4
Antracène	0,1		0,1
Fluorantène	0,12	0,09	0,1
Benzo(a)pyrène	0,05		0,05
Benzo(a)fluoranthène+ benzo(k)fluoranthène	0,03		0,03
Benzo[g,h,i]pérylène	0,002		0,02
indéno(1,2,3-cd)pyrène	0,002		0,02

I.2.5.2 Réglementation des HAP au Sénégal

Au Sénégal, nous avons la norme NS 05-062 Octobre 2003 sur Pollution atmosphérique mais aussi la norme de rejets des eaux usées NS-05-061 juillet 2001 qui viennent compléter le décret 2001 -282 du 12 Avril 2001 portant application de la loi n 2001-01 du 15 janvier 2001 portant le Code de l'Environnement.

Tableau IV: Réglementation NS 05-062 des HAP au Sénégal

Substances	Débit	Valeurs limites de rejet	Référence
HAP	D>2kg/h	20mg/m ³	NS 05-062 Octobre 2003

Tableau V: Réglementation NS-05-061 des hydrocarbures totaux dans les eaux usées au Sénégal

Paramètres	Teneurs dans les différents milieux de rejets	Teneurs dans les milieux spécialement protégés
Hydrocarbures totaux	50mg/l	20mg/l

I.2.5.3 Normes qualité sanitaire pour les HAP

En Europe, les seuils de concentrations en HAP dans l'eau potable sont de 100 ng/L pour la somme de tous les HAP excepté pour le benzo[a]pyrène (BaP) qui est de 10 ng/L (**Agences de l'eau, 1999**).

Le Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles, impose une concentration inférieure à 0,1 µg/l pour la somme des quatre composés suivants: benzo(b) fluoranthène, benzo(k) fluoranthène, benzo (ghi) pérylène, indéno (1, 2,3- cd) pyrène. Pour le benzo(a)pyrène, la valeur limite est de 0,01 µg/l.

Les teneurs maximales acceptables dans la chair des moules en benzo(a)pyrène 5 µg/kg et pour la somme de benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, benzo(b) fluoranthène et chrysène 30 µg/kg (Commission européenne, 2011 règlement (UE) N°835/2011).

I.2.6 Identification des sources de pollutions

L'identification des sources de pollution potentielles est une approche déterminante dans une démarche de gestion durable des milieux naturels (**Rabodorinina 2015**). Plusieurs approches ont été adoptées pour évaluer la source des émissions des polluants et dans le cas des HAP et Me-HAP, ceci se fait généralement en examinant leur ratios moléculaires (**Yunker et al., 2002 ; De Luca et al., 2005; Miki et al., 2014;**). Ainsi les HAP sont de source pétrogéniques si le ration fluoranthène sur la somme du fluoranthène plus le pyrène est supérieur à 0,4 pyrolytiques si elle est inférieur à 0,5.

Tableau VI: Identification des sources de pollution par les ratios moléculaires

Sources	FLU/ (FLU+Pyr)	Ant/ (Ant+Phe)	BaA/ (BaA+Chry)	IP/IP+BgP	LMW(2-3)/ HMW(4-6)
Pétrogénique	<0,4	<0,1	<0,2	<0,2	>1
Pyrolytique	>0,5	>0,1	>0,35	>0,5	<1

I.2.7 Evaluation du risque écotoxicologique

Les HAP sont reconnus comme ayant un impact négatif sur les organismes aquatiques et plusieurs organismes ont développé des critères de qualité des sédiments pour les HAP (**Persaud et al., 1993; Swartz, 1999; USEPA, 2003**). Différentes études ne cessent d'être développées, avec une marge de sécurité, pour établir des doses ou des concentrations maximales admissibles. Sur la base des études toxicologiques, l'approche CEMP 2011 a été élaborée (OSPAR 2012). C'est outil de prévention de risque qui présente des critères d'évaluation très clairs pour l'analyse HAP prioritaires dans les sédiments et les moules. Ces critères comprennent un processus en deux étapes dans lesquelles les données sont comparées à des concentrations seuils sans effet (BAC ou BC) définies dans les paragraphes suivants et des concentrations seuils avec effets (ERL et EAC).

- **Au niveau du sédiment**

Deux critères d'évaluation de la toxicité de sediments contaminés par les HAP sont proposés:

- ✓ les Concentrations d'évaluation de base dites "Background Assessment Concentrations (BACs) définies par la Convention OSPAR ;
- ✓ la plage d'effet faible dites "Eeffect Range Low" (ERL) définies par l'USEPA. Ces derniers vont nous permettre de déterminer la toxicité ou non des sédiments

- **Au niveau des moules**

Deux critères d'évaluation sont aussi proposés :

- ✓ Les concentrations de fond (BCs) exprimées en concentrations d'évaluation de fond (BACs) qui correspond à la concentration d'un contaminant (ou au niveau d'un paramètre biologique) proche ou égale au bruit de fond (substances naturelles) ou de zéro (substances artificielles) (OSPAR, 2009)
- ✓ Les Critères d'Evaluation Environnementale ou EACs qui représente la concentration en contaminant (ou le niveau d'effets) en dessous de laquelle (ou duquel) un effet chronique n'est pas attendu pour les espèces marines, notamment les plus sensibles (OSPAR, 2009).

Tableau VII: Critères d'évaluation utilisés dans l'évaluation des données du CEMP OSPAR / ABIDJAN 2012

Substances	Sédiment (µg/kg)		Moule (µg/kg)	
	BACs	ERL	<BAC	<EAC
Naphtalène	8	160	ND	340
Anthracène	5	85	ND	290
Fluoranthène	39	600	12,2	110
Phénanthrène	32	240	110	1700
Pyrène	24	665	9	100
Benzo(a) anthracène	16	261	25	80
Chrysène	20	384	8,1	ND
Benzo(a)pyrène	30	430	1,4	600
Benzo (g,h,i)pérylène	80	85	2,5	110
Indéno [1,2,3-cd]pyrène	103	240	2,4	ND

ND : Non Défini

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

II.1 Matériels

II.1.1 Sites de l'étude

Notre étude a été réalisée sur la presqu'île de Dakar au niveau de la Baie de Hann et du littoral de Ngor Village.

✓ La baie de Hann

La baie de Hann fait partie de la commune de Hann Bel Air. Elle se situe à la façade orientale de la presqu'île du Cap-Vert. Elle s'étend sur 3 km de la pointe de Bel-Air au village de Mbao. Elle était considérée comme la deuxième plus belle baie du monde après celle de Rio de Janeiro. L'érosion côtière est faible le long de la baie et la circulation des courants n'est pas favorable à la dispersion des polluants. Elle est le prolongement du port de Dakar, ce qui explique son importance économique. En effet, la commune de Hann Bel Air est la première zone industrielle du Sénégal regroupant à elle seule 70% des industries de la région de Dakar qui sont installées le long de la baie de Hann où aboutissent leurs rejets. Les aménagements industriels sont vieillissants et leurs rejets sont rarement traités : les eaux usées des industries chimiques, agro-industrielles, des usines ou des ateliers aboutissent dans le milieu terrestre ou marin (**Robert Arfi 1, 2004**).

✓ Littoral de Ngor village

La commune d'arrondissement de Ngor est située à la pointe occidentale de la presqu'île de Dakar et couvre une superficie de 4,5 km². La commune d'arrondissement de Ngor est, du point de vue des secteurs d'activité économique dominants, sous la double influence de sa situation côtière et de l'inexistence de zones d'activités industrielles sur l'étendue du territoire communal. La mer y est très calme et la plage sablonneuse. La pollution marine quant à elle, se présente essentiellement sous deux facettes : le déversement sur la partie occidentale de la plage d'eaux usées provenant des ouvrages d'assainissement autonomes et de certaines canalisations, puis, les dépôts d'ordures et de déchets de toutes sortes sur la plage (**Diouf, 2007**).

La figure ci-dessous montre les différents points de prélèvements. Le choix des sites a été basé sur leur contamination potentielle par les rejets liquides industriels et ou par les déchets domestiques.

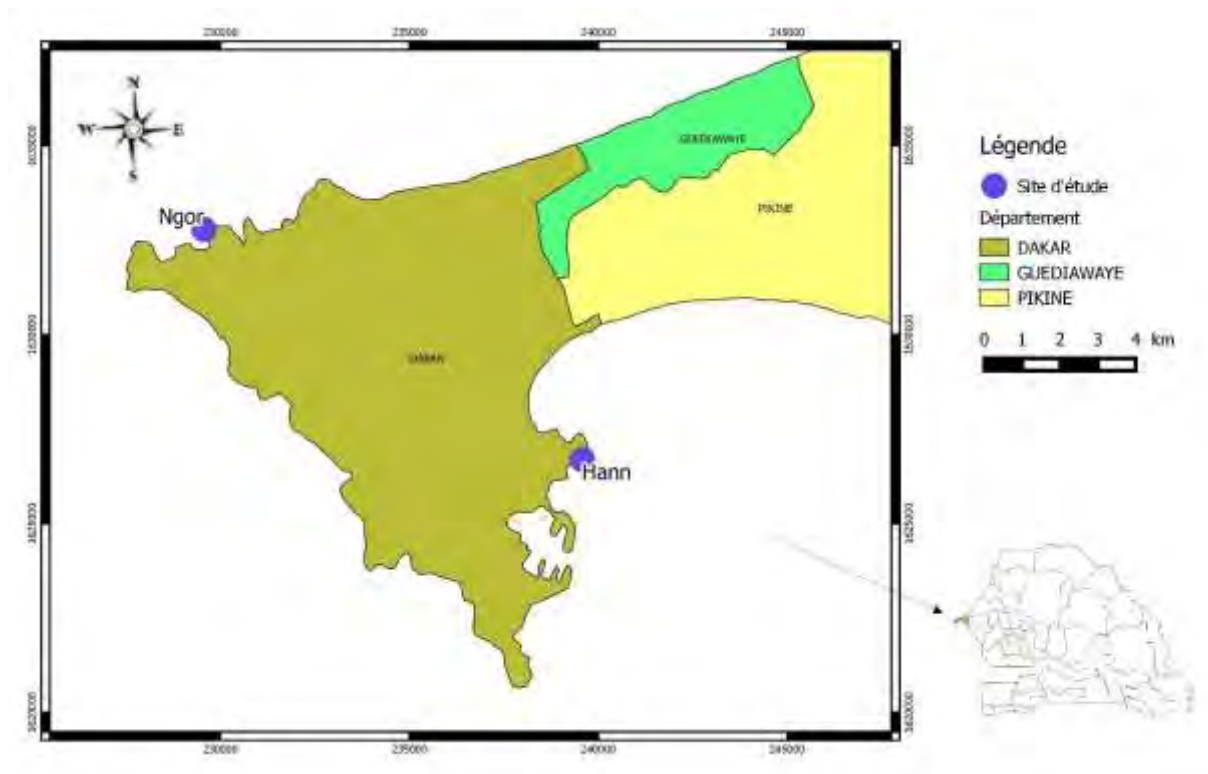


Figure 4 : Carte de la zone d'étude avec les points de prélèvement

II.1.2 Matériel biologique

La moule *Perna perna* (linne, 1758) aussi appelé moule brune ou *Mytilus africanus* (Chemnitz 1785) est un mollusque bivalve de forme allongée qui possède une charnière munie d'une ou deux dents ; fréquemment une (1) dans la valve gauche et deux (2) dans la valve droite (photo 1). Les composantes antérieures du muscle rétracteur s'attachent séparément sur la coquille laissant une empreinte de muscle discontinue, le muscle adducteur antérieur est absent chez toutes les espèces de *P. perna* (Siddall, 1980).

Perna perna se rencontre sur les côtes Est et Ouest de l'Atlantique tropical et subtropical : Mauritanie, Sénégal, Congo, Angola, Amérique du Sud (Antilles, Guyanne, Brésil) et sur les bords de la Méditerranée (côtes d'Afrique du Nord : Tunisie, Maroc, Algérie). Elle vit en mélange avec *Mytilus galloprovincialis* (Abada-Boudjema et Dauvin, 1995 ; Abada-Boudjema, 1996) et se distingue de cette dernière par la coloration verte, mélangée de brun, de la face externe de ses valves (au lieu de brun foncé), par la coloration blanc jaunâtre de la face interne des valves (au lieu de bleuté à presque noir), par la séparation d'une des trois empreintes musculaires (au lieu que les trois empreintes soient contiguës), et enfin par sa charnière à une seule dent sur chaque valve (au lieu de trois dents sur chaque valve) (Abada-Boudjema, 1996).

Sa caractéristique la plus visible est une cicatrice interne de "rétracteur postérieur divisé". Sa coquille est mince sur les bords et s'épaissit postérieurement. La taille maximale de la coquille de *Perna perna* est influencée par la distribution verticale. Dans des zones intertidales, la moule atteint des tailles maximales de 90 mm dans les zones intertidales et de 120 mm dans les zones sublittorales. (**Commission des pêches maritimes des États du Golfe, 2003 ; Schurink et Griffiths 1990**).

En méditerranée la taille maximale des moules est de 90mm, avec une taille moyenne de 50 à 60mm (**Fisher et al., 1987**).

II.1.2.1 Position systématique

Le tableau suivante nous renseigne sur la systématique de notre matériel biologiques à savoir la moule *Perna perna*.

Tableau VIII : Systématique Perna perna

Embranchement	Mollusque
Classe	Bivalve
Ordre	Filibranche
Famille	Mytilidae
Genre	Perna
Espèce	<i>Perna perna</i> (linne,1758)

II.1.2.2 Biologie et écologie de la moule

La moule *Perna perna* est une espèce gonochorique avec les deux sexes qui peuvent être distingués pendant la saison de reproduction par la couleur du manteau elle est blanchâtre chez les mâles et rose saumon à orange chez les femelles (**Laziak (1986)**). Elle se reproduit par fécondation externe en libérant des œufs et du sperme. Le frai serait provoqué par une baisse de température de 3-4 °C après les remontées côtières pendant les mois d'hiver. Elle se nourrit principalement de phytoplancton en filtrant l'eau. La disponibilité de la nourriture est un facteur important qui détermine son taux de croissance. Elle habite un substrat dur de l'étage infralittoral et peut être rencontrée jusqu'à 100 mètres de profondeur (**Ficher et al., 1987**).



Photo 1: Faces internes de la moule *Perna perna*

II.1.3 Matériels d'échantillonnages

Pour mener à bien notre étude nous avons eu à utiliser pour l'échantillonnage :

- ✓ Des fiches de prélèvement pour noter les paramètres physico-chimiques de l'eau (Température, Turbidité, pH, conductivité), position géographique, aspect de l'eau, des sédiments et des alentours des points de prélèvements;
- ✓ Un appareil multiparamétrique pour la mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau (T°, la conductivité, la turbidité et le pH) in situ ;
- ✓ Un disque de Secchi et une corde pour la mesure de la turbidité, ;
- ✓ Des bouteilles de solvant ambré (2,5L) pour les échantillons d'eau ;
- ✓ Une glacière polystyrène isotherme avec des accumulateurs de froid ;
- ✓ Un GPS pour mesurer les coordonnées géographiques de la zone d'étude ;
- ✓ Deux bassines, des pots en aluminium et des gants.

II.1.4 Matériels d'extractions

Lors de l'extraction des échantillons de moules nous avons utilisé :

- ✓ Une balance de précision pour la pesée des prises d'essai avec une portée de 20 g et une résolution de 0,01g ;
- ✓ Une centrifugeuse et des fioles de 100 ml;
- ✓ un vortex, des colonnes d'épuration, des ampoules à décanter pour l'extraction de l'eau et un évaporeur rotatif ;
- ✓ Solvant : sulfate de sodium anhydre 99%, dichlorométhane 99,8%, acétonitrile 99,8% .

II.1.5 Matériels d'Analyse des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

Pour l'analyse des échantillons d'eau, de sédiment et de chair de moule, nous avons utilisé une chromatographie en phase gazeuse (Agilent 7890A) couplée à un spectromètre de masse (Agilent 5975C) (CPG/SM). L'appareillage est muni d'un échantillonneur automatique.



Photo 2: CPG/SM du Centre Régional de Recherche en Ecotoxicologie et Sécurité Environnement

II.2 Méthode

II.1 Méthode d'échantillonnage

Sur chaque site d'étude, nous avons prélevé de l'eau, des sédiments et récoltés des moules. L'échantillonnage a été réalisé selon les recommandations de la commission OSPAR suivant les lignes directrices JAMP 2012 de la surveillance des contaminants dans le milieu pour la biote. (OSPAR 2012) et selon le protocole du Guide pratique AQUAREF 2015 pour le prélèvement d'échantillons des matrices marines (l'eau et le sédiment).

II.1.1 Echantillonnage de l'eau

Au niveau du littoral de Ngor et de la Baie de Hann, trois échantillons de 2,5 litres chacun ont été prélevés dans une bouteille en verre ambré. Pour cela, la bouteille a été plongée sous l'eau à quelques centimètres de la surface pour éviter de prélever le film lipidique contenant des polluants atmosphériques. La bouteille a été rincée deux fois avant d'être remplie. Ensuite nous avons prélevé l'eau et fermer la bouteille sous l'eau.

II.1.2 Echantillonnage du sédiment

Nous avons prélevés au total douze échantillons de sédiment de 500g chacun à raison de six échantillons par site d'étude. Le sédiment a été prélevé à l'aide d'une pelle en prélevant les trois premiers centimètres qui ont été placés dans des pots en aluminium et conservés au frais dans une glacière jusqu'à l'arrivée au laboratoire.

II.1.3 Echantillonnage des moules

Ils ont été récoltés par des pêcheurs au niveau de la Baie de Hann et du littoral de Ngor. Au niveau de chaque site, 90 moules ont été récoltées à raison de 30 individus par taille moyenne : petit 68mm, moyen 86mm, gros 97mm au niveau de la littoral de Ngor et respectivement 60mm, 69mm et 79mm au niveau de la Baie de Hann.

II.2 Méthodes de conservations des échantillons

Une fois au laboratoire, les échantillons d'eau contenue dans des bouteilles ambrées ont été conservées dans le congélateur de l'Unité de Chimie Environnemental à +4°C. De même, la moitié des sédiments a été congelée à -20°C. L'autre a été conservée pour les besoins de l'analyse granulométrique au niveau de l'Unité de Biologie.

Pour les moules, nous avons procédé à une dépuración. Elle a consisté à les immerger dans un bassin d'eau de mer décantée pendant 24h. La dépuración va permettre d'éliminer les particules solides contenues dans le tube digestif, mais non absorbées.

Après dépuración, elles ont été pesées et mesurées puis divisées en trois lots de trente moules puis en lot de dix moules.

Puis, ces sous-lots de dix moules ont été disséquées à l'aide d'un scalpel. Pour cela, elles ont d'abord été débarrassées de leur byssus. Ensuite la chair des sous-lots de dix, a été broyée puis mise dans des tubes QuEChERS. Lesquels ont été conservés à -20C au niveau du congélateur de l'unité de Chimie Environnementale jusqu'à l'étape d'analyse.



Photo 3: Dépuración des moules



Photo 4 :Dissection des moules

II.3 Méthode d'analyse des échantillons

II.3.1 Analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau

Pour une meilleure compréhension des conditions physico-chimiques des sites d'étude, nous avons mesuré les paramètres suivants : la température, le pH, la conductivité, le potentiel d'oxydo-réduction, la turbidité.

Les mesures de la température (°C), de la conductivité, du pH, du potentiel d'oxydo-réduction et de la turbidité ont été réalisées in situ. Les quatre premières ont faites à l'aide d'un analyseur de multi-paramètres.

La turbidité a quant à elle, été mesurée avec un disque de Secchi relié à une corde. Elle s'effectue en plongeant le disque dans l'eau jusqu'à ce que ce dernier ne soit plus visible. Ainsi, la longueur de la corde mesurée à l'aide du mètre ruban correspond à la valeur de la turbidité.



Photo 3: Appareil de mesures multiparamétriques (HACH HQd Field Case)

II.3.2 Analyse de la granulométrie des sédiments

L'analyse granulométrique des sédiments marins a consisté à déterminer la proportion des diverses classes de grosseur des particules. Nous avons utilisé la méthode du CEAEQ MA. 100 – Gran. 2.0 du 2015-11-16 (révision 1). Des tamis de mailles différentes ont été séchés pendant 4h de temps à 60°C. Après refroidissement, ils ont été pesés ainsi que leur base et montés en série, les uns dans les autres, selon la séquence suivante : base, tamis de (80 μ m), (100 μ m), (125 μ m), (200 μ m) (250 μ m) (1mm) (1,40mm) (2mm) (2.80mm). Chaque tamis était pourvu d'un couvercle.

Ensuite, ce sont 400 à 500 g d'échantillons de sédiments séchés qui ont été déposés dans le tamis de (2,80 mm) l'ensemble « base-tamis emboîtés-sédiment » a été secoué pendant 15 minutes sur un agitateur mécanique.

A la fin de cette étape, l'ensemble est défait et chacun des tamis ainsi que la base contenant une fraction de l'échantillon est pesée.

II.3.3 Méthode d'extraction des HAP : la méthode QuEChERS

La méthode d'extraction QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Rugged and Safe) est une méthode rapide et moins coûteuse et a été développée pour la première fois par **Anastassiades et al (2003)** pour l'analyse des pesticides dans les fruits et les légumes. Ensuite, elle a été évaluée et validée pour l'analyse des HAP dans les sédiments et le biote (**RIEM et al., 2014**).

Nous avons retenu cette dernière pour l'extraction des HAP dans la moule et le sédiment sur la base du rapport de **J. Cabillic et C. Fallot (2015)** qui en ont confirmé son applicabilité.

II.3.3.1 Extraction et purification des HAP au niveau de la moule

Nous avons pesé 5g de chair de moules broyées auxquelles nous avons ajouté 10mL d'acétonitrile (ACN) puis agité manuellement pendant trois minutes. Après agitation, les sels d'extraction sulfate de magnésium MgSO_4 (4g) et chlorure de sodium NaCl (1,5g) ont été ajoutés afin de faciliter les transferts des HAP vers l'acétonitrile. Une deuxième agitation pendant une minute manuellement puis au vortex ont été effectuées. Ensuite, l'échantillon a été centrifugé à 3000 tours pendant 10 minutes puis placé au congélateur (-18°C) pendant 1h pour figer l'eau et pour congeler les graisses afin de les séparer du solvant en plus de faciliter la récupération de l'extrait. Puis, la phase organique a été récupérée avant d'être évaporée sous un flux d'azote jusqu'à obtention d'un volume de 500 μL .

Après l'extraction, nous avons procédé à une purification sur colonne composée des mêmes éléments que la cartouche SPE « EZ-POP NP » (sigma aldrich) habituellement utilisée dans la méthode QuEChERS. Ces éléments étaient : le Florisil (1,25 g supelclean LC-Florisil), au-dessus, qui interagit avec les groupements polaires tels que les acides et les alcools, et le Z-Sep/C18 (1,25g), au-dessous, qui retient les matières grasses. La colonne a été conditionnée avec 10 mL d'acétone, ensuite à l'aide d'une pipette pasteur l'extrait a été mis dans la colonne. L'élution a été faite avec 15mL d'acétonitrile. L'éluat a ensuite été récupéré et évaporé sous un flux d'azote. La récupération s'est faite avec 0,5 ml Acétone Nitrile ACN à l'aide d'une pipette Pasteur et mis dans un vial pour la lecture au CPG/MS



Photo 4: Agitation mécanique au vortex après ajout des sels



Photo 5: Purification sur colonne

I.3.4.1 Extraction et purification des HAP dans les sédiments

Elle a consisté à peser 500 mg de sédiment auxquels nous avons ajouté 10mL de dichlorométhane avant d'agiter le mélange au vortex pendant 5 minutes.

Ensuite, le mélange a été centrifugé pendant 10 minutes à 3000rpm. Quant à la purification de l'extrait, elle s'est faite avec de la silice activée (silice chauffée à 450°C pendant 3h) pour la rétention des impuretés. A l'extrait organique contenu dans le tube QuEChERS nous avons ajouté 1g de la silice activée. Ensuite, la phase organique récupérée a été filtrée à l'aide d'une fiole de filtration surmontée de Buchner puis évaporée à sec à l'aide d'un évaporateur rotatif. Elle a par la suite été reprise avec 1ml d'acétonitrile. Cet extrait final ainsi obtenu a été récupéré et mis dans un vial pour l'injection dans le GC/MS.

I.3.4.2 Extraction et purification des HAP dans l'eau

Elle s'est faite selon les recommandations du CEAEQ DR-12-SCA-01. Nous avons mis 1000ml d'échantillon d'eau dans une ampoule à décanter puis un mélange de 1ml d'acétone et de 50 µl de la solution d'étalon de recouvrement de 10 ng/µl. Ensuite nous avons ajouté 75ml de dichlorométhane (DCM). Le mélange est agité pendant 2min et laissé reposer jusqu'à la séparation de deux phases. La phase organique en dessous a été recueillie dans un ballon surmonté d'un entonnoir contenant de la laine de verre et du Na₂SO₄. Cette extraction avec 75ml de DCM a été répétée deux fois de suite.

L'extrait obtenu a été évaporée à sec à l'aide d'un évaporateur rotatif dans un bain marie de 80°C puis repris dans 1ml ACN et transférer dans un vial pour la lecture.

II.3.4 Méthode de lecture

La lecture des échantillons au niveau de la GC/MS soit faite selon la méthode QuEChERS (P137658document DMSI/2) pour les moules et les sédiments. Quant à l'eau selon la norme française NF ISO 6468.

Tableau IX: Condition de lecture de la GC/MS

CPG (Chromatographie en Phase Gazeuse)	Gaz vecteur	HELIUM	
	Colonne	Type 17 MS d'une longueur de 30m	
	Four	INITIAL	80°C durant 1 min
		1 ^{er} palier	Taux : 25°C/min Final : 100°C pendant 1,5714 min
		2 ^{ème} palier	Taux : 7,5°C Final : 320°C pendant 40,905 min
	Injecteur	Mode : Splitless Température : 250°C Pression : 8.433 Psi Débit : 23.92ml/min Septum purge flow : 3.0ml/min Colonne de débit : 0.922ml/min Volume d'injection : 1µl	

SPECTROMÈTRE DE MASSE	Mode d'ionisation : impact électronique Mode d'acquisition : ions sélectifs Source : 230°C Qualité : 180°C Loq :0,01 ppm
--------------------------	--

II.3.5 Analyse statistique

Les paramètres physico-chimiques, les concentrations en HAP dans les différentes matrices (eau, sédiment, moule), la granulométrie des sédiments, la taille et le poids des moules ont été arrangées sous la forme d'une Analyse en Composante Principale. Nous avons procédé aussi à une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) entre les différentes matrices (eau, moule, sédiment) et les molécules (les douze HAP). Le test post-hoc de Tukey a permis de comparer deux à deux, les concentrations moyennes de HAP dans les moules, les sédiments et dans l'eau. Le seuil de significativité est fixé à $\alpha = 5\%$. Tous les calculs ont été réalisés à l'aide de logiciels d'analyse et de traitement statistique des données RStudio version R version 3.5.

Chapitre 3 : Résultats et Discussion

III.1 Résultats

III.1.1 Les paramètres physico-chimiques

Le tableau 10 nous renseigne sur les conditions physico-chimiques ainsi de légères variations de température sont notées au niveau de Ngor et de la Baie de Hann avec respectivement 26,3 ; 28,9. L'eau de Ngor a une turbidité de 74 cm avec une grande conductivité, 60,3 mS/cm.

Au niveau de la Baie de Hann, l'eau a une turbidité de 29,6 cm avec une conductivité de 25,5 mS/cm.

Tableau X Les paramètres physico-chimiques des zones d'études

Paramètres physico-chimiques							
Lieu		Ngor	Ngor	Ngor	Baie Hann	Baie Hann	Baie hann
	N	14.75012°	14.75060°	14.75047°	14.71235°	14.71145°	14.71451°
	W	017.51171°	017.51022°	017.51397°	017.43033°	017.43036°	017.43094°
	Elevation (m)	16	13	11	6	7	6
pH		6,88	7,52	8,6	8,04	7,52	8,28
T°		33,7	28,6	24,5	26,6	26,1	26,2
Turbidité (cm)		71	71	81	22	22	45
Conductivité (mS/cm)		70,8	92,9	17,4	10,8	34,2	31,7
Salinité (psu)		40,4	61,5	10,4	5,91	20,95	19,23

III.1.2 La granulométrie des sédiments

L'analyse granulométrique des sédiments de la Baie de Hann et de Ngor a consisté à déterminer la proportion des diverses classes de grosseur des particules.

CALCUL ET EXPRESSION DES RÉSULTATS

Les résultats sont exprimés en % pour chaque fraction obtenue, selon l'équation suivante :

$$C = \frac{A - B}{D} \times 100$$

Où

- ✓ C : fraction de l'échantillon sur un tamis (%);
- ✓ A : poids du tamis avec fraction (g);
- ✓ B : poids du tamis vide (g);
- ✓ D : poids d'échantillon total utilisé

Les sédiments de la Baie de Hann sont principalement constitués de sables fins : particules dont le diamètre est inférieur à $0,080\text{ }\mu\text{m}$ 36%. Ceux de Ngor sont constitués de particules de diamètre $0,125\text{ }\mu\text{m}$ soit, des sables très grossiers à 40% (**Chamley 1987**)

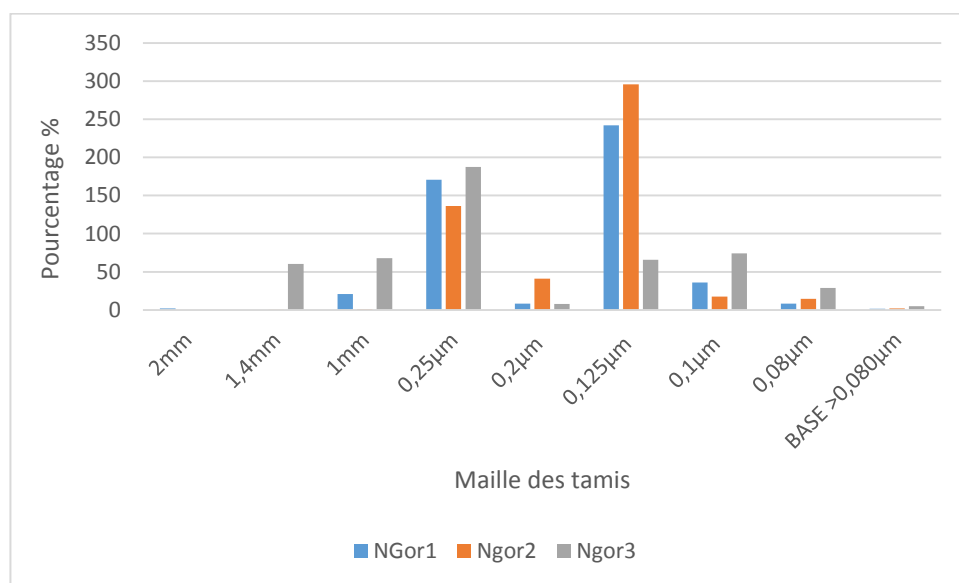


Figure 5:Granulométrie des sédiments de Ngor

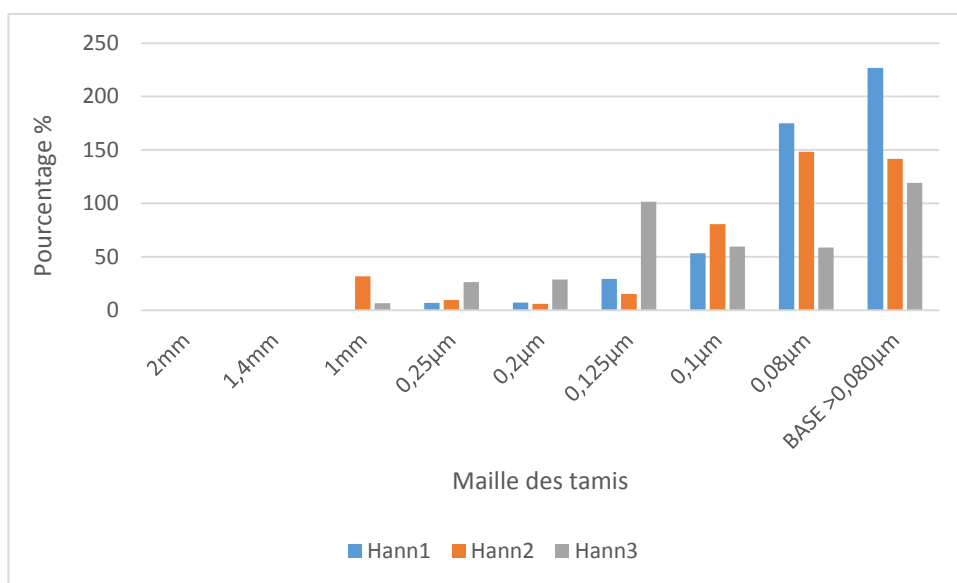


Figure 6: Granulométrie des sédiments de la Baie de Hann

III.1.3 Détermination de la concentration en HAP

L'analyse des échantillons nous a montré la présence de douze HAP : l'acénaphthylène, la chrysène, le benzo(a)pyrène, l'anthracène, la fluorène, le benzo(a)anthracène, le pyrène, phénanthrène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(b)fluoranthène, l'indéno(1,2,3-cd) pyrène, le benzo(g,h,i)pérylène mais aussi l'absence de la dibenzo(a,h)anthracène car ce dernier n'a pas été défini au préalable avant lecture.

II.1.2.1 Concentration en HAP au niveau de la Baie de Hann

Les moules récoltées au niveau de la Baie de Hann semblent être contaminées principalement par la fluorène 0,051 mg/kg suivie du benzo (a) anthracène 0,02 mg/kg. L'acénaphthylène présente une concentration de 0,005 mg/kg inférieur à la limite de quantification 0,01 mg/kg parmi les douze HAP . Nous avons noté l'absence du dibenzo(a,h)anthracène.

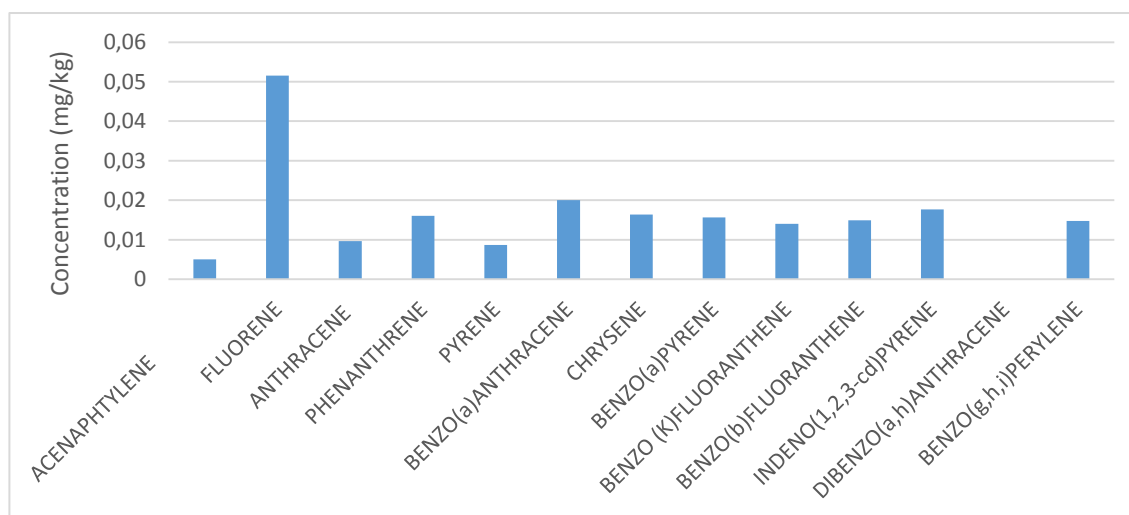


Figure 7 : Concentration moyenne en HAP dans les moules de la Baie de Hann

Les sédiments de la Baie de Hann semblent être fortement contaminés par l'anthracène 0,703 mg/kg, le pyrène 0,64 mg/kg, le benzo(a)pyrène 0,51 mg/kg et faiblement par l'acénaphthylène 0,039 mg/kg. La concentration de ce dernier dans les sédiments est inférieure à la limite de quantification.

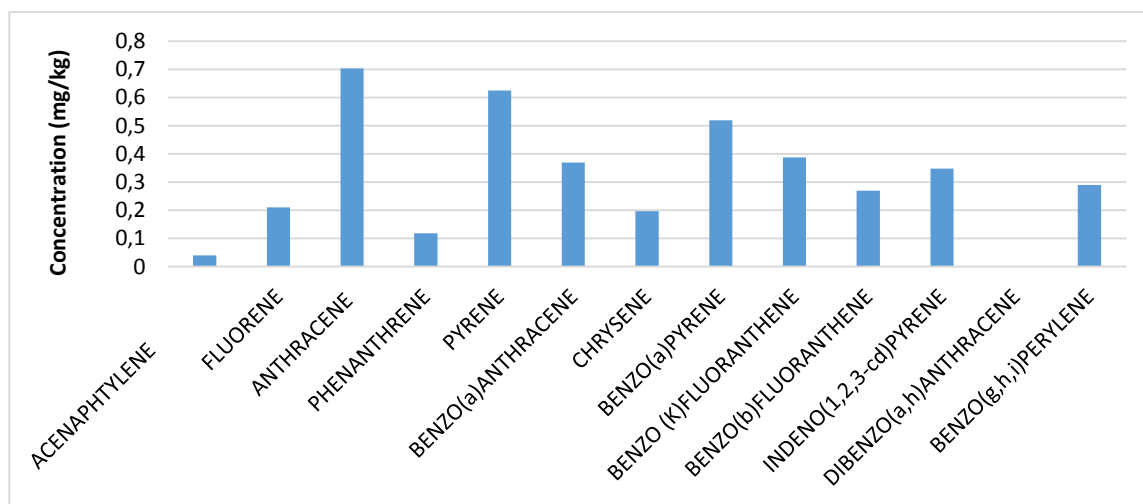


Figure 8 : Concentration moyenne en HAP dans les sédiments de la Baie de Hann

Les valeurs des concentrations en HAP dans l'eau au niveau de la Baie de Hann sont sensiblement égales pour le benzo(k) fluoranthène 0,00026 mg/L et le benzo(b) fluoranthène 0,000266 mg/L. Par ailleurs, l'indéno (1, 2,3-cd) pyrène présente la concentration plus élevée

0,00034 mg/L. Cependant tous les HAP dans l'eau sont inférieurs à notre limite de quantification qui est de 0,01mg/L.

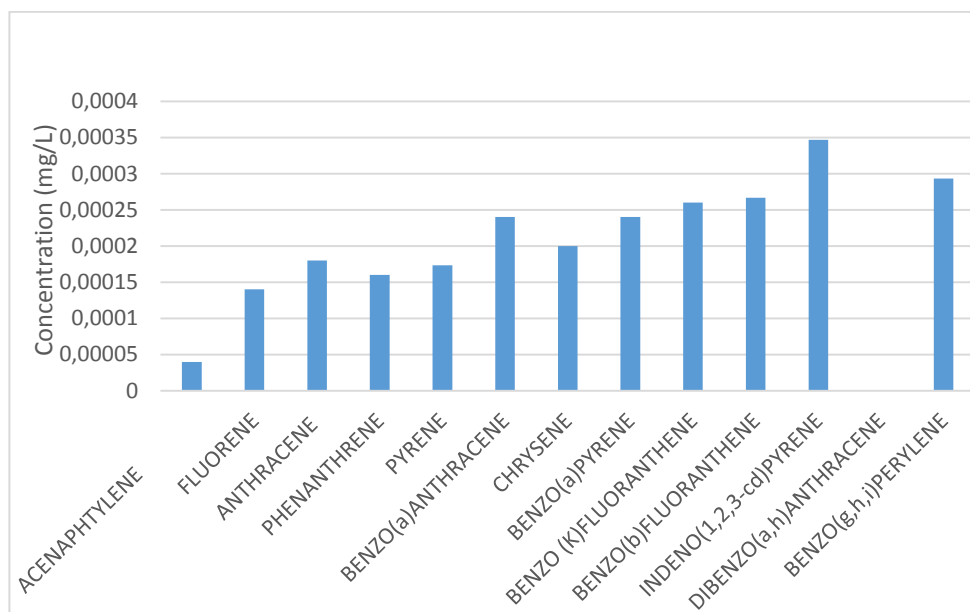


Figure 9 : Concentration moyenne en HAP dans l'eau de la Baie de Hann

Les concentrations moyennes au niveau des différentes matrices de la Baie de Hann ont montré des différences significatives de la contamination en HAP.

D'une part les concentrations en HAP dans l'eau et les moules sont sensiblement égales avec une t value de 0,353.

D'autre part, les concentrations moyennes entre les sédiments, l'eau et les moules ont montré une différence significative.

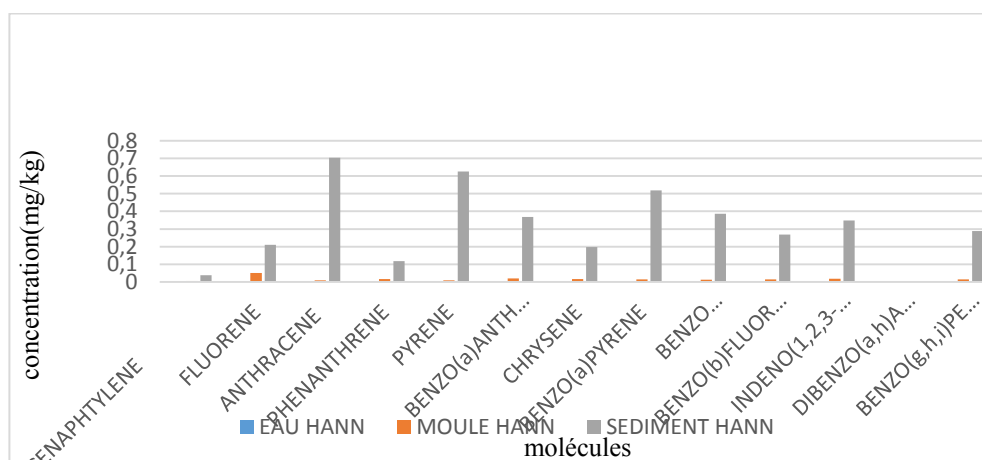


Figure 10: Concentration moyenne en HAP dans les matrices au niveau de la Baie de Hann

II.1.2.2 Concentration moyenne en HAP au niveau du littoral de Ngor

Douze molécules HAP ont été retrouvées parmi lesquels la fluorène et le chrysène avec une légère différence au niveau des moules de Ngor respectivement 0,021 mg/kg et 0,020 mg/kg. L'acénaphthylène l'anthracène et le phénanthrène présentent des concentration inférieurs à la limite de quantification 0,01.

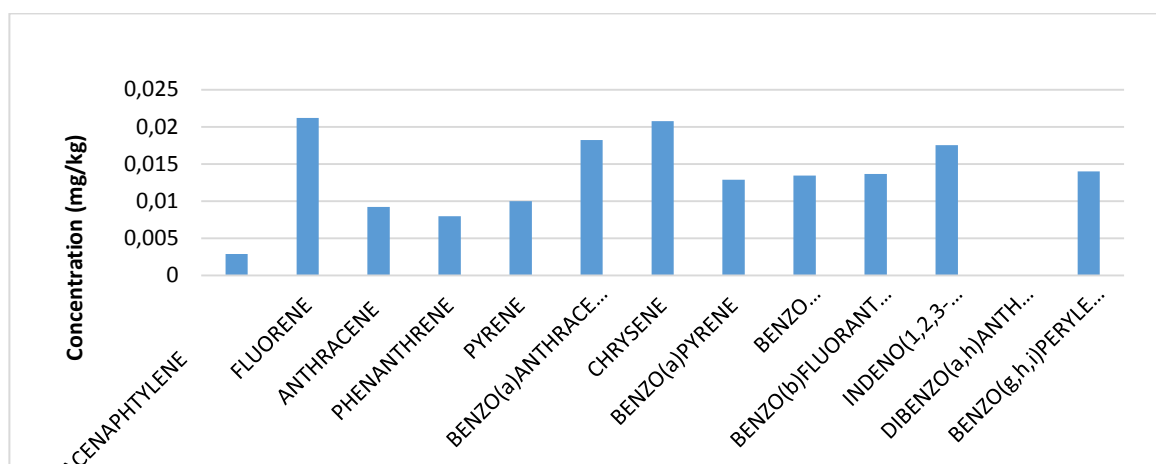


Figure 11 : Concentrations en HAP dans les moules de la Plage de Ngor

Avec une concentration de 0,71 mg/kg l'anthracène semble être le principal contaminant retrouvé dans les sédiments du littoral de Ngor. Le benzo(a)pyrène 0,39 mg/kg s'en suit de l'indéno (1, 2,3-cd) pyrène avec 0,33 mg/kg.

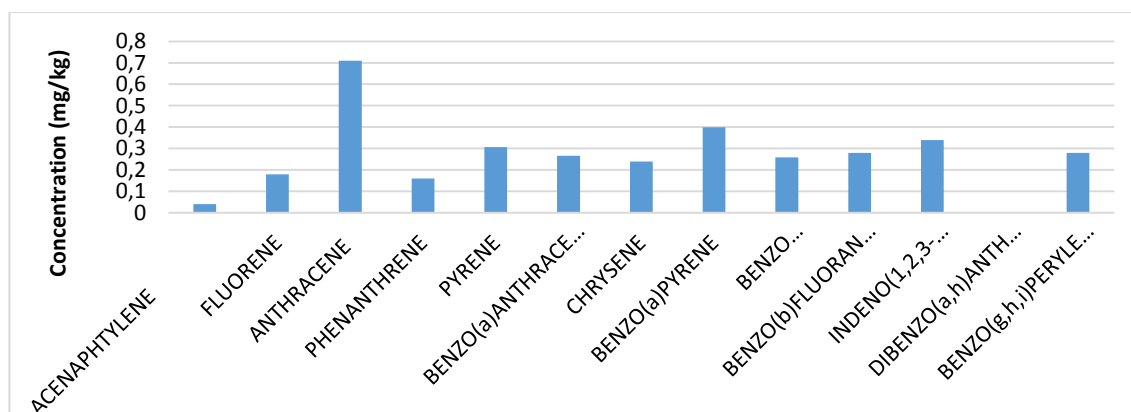


Figure 12 : Concentration moyenne en HAP dans les sédiments du littoral de Ngor

L'eau du littoral de Ngor renferme principalement de l'indéno (1, 2,3-cd) pyrène 0,00017 mg/L du benzo (g,h,i)pérylène 0,0014 mg/L et du benzo(b) fluoranthène 0,00013 mg/L tandis que sa concentration en acénaphthylène est faible 0,00002 mg/L. les concentrations en HAP au niveau de l'eau du littoral de Ngor sont inférieure au limite de quantification.

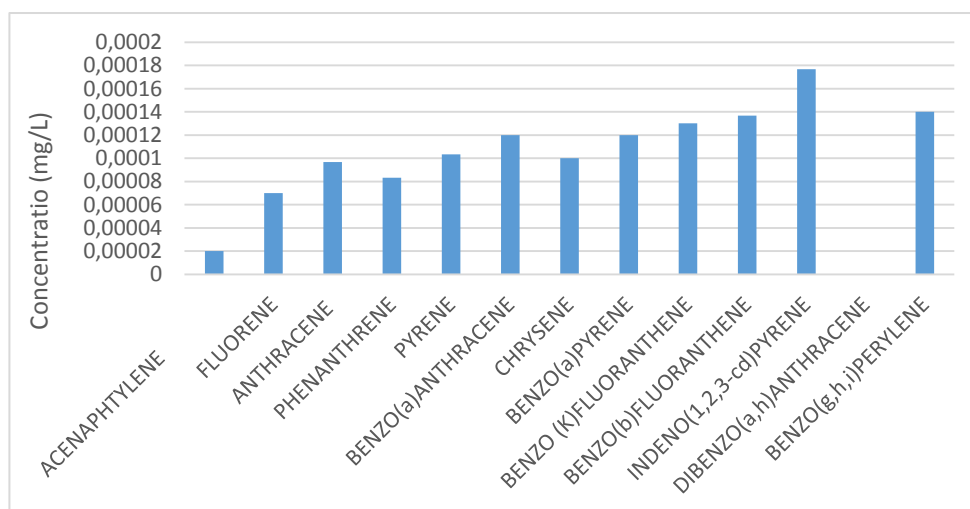


Figure 13: Concentration moyenne en HAP dans l'eau du littoral de Ngor

Les concentrations moyennes en HAP retrouvées au niveau du littoral de Ngor ont montrées une différence significative entre les sédiments, l'eau et les moules avec une probabilité de 0.0001 qui est largement inférieur à 0,05 et une t-value supérieur à 1. Cependant nous avons noté que les concentrations moyennes retrouvées dans l'eau et les moules sont sensiblement égales. En effet, la probabilité Pr de 1 qui est supérieur à 0,05 donc pas de différence significative entre les moules et l'eau du littoral de Ngor.

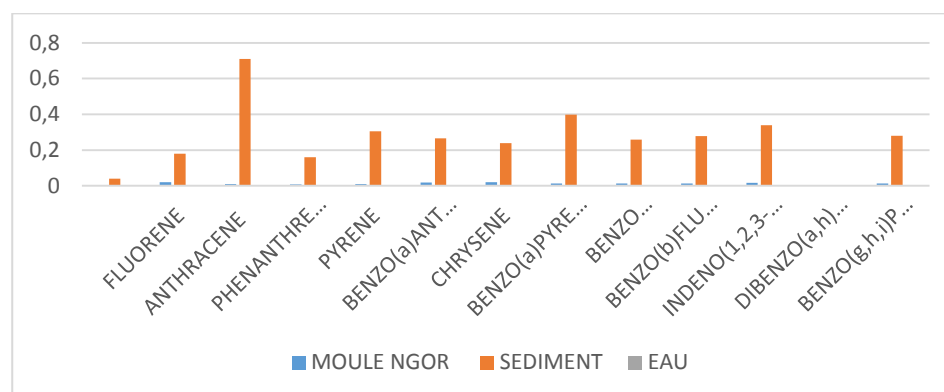


Figure 14: Concentration moyenne en HAP au niveau des matrices de Ngor

II.1.2.3 Analyse statistique avec les composantes principales

Le tableau de l'ensemble des données est analysé à travers une ACP (Analyse en Composants Principales) afin de ressortir les relations entre les concentrations des trois matrices (eau, sédiment et biotes) et les paramètres physico-chimiques de l'eau.

I.3.4.1 Le choix des axes

Pour le choix des axes nous avons d'abord réalisé un histogramme des valeurs propres. Ce dernier nous a permis d'obtenir l'histogramme suivant.

Eigenvalue percentage of variance cumulative percentage of variance

Composante 1	11	56	56
Composante 2	5	26	83
Composante 3	2	12	95
Composante 4	1	5	100

L'axe 1 ou dimension 1 regroupe 56,29% et l'axe 2 (dimension) 26,32% des informations. Les deux axes renferment 83% des informations contenues dans les données donc nous pouvons nous arrêter à ces deux dimensions. Il n'est pas nécessaire de visualiser les autres dimensions.

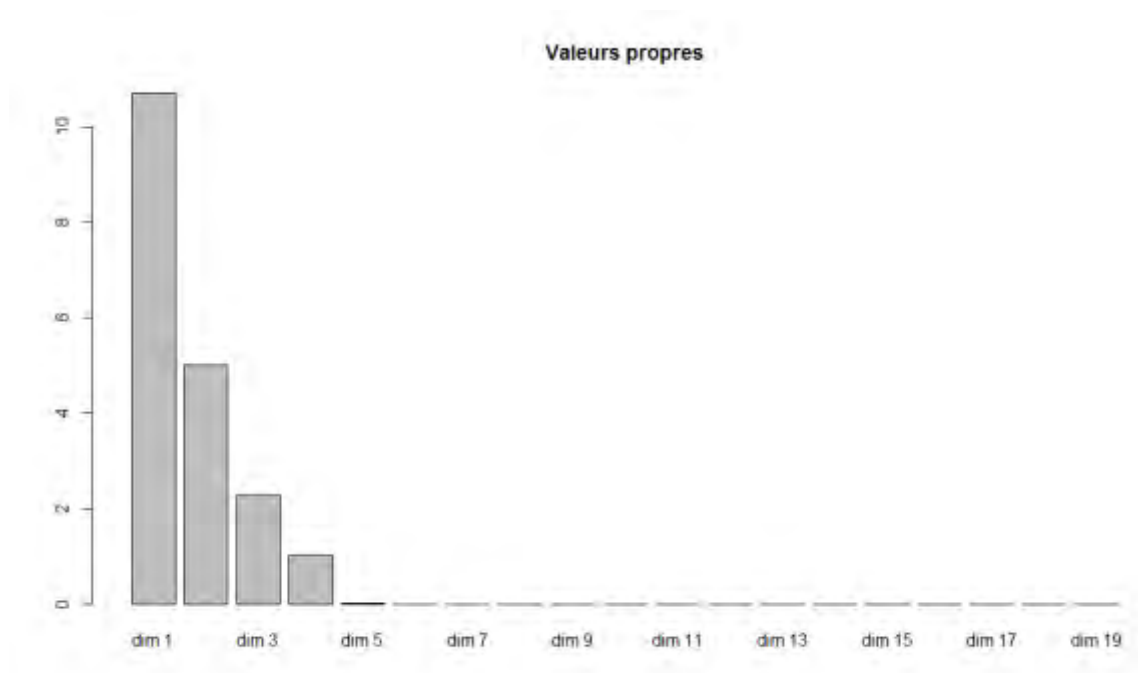


Figure 15 : Histogramme des valeurs propres

I.3.4.2 Constructions des graphes

- **Graphes des individus**

La construction du graphe des individus résulte de l'analyse en composante principale. Elle permet d'étudier les relations entre les individus (sédiment, eau, moules).

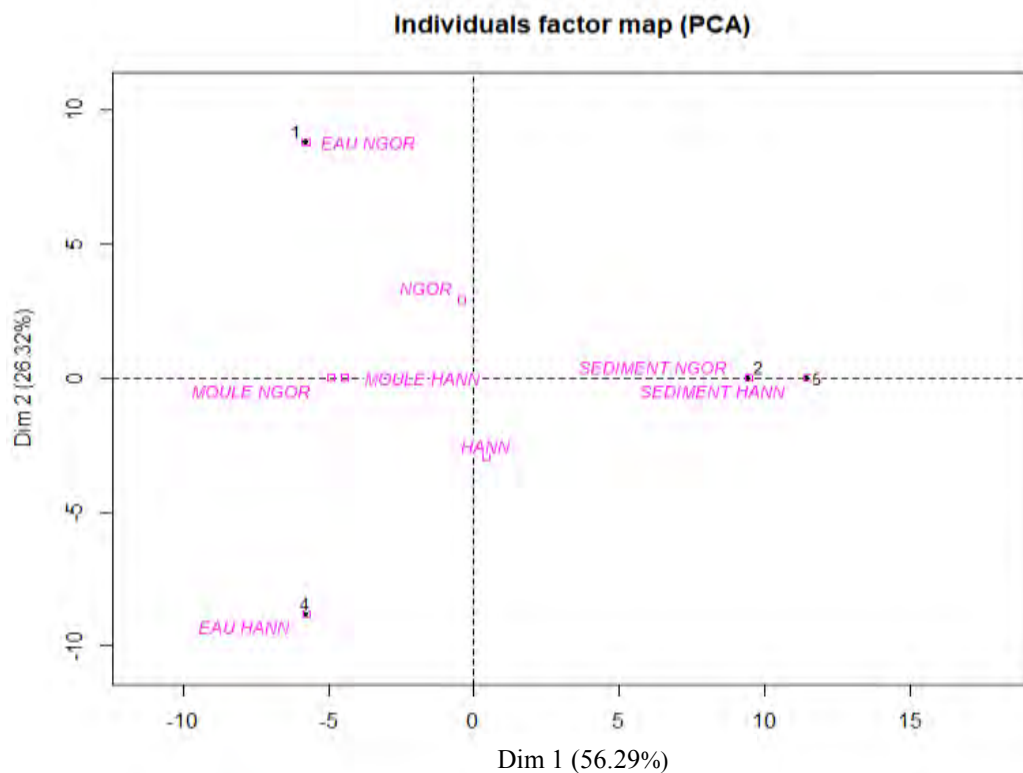


Figure 16: Graphe des individus

✓ **Le graphes des variables**

Elle est obtenue à partir de l'analyse en composante principale. Elle permet d'étudier les relations entre les variables et les axes qui peuvent représenter les individus.

- 1 ACENAPHTYLENE
- 2 FLUORENE
- 3 ANTHRACENE
- 4 PHENANTHRENE
- 5 PYRENE
- 6 BENZO(a)ANTHRACENE
- 7 CHRYSENE

- 8 BENZO(a)PYRENE
- 9 BENZO (K) FLUORANTHENE
- 10 BENZO(b) FLUORANTHENE
- 11 INDENO(1,2,3-cd)PYRENE
- 12 DIBENZO(a,h)ANTHRACENE
- 13 BENZO(g,h,i)PERYLENE

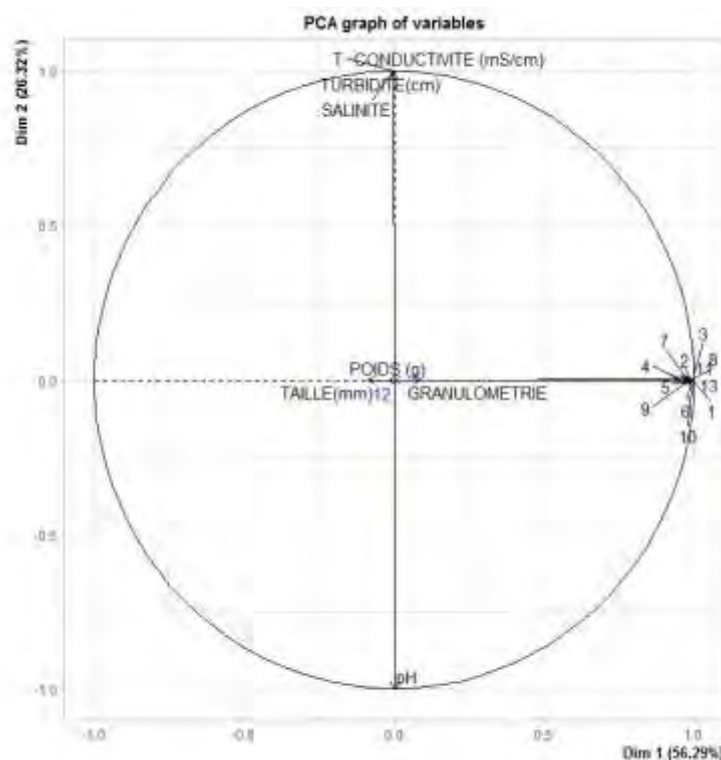


Figure 17: Graphe du cercle des corrélations

Différentes remarques peuvent être formulées à partir du cercle de corrélations. Premièrement, les molécules de HAP sont presque toutes, à l'exception du dibenzo(a, h) anthracène et du benzo(g,h,i)pérylène, corrélées à l'axe 1 et ceci, de façon forte et positive. Ce qui implique que les matrices (sédiment Hann, sédiment Ngor) ont une forte concentration moyenne de ces molécules. La seconde remarque est que tous les paramètres physico-chimiques de l'eau, sont fortement corrélés à l'axe 2. La température, la salinité, la conductivité et la turbidité le sont positivement tandis que le pH, l'est négativement. Les paramètres physiques tels que la granulométrie des sédiments ainsi que le poids et la taille des moules sont faiblement corrélés aux deux axes.

En d'autre terme, cela signifie que les sédiments de Hann et de Ngor contribuent fortement à la construction de l'axe 1 et sont très concentrés en ces molécules. Les autres matrices à savoir, les moules et les eaux ayant des faibles concentrations pour les variables (molécules) contribuent avec une corrélation négative à la construction de l'axe 1.

La deuxième dimension oppose les paramètres physico-chimiques la Baie de Hann à celle du littoral de Ngor. Elle nous permet de dire que l'eau de Ngor a une conductivité, une turbidité, une salinité et une température plus grande avec un pH plus petit que celle de la plage de Ngor.

Le graphe des individus montre que les sédiments de Hann ont une concentration moyenne plus élevée que celle Ngor tandis que les concentrations moyennes aux niveaux des moules sont sensiblement égales. Par ailleurs les sédiments (Ngor, Hann) sont corrélés positivement sur l'axe avec une forte contribution respectivement de 0.800 et 0.883 par opposition aux moules de Hann et Ngor corrélés négativement avec une contribution de 0.380 et 0.443. Cependant l'eau de Ngor corrélée positivement à l'axe 2 contribue à 0,301 et celle de Hann à 0,300 à la construction de l'axe (voir annexe) et est constitué principalement des paramètres physico-chimiques. Nous notons que l'axe 1 est constitué principalement par les sédiments renferment les concentrations en HAP les plus importantes avec les p-value largement inférieur à 0,05. Ceci est du fait à la forte capacité de bioaccumulation des sédiments. Mais aussi que l'axe 2 est constitué par les paramètres physico-chimiques des eaux avec des p-value sensiblement égaux.

II.1.2.4 Analyse avec ANOVA

L'analyse de la variance à un facteur de classification (ANOVA) a pour objectif de comparer la contamination en HAP entre les différentes matrices (eau, moule, sédiment).

I.3.4.1 ANOVA de la concentration moyenne en HAP au niveau des matrices

Au niveau de la figure 17 nous permet de comparer les concentrations des HAP dans les matrices deux à deux. Ainsi, nous remarquons que les différences de concentrations moyennes en HAP entre les eaux, les sédiments et les moules des deux sites ne sont pas significatives. Cependant nous notons une différence de concentrations significative entre les sédiments et les eaux de même que entre les sédiments et les moules dans les deux sites.

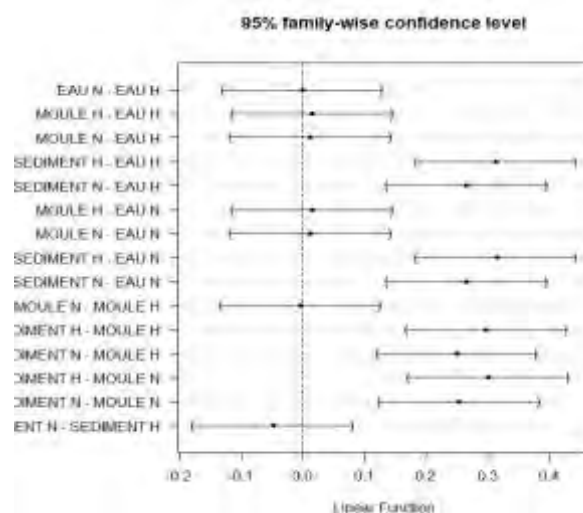


Figure 18 : Représentation des résultats de la comparaison des concentrations moyennes de HAP, deux à deux par le Test de Tukey

III.2 Discussion

Notre étude porte sur l'évaluation du risque écotoxicologique lié au HAP au niveau de la baie de Hann et du littoral de Ngor. Le choix porté sur ces sites repose sur le fait que la Baie de Hann abrite le quai de pêche de Hann et une très vaste zone industrielle. La proximité du port autonome de Dakar et la présence des industries pétrochimiques, chimiques, textiles et alimentaires rendent cette zone extrêmement vulnérable (**Faye, 2010**). On note aussi le déversement sur la partie occidentale du littoral de Ngor d'eaux usées provenant des ouvrages d'assainissement autonomes et de certaines canalisations. Puis ensuite, les dépôts d'ordures et de déchets de toutes sortes sur la plage (**Diouf M 2007**). Les prélèvements ont eu lieu au mois de Décembre 2019 et ont été faits selon les lignes directrices de l'OSPAR pour les moules et selon AQUAREF pour l'eau. Nos échantillons (moules) ont été épurés de manière à éliminer les contaminants contenus dans le tube digestif, mais non absorbés pendant une durée de 24 heures. Lors de la phase pré-analytique l'extraction a été faite suivant le rapport de **J. Cabillic et C. Fallot 2015** qui ont confirmé son applicabilité pour la préparation d'échantillons de biote et de sédiments. Pour l'eau, nous avons suivi les recommandations du CEAEQ DR-12-SCA-01. Les échantillons ont été analysés par une chromatographie en phase gazeuse couplé à une spectrophotométrie de masse sur le plan de la souplesse, la GC/MS est la technique la mieux adaptée, car elle ne limite en aucun cas la sélection des déterminants (OSPAR). Notre solution standard renferme 13 HAP alors que USEPA en recommande 16 HAP. Par ailleurs, le dibenzo (a,h)anthracène n'apparaît pas

lors de la lecture car il n'a pas été programmé au préalable au niveau de notre appareil de lecture.

III.2.1 Origine de la contamination

Le niveau de contamination des pollutions est en général fortement conditionné par son origine. Nous disposons de nombreuses méthodes permettant d'identifier l'origine des contaminations par les HAP (**DeLucas2005; Yunker et al. 2002**). La détermination des sources de contamination selon les ratios moléculaires du tableau VIII nous donnent respectivement An/ (An+Phe) 0,59 et Ba/ (BaA+Chrys) 0,54 pour la Baie de Hann et 0,52 et 0,54 au niveau du littoral de Ngor ce qui implique une contamination d'origine pyrolytique. Ces HAP pyrolytiques sont en majorité d'origine anthropique et sont issus de l'industrie chimique, de la sidérurgie, des moteurs à combustion ou incinérateurs de déchets urbains et également des incendies (**Hansen et al. 2003**). De même la baie de Hann est le réceptacle des eaux usées de la ville de Cambérène, de débarquement de pirogue à moteur au niveau du quai de pêche mais aussi des eaux usées brutes industrielles et domestiques. L'urbanisation tout le long de la baie et la croissance rapide des villages traditionnels de pêcheurs (Hann, Mbao, Thiaroye) participent aussi à l'augmentation des déchets ménagères et des rejets d'eaux usées domestiques (**CSE, 2010;FAO, 2010**). Au niveau de la plage de Ngor on note aussi que la plage est le réceptacle des eaux usées domestiques avec le déversement sur la partie occidentale de la plage d'eaux usées provenant des ouvrages d'assainissement autonomes et de certaines canalisations (**Diouf 2007**). De plus les sources d'abondance des HAP de HMW démontrent également une origine pyrolytique (**Fernandez et al 2000**) ce qui est fréquemment observé dans les zones urbains (**Scout et al 2004**). Ce qui confirme une contamination pyrolytique fortement anthropiques de nos sites. Ces résultats sont conformes à ceux de (**Net et al 2015**).

Il est à noter cependant que la présence HAP de HMW comme l'indéno (1, 2,3- cd pyrène), le benzo (g,h,i)pérylène et le benzo(a)pyrène au niveau de l'eau. Cette présence pourrait être due à une contamination récente ou à une remobilisation du sédiment. La forte turbidité et la conductivité notées à la Baie de Hann nous permet de dire que la présence HAP HMW dans l'eau est due à une remobilisation du sédiment. Quant à la plage de Ngor les paramètres physico-chimiques à savoir une faible turbidité et conductivité nous permettent de dire que c'est un milieu calme d'où la contamination est récente. Dans l'eau de la Baie de Hann le transport des polluants organiques (HAP) est associé à la mobilisation des particules en suspension (**Runger et al 2014**) et en plus les fractions de polluants piégés dans les

sédiments pourraient éventuellement être libérées dans l'eau par remobilisation (**Chiou et al 2003**). Ce qui peut expliquer la présence de HAP HMW dans les eaux. Les HAP de HMW sont hydrophobes donc ils devraient être retrouvés en faible concentration dans l'eau. Comparées aux valeurs guides qualité environnemental Européen UE 2005 et UE 2008 les concentrations de l'ensemble des HAP retrouvés dans les eaux ne dépassent pas leurs valeurs seuils. Par ailleurs, leur toxicité envers la communauté pélagique et benthique n'est pas mise en jeu au niveau de nos sites d'études.

Il est à noter que la colonne d'eau est un maillon clef de l'étude de la contamination puisqu'elle constitue l'espace de transit des HAP entre leurs sources et leurs réceptacles que sont le biota et le sédiment (**Crespo A 2009**).

III.2.2 Ecotoxicité des sédiments

Outre sa présence dans l'eau nous retrouvons les HAP dans les sédiments (Hann et Ngor) à des concentrations moyennes supérieures à l'eau et aux moules. Les concentrations dans les sédiments de la baie de Hann sont sensiblement supérieures à ceux de la plage de Ngor (figure 19). Cette forte concentration à Hann, pourrait s'expliquer par le fait que les sédiments de la Baie de Hann sont constitués principalement de sable fins (d'après l'analyse de la granulométrie des sédiments de la Baie de Hann) qui accumulent fortement les HAP. Par ailleurs, les sédiments constituent une réserve de contaminant du fait que les HAP sont hydrophobes et ont tendance à s'y accumuler préférentiellement. Nous avons obtenu une forte concentration moyenne de l'anthracène soit 0,70 mg/kg dans les sédiments ce qui n'est pas habituel. Ce qui peut être dû à la remobilisation entraînant leur accumulation dans les sédiments. En effet les études de (**Remillon 2003**) ont relevé une importante adsorption d'anthracène sur les fractions organiques des sédiments. L'hydrophobie des HAP augmentant avec leur poids moléculaire contrairement à leur solubilité, et l'anthracène de faible poids moléculaire, devrait être faiblement concentré dans les sédiments. Par ailleurs, les études de (**Rabodonirima et al. 2015**) ont montré que les HAP à HMW sont retrouvés à forte concentrations dans les sédiments à 87% de même cette répartition était similaire à celle de (**Kanzari et al 2014**) pour les rivières situées dans des zones fortement industrialisées ce qui est contraire à nos résultats. La présence au niveau de la Baie de Hann de quai de pêche avec les pirogues à moteurs (Hann et Ngor) utilisant des carburants, la proximité du port avec les gros porteurs et de la forte mobilité notée sur la route des hydrocarbures avec les nombreux gros porteurs pourraient expliquer la forte présence de

l'anthracène dans les sédiments. Mais aussi l'augmentation démographiques et la forte industrialisation du moment que cette contamination résultent d'activité anthropiques avec de nombreux rejets domestiques et industriel dans l'eau. En effet dans la nature l'anthracène est retrouvé dans les combustibles fossiles dans le charbon (12g/kg) carburants (100 à 300 mg/L) essence (1,55 mg/L) et jusqu'à 2,6 mg/L dans essence à indice octane élevé (**Verchuren 1996**) mais aussi dans les émissions des tuyaux d'échappements de moteurs des voitures (0,02 à 6,45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (OMS 1998). Cependant les HAP HMW comme le benzo(a)pyrène sont retrouvés dans les sédiments. Les concentrations moyennes en HAP retrouvées dans les sédiments sont nettement supérieures à celles des moules et de l'eau d'après l'analyse statistique ce qui est normal au vue de la granulométrie des sédiments.

III.2.3 Evaluation du risque écotoxicologique

Une analyse des risques écotoxicologiques liés à la présence des HAP dans les matrices environnementales nécessitera la comparaison des concentrations de chaque molécule d'HAP à des seuils de protection de la vie marine. En absence de norme nationale nous avons adopté la méthodologie CEMP 2011 Assessment Report (**OSPAR 2012**) qui présente des critères d'évaluation très clairs lesquels sont adoptés par la Convention d'Abidjan dont le Sénégal fait partie pour le suivi environnemental. Ces critères comprennent un processus en deux étapes dans lesquelles les données sont comparées à des concentrations qui sont peu susceptibles d'entraîner des effets biologiques non désirables Critères d'Evaluation Environnementale, EACs. Ensuite les données des échantillons analysés sont comparées à des concentrations de fond (BCs) exprimées en concentrations d'évaluation de fond (BACs).

II.3.1 Evaluation du risque écotoxicologique des sédiments

Les évaluations du risque écotoxicologique des sédiments ont été effectuées par comparaison des concentrations de HAP des sédiments aux valeurs standards des Conventions d'Abidjan et d'OSPAR ainsi qu'à celles de l'USEPA.

Les valeurs de référence ainsi que les concentrations des sédiments sont consignées dans le tableau XI ci-après :

Tableau XI: Critères d'évaluation écotoxicologique relatifs au HAP dans les sédiments
OSPAR/CONVENTION ABIDJAN

Substances	Concentration de fonds OSPAR/Abidjan sédiment µg/kg BACs	ERL(µg/kg)	Sédiment littoral Ngor µg/kg	Sédiment Hann µg/kg
Anthracène	5	85	710	703
Phénanthrène	32	240	159	118
Pyrène	24	665	305	624
Benzo(a) anthracène	16	261	265	368
Chrysène	20	384	238	197
Benzo(a)pyrène	30	430	298	519
Benzo(g,h,i)pérylène	80	85	279	289
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	103	240	338	348

Notre étude nous a permis de montrer que les sédiments renferment une forte concentration en HAP. La dégradation de l'environnement est à craindre du moment que ces contaminants sont assimilés à des polluants organiques persistant du fait de leur présence permanente dans le milieu et qu'ils sont toxiques. Pour mieux cerner les effets éventuels de ces HAP sur l'environnement nous avons réalisé une évaluation du risque écotoxicologique des sédiments. Les sédiments sont les sources de contamination des HAP en absence d'un nouvel apport de contamination. D'autant plus que la granulométrie fine de ces sédiments favorise la rétention des molécules de HAP et surtout leur déplacement du fait de l'énergie du milieu.

L'évaluation du risque écotoxicologique des sédiments pour les HAP retrouvés au niveau du littoral de Ngor et de la Baie de Hann a révélé que les concentrations en HAP dans les sédiments des deux sites sont largement supérieures à limites fixées par OSPAR/CONVENTION D'ABIDJAN pour les concentrations de fonds. Les teneurs en HAP ont été comparé par rapport à deux critères d'évaluation : les concentrations de fonds OSPAR/BAC et les concentrations occasionnellement associées à des effets toxiques (ERL) de l'Agence américain pour la protection de l'environnement. Lesquels ont montré que les concentrations trouvées dépassent les ERL sauf pour l'anthracène, le benzo(a)anthracène et le chrysène pour les deux sites et le benzo(a)pyrène au niveau de la Baie de Hann. Il est donc probable qu'elles aient des effets négatifs sur les organismes marins. De par leur

caractère hydrophobe, les HAP s'adsorbent aux particules et s'accumulent dans les sédiments.

Ainsi, dès le stade embryonnaire, les organismes peuvent être directement exposés aux matrices sédimentaires contaminées par ces derniers. En ce qui concerne les HAP tétracycliques, tel que le benzo[a]anthracène (B(a)A), une défaillance de la périphérie vasculaire, des anémies et la mort de cellules nerveuses ont été répertoriées chez les larves de poissons exposées (**Le Bihannic 2014**). La concentration du benzo(a)pyrène dépasse la valeur ERL au niveau de la Baie de Hann ce qui peut induire des effets cancérigènes par ces métabolites. Par ailleurs, les travaux de (**Barbee et al. 2008**) ont montré qu'après exposition de larves de salmonidés à des sédiments naturels fortement contaminés en HAP (benzo(a)pyrène) on observe une induction significative des adduits à l'ADN chez les individus. Mais aussi, d'après (**Lowe et al 2000**) suite à l'injection de 1 à 5 mM d'anthracène (HAP), des effets ont été observés sur l'intégrité des membranes lysosomiales des cellules digestives de *Mytilus edulis*.

Nos résultats sont identiques à ceux trouvés par (**Net et al 2015**) au niveau de la presqu'île de Dakar. Lesquels ont considéré le mélange de HAP comme étant d'un risque modéré. Le résultat ainsi obtenu prend en compte les effets de tous les HAP présents pour déterminer la toxicité ou non du mélange. Cependant, il devient urgent d'adopter des stratégies de contrôle dans cette zone côtière avant que le problème ne devienne irréversible compte tenu de la forte densité de population dans cette zone et déversements continus de déchets domestiques et industriels effluents pour la plupart des cas sans aucun traitement. En effet, la plupart des déchets domestiques et industriels, les eaux sont rejetées directement dans la mer et ces rejets anthropiques permanents peuvent produire une dégradation environnementale et écologique dans les zones côtières (**Net et al ,2015**). Mais aussi, les eaux usées qui ne sont que peu ou pas traitées, transportent et déversent leur lot de polluants et de matière organique dans les eaux côtières favorisant ainsi l'eutrophisation et la bioaccumulation d'éléments toxiques dans les organismes marins dont le transport le long de la chaîne alimentaire représente un danger pour la santé humaine (**Boening, 1999; Daby,2006**).

II.3.2 Evaluation du risque écotoxicologique des moules

Les évaluations du risque écotoxicologique des HAP pour les moules ont été effectuées par comparaison des concentrations de HAP des moules aux valeurs standards des Conventions d'Abidjan et d'OSPAR.

Les valeurs de référence et les concentrations analysées sont consignées dans le tableau XII ci-après :

Tableau XII: Critères d'évaluation écotoxicologique relatifs au HAP dans les moules OSPAR/CONVENTION ABIDJAN

Substances	Moule (µg/kg) OSPAR/ABIDJAN		Moule littoral Ngor (µg/kg)	Moule Baie de Hann (µg/kg)
	<BAC	<EAC		
Antracène	ND	290	9,2	9,7
Phénanthrène	110	1700	8	16
Pyrène	9	100	10	8,7
Benzo(a) anthracène	25	80	18,2	20
Chrysène	8,1	ND	20,8	16,3
Benzo(a)pyrène	1,4	600	12,9	15,7
Benzo(g,h,i)pérylène	2,5	110	14	14,8
Indéno[1,2,3-cd]pyrene	2,4	ND	17,6	17,7

Nous avons eu à analyser la contamination en HAP au niveau de la moule *Perna perna* qui est espèce sessile, pouvant nous renseigner sur l'état de contamination du milieu. La moule *Perna perna* filtre l'eau, elle se nourrit principalement du phytoplancton et d'autres matières organiques. Nous savons que les HAP sont relativement peu présents à l'état dissout dans les masses d'eaux et sont principalement transportés via les matières en suspension. Dans le cas des moules c'est leur le fait qu'elles filtrent l'eau qui importe puisqu'elles concentrent différentes substances présentes dans l'environnement marin notamment les hydrocarbures polycycliques aromatiques. L'analyse de la chair nous renseigne sur le degré de pollution de l'eau par les HAP et sur leur évolution dans le temps (**Lamoureux et al., 1999**). Les concentrations en HAP dans les moules des deux sites ne sont pas significativement différentes (p.value -0.074) mais sont inférieures à celui du sédiment même si les moules sont des bioaccumulateurs au même titre que le sédiment. La concentration en contaminant retrouvée au niveau de la moule est sensiblement égale à celle celui de l'eau (voir ANOVA). Nous pouvons ainsi dire que la contamination de nos moules est fortement corrélée à la présence HAP dans l'eau de nos sites d'études. Par ailleurs, avec la contamination d'origine pyrolytique avec l'apport nouveau de contaminant dans le milieu (eau usé non traitée) et le fait que la moule se nourrit en filtrant les matières organiques présents dans la colonne de l'eau peuvent être à l'origine de cette corrélation.

En comparant, les concentrations des HAP avec celles de l'OSPAR/CONVENTION ABIDJAN nous pouvons dire d'une part, que pour l'ensemble des huit HAP les concentrations retrouvées sont inférieures aux valeurs limites EAC pour les moules au niveau des deux sites. Ainsi nous dire que les HAP ne présentent pas des effets chroniques pour les espèces marines, notamment les plus sensibles au niveau de la Baie de Hann et du littoral de Ngor. Par ailleurs, le risque écotoxicologique est acceptable pour les moules. D'autre part, comparées à la concentration d'évaluation de fonds BACs, nous notons un dépassement des valeurs limites sauf pour le Benzo(a) anthracène et le phénanthrène au niveau des deux sites et le pyrène au niveau de la Baie de Hann. Ce dépassement des BACs pourrait être dû fait de l'apport fréquent de contaminants dans le milieu. Et que ces HAP sont principalement des HMW et sont bioaccumulés au niveau des moules. Ces dernières ne reflètent pas l'objectif de la stratégie OSPAR en ce qui concerne les substances potentiellement toxiques. Les concentrations sont nettement supérieures des niveaux de fond pour les substances artificielles (OSPAR, 2012).

Nos résultats sont conformes à ceux de Ndiaye et al 2007 concernant la présence de HAP à LMW au niveau des moules de la Baie de Hann lesquelles sont retrouvées dans l'eau vu leur poids moléculaires. Par ailleurs la présence de HAP à HMW est à signaler contrairement à l'étude de Ndiaye et al 2008 ou à l'exception du chrysène, ceux de poids moléculaires élevés n'étaient pas retenus par les bivalves à savoir (Benzo(b)Fluoranthène, Benzo(k)Fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Indéno[1,2,3-cd]pyrène , Dibenzo(ah)Anthracène et Benzo(g,h,i)pérylène . La concentration moyenne en HAP de la Baie de Han est supérieure à celle obtenue par Ndiaye et al. (2012). Cela pourrait être dû à une augmentation de l'accumulation des HAP au niveau de *Perna perna*. Les travaux de Net et al., (2015) quant à eux n'avait pas analysé les concentrations en HAP de la moule *Perna perna* au niveau de la baie de Hann mais à seulement à Soumbédioune et à Rufisque. Comparés à nos résultats, on note l'absence du benzo(a)pyrène des moules des deux sites (Rufisque et Soumbédioune) mais aussi une forte contamination à l'anthracène. Ainsi, la contamination des moules est le reflet de celles des particules du sédiment et de la colonne d'eau.

III.2.4 Evaluation du risque toxicologique lié à la consommation des moules

Perna perna fait partie des habitudes alimentaires de la population. Ainsi, les moules de la Baie de Hann et de la plage de Ngor sont susceptibles de se retrouver dans alimentation des Sénégalais devenant ainsi une source d'intoxication pour l'homme. Les HAP ne font pas l'objet d'une bioaccumulation dans les tissus animaux après ingestion des aliments

contaminés. Une fois les moules contaminées ingérées, les HAP sont métabolisés en composés potentiellement toxiques. Les résultats de l'analyse de la concentration en HAP au niveau de la chair ont été comparées aux recommandations européennes en absence de norme Sénégalaise. Il en ressort que les moules récoltées au niveau de la Baie de Hann et de la plage de Ngor possèdent des concentrations en HAP dépassent largement la limite maximale admissible. Avec respectivement 16µg/kg et 13µg/kg pour le benzo(a)pyrène à Hann et Ngor alors que la limite maximale UE est de 5µg/kg. De même que, celle de la somme (benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène benzo(b) fluoranthène chrysène) qui double la limite qui est de 30µg/kg au niveau de la chair fraîche des moules. Ce dépassement des limites maximales admises, nous pousse à dire que les moules peuvent causées des problèmes de santé publique. Par ailleurs, il a déjà été souligné par Ndiaye et *al.* (2012) que les moules récoltées au niveau de la Baie de Hann, l'un des plus importants quais de débarquement des produits halieutiques, peuvent constituer un risque pour la population consommatrice. Une forte consommation de ces moules peut entrainer des intoxications alimentaires. La forte contamination de ces moules constitue en outre, un manque à gagner pour l'économie de notre pays, car elles sont inéligibles à l'exportation.

Conclusion et recommandations

Dans ce travail, nous avons évalué le risque écotoxicologique lié au HAP au niveau de la Baie de Hann et du littoral de Ngor. Les résultats ont montré que le littoral Sénégalais est confronté à une forte pollution HAP d'origine anthropique. En atteste la présence d'HAP dans les différentes matrices (eau, sédiment, moule). Ainsi, les organismes benthiques et pélagiques seront exposés, par contact superficiel et ingestion de sédiments, aux formes particulaires et dissoutes des HAP dans les eaux interstitielles et sus-jacentes, ainsi qu'aux HAP liés aux sédiments. La présence de HAP HMW dans l'eau montre une contamination récente ou un apport fréquent de contaminant. Même si, les HAP trouvés dans l'eau ne dépassent pas les valeurs seuil il devient nécessaire de limiter la contamination et de contrôler leurs émissions. Les sédiments renferment des concentrations en HAP dépassant les valeurs seuils de la Convention d'Abidjan pouvant éventuellement être néfastes pour les communautés benthiques et pélagiques. Ces derniers étant un maillon important de la chaîne alimentaire il nous revient de les protéger. Cependant, pour une meilleure considération de nos résultats ils devraient de les comparer à des valeurs seuils nationales.

L'analyse statistique de nos données nous permettent de dire qu'il y'a absence d'effet de site puisque les concentrations moyennes en HAP retrouvés dans les différentes matrices sont sensiblement égales au niveau des deux sites. De plus, la forte corrélation entre les matrices et les HAP montrant leur biodisponibilité devient inquiétantes d'autant plus que d'autres espèces pourront être contaminées à leur tour. Par ailleurs l'absence d'effet de site est à considérer par rapport aux sources de contamination.

Les résultats de l'ACP ont montré d'une part, que les concentrations moyennes en HAP retrouvées au niveau de la moule sont sensiblement égales à celles retrouvées dans l'eau. Cela reflète la présence dans l'eau des HAP et la capacité filtreuse de la moule. La contamination en HAP notés au niveau de nos sites est le reflet de celle contenue dans les moules. D'autre part, la forte corrélation des HAP sur l'axe 1(sédiment) est due au fait que les HAP sont bioaccumulés au niveau des sédiments d'où leur forte présence. Avec l'exploitation prochaine de nos ressources de pétrole offshore il devient capital que l'on se dote de norme pour la protection de l'écosystème aquatique. D'autant plus que, nos côtes sont déjà contaminées et qu'une augmentation de la contamination est à prévoir dans les années à venir. Les HAP sont des polluants organiques considérés comme persistants. Une augmentation de cette concentration dépassant alors même les recommandations

européennes serait un manque à gagner pour l'économie sénégalaise dont la pêche est un pilier.

Par ailleurs, des études visant à réaliser des bioessais avec les sédiments contaminés par toutes ces molécules de HAP, devraient être faites afin de connaître leur toxicité globale réelle sur des espèces bioindicatrices côtières.

Références

1. Abada-Boudjema Y-M., (1996) Cinétique, croissance, production et composition biochimique de deux bivalves mytilidés, *Perna perna* (L.) et *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) du littoral algérois. Thèse Doct. Muséum National Hist. nat. Paris, Fr. : i-iv + 1-243.
2. Abada-Boudjema Y-M., Dauvin J-C., (1995) Recruitment and life-span of two natural mussel populations *Perna perna* (Linnaeus) and *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck) from the Algerian coast. *J. Moll. Stud.*, 61 : 467-481.
3. ATSDR 1995: Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons, U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, Atlanta, GA
4. AQUAREF (2015) Opérations d'échantillonnage en milieu marin dans le cadre des programmes de surveillance DCE(matrices:eau, sédiment, biote)- Recommandations techniques Edition 2015
5. Barbee GC, Barich J, Duncan B, Bickham JW, Matson CW, Hintze CJ, Autenrieth RL, Zhou G-D, McDonald TJ, Cizmas L, Norton D, Donnelly KC (2008): *In situ* biomonitoring of PAH-contaminated sediments using juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 71, 454-464
6. Base de données mondiale sur les espèces envahissantes (2019) Profil d'espèce: *Perna perna* . Téléchargé à partir de <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=742> le 14-03-2019
7. Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, Narbonne JF, Burgeot T, Michel X, Bellocq J (1999):Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (*Mytilus sp.*) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. *Mar. Environ. Res.* 47, 415-439
8. Boening, D.W, (1999). An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental monitoring and assessment* 55, 459-470.
9. 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.
10. Boulvain 2011a Eléments de sédimentologie et de pétrologie sédimentaire
11. Cailleaud K, Forget-Leray J, Souissi S, Hilde D, LeMenach K, Budzinski H (2007): Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoïd, copepod). Part 1: PCBs and PAHs. *Chemosphere* 70, 270-280
12. Scannell P.W. D. D., Duffy L., Perkins R., O'Hara T., . **2005**. Acute and Chronic toxicity of PAHs in marine and fresh water with an emphasis on Alaska species: a review of the literature. Alaska Department of Environmental Conservation.
13. Chamley,H.,(1987) Sédimentologie Dunod, Bordas. Collection Géosciences 175

14. Chapman PM, Long ER,(1983) The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Mar Pollut Bull* 14:81-84.
15. Chiou, C.T,(2003) Partition and adsorption of organic contaminants in environmental systems. John Wiley & Sons.
16. Claisse, D. (1989) Chemical contamination of French coasts: The Results of a Ten Years Mussel Watch. *Marine Pollution Bulletin* 20 (10):523–528.
17. Claisse, D., M. Joanny, and J. Y. Quintin. 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analysis* 6:19–23. *Contaminants Tested in the National Status and Trends Program, Seattle (Washington)*. National
18. Crespo A ,(2009) Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le bassin d'arcachon p240-485
19. CSE, 2010. Papport sur l'état de l'environnement au Sénégal. In: Ecologique, C.d.S. (Ed.), Dakar,Sénégal, p. 266.
20. Daby, D. (2006). Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air and soil pollution* 174, 63-91.
21. De Luca, G., Furesi, A., Micera, G., Panzanelli, A., Piu, P. C., Pilo, M. I., Spano, N., Sanna, G. (2005). Nature distribution and origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the sediments of Olbia Harbor (Northern Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1223–1232.
22. Depree CAMARC (2008): Polycyclic aromatic hydrocarbons in Auckland's aquatic
23. Diouf Mamadou(2007) Pratiques locales de développement urbain dans l'agglomération Dakaroise cas de la commune d'arrondissement de Ngor
24. EC (2000): Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Union, pp. 1
25. Envionmental Quality Standards (EQS), substance data sheet, Priority substance No.28: Polycyclic Aromatic Compounds.
26. Fallahtafti S, Rantanen T, Brown RS, Snieckus V, Hodson PV (2012): Toxicity of hydroxylated alkyl-phenanthrenes to the early life stages of Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Aquat. Toxicol.* 106-107, 56-64
27. Fallot C., Cabillic J. 2015 Rapport final sur l'étude de faisabilité de l'extraction et ou la purification par « QuEChERS »pour l'analyse des hydrocarbures aromatiquespolycycliques (HAP) dans le biote
28. FAO, (2006). Rapport du groupe de travail de la FAO sur l'évaluation des petits poissons pélagiques au nord-ouest de l'Afrique. Rapport 811. FAO Fish, Banjul, Gambie, du 2 au 11 mai 2006. (192 p.).19, 1951-1970

29. FAO, (2010). Rapport de la FAO sur la situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. Rome, p. 100. Faunce, C.H., 2000. Reproduction of blackchin tilapia, *Sarotherodon melanotheron*, within an impounded mangrove ecosystem in east-central Florida. Environ. Biol. Fishes 57, 353-361.
30. Faye, G., (2010). Les impacts des activités économiques sur la dynamique du littoral de la Petite côte, de la baie de Hann à Joal au Sénégal. Revue de Géographie du Laboratoire Leïdi N°08
31. Fernandez, P., Vilanova, R.M., Martinez, C., Appleby, P., Grimalt, J.O. (2000). The historical record of atmospheric pyrolytic pollution over Europe registered in the sedimentary PAH from remote mountain lakes. Environmental Science & Technology, 34, 1906-1913.
32. Ficher. R. W. & Schneider. M. & Bauchot. M. L., (1987). Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche méditerranée et mer noire. Zone de pêche 37 – Révision 1: Végétaux et invertébrés. Publication préparée par le FAO. (Projet. GCP/JNT/422/EEC) Rome 1987. Vol 7. p317
33. Florane Le Bihanic (2014) Effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les stades précoces de poissons modèles : développement de bioessais et étude comparée de mélanges thèse
34. Förstner U. (1987). Sediment–Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia* 149:221-246
35. Hansen DJ, Di Toro DM, McGrath JA, Swartz RC, Mount DR, Burgess RM, Ozretich RJ, Bell HE, Linton TK (2003): Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms : PAH mixtures. USEPA, Narragansett, RI : Duluth, MN : Newport, Or.
36. Harris JRW, Cleary JJ, Valkirs AO (1996): Particle-Water Partitioning and the Role of hydrocarbons. Toxicol. Appl. Pharmacol. 196, 191-205
37. IARC (2010). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. In *Some Nonheterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Exposures* edited by W. H. Organization. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer (IARC).
38. INERIS 2005: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, Guide méthodologique, Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude, Institut national de l'environnement industriel et des risques, Verneuil-en-Halatte
39. Johnson, D. (2008) Environmental indicators: their utility in meeting the OSPAR Convention's regulatory needs. ICES journal of marine science 65, 1387-1391.
40. Lamoureux E, Brownawell BJ (1999) Chemical and biological availability of

41. Laziac, Tidal (1986) The reproductive cycles of the intertidal bivalves *Crassostrea cucullata* (Borne, 1978) and *Perna perna* (Linnaeus, 1758) from the Transkei Coast
42. Le Bihanic 2014 Effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les stades précoces de poissons modèles : développement de bioessais et étude comparée de mélanges
43. Le Bihanic F., Bénédicte Morin, Xavier Cousin, Karyn Le Menach, Hélène Budzinski, Jérôme Cachot 2014 Toxicité pour le développement des mélanges de HAP aux premiers stades de la vie des poissons. Partie I: effets indésirables chez la truite arc-en-ciel.
44. Luoma SN, Ho KT. (1993). Appropriate uses of marine and estuarine sediment bioassays. In Handbook of Ecotoxicology 1:193-226, P Calows (ed.), Blackwell, Oxford.
45. Maioli et al (2010) Evaluation de la contamination par les HAP dans les sols traités avec des solides sous-produits de la pyrolyse de schiste
46. Miki, S., Uno, S., Ito, K., Koyama, J., Tanaka, H., (2014). Distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylated polycyclic aromatic hydrocarbons in Osaka Bay, Japan. Marine pollution bulletin 85(2), 558-565.
47. Momar NDIAYE, Abdoulaye DIOP, Ana GAGO-Martínez, José Antonio et Rodríguez VAZQUEZ (2012) Contamination des moules (*Mytilus galloprovincialis*) des côtes de la région de Dakar par les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs)
48. Nakata, H., Uehara, K., Goto, Y., Fukumura, M., Shimasaki, H., Takikawa, K., Miyawaki, T. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons in oysters and sediments from the Yatsushiro Sea, Japan: comparison of potential risks among PAHs, dioxins and dioxin-like compounds in benthic organisms. Ecotoxicol Environ Saf, 99, 61-68.
49. Neff J. M., (1979). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment - Sources, Fates and Biological Effects. Editor: Applied Science Publishers LTD.
50. Net, S., Henry, F., Rabodonirina, S., Diop, M., Merhaby, D., Mahfouz, C., Amara, R., Ouddane, B. (2015). Accumulation of PAHs, Me-PAHs, PCBs and total Mercury in sediments and Marine Species in Coastal Areas of Dakar, Senegal: Contamination level and impact. Int. J. Environ. Res, 9(2), 419-432. Oceanic and Atmospheric Administration Technical Monograph. NOS OMA 52..
51. Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton, (1993). *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ministry of Environment and Energy, 27 p.
52. Power, E.A., Chapman P.M (1992) Assessment sediment quality, Sediment toxicity Assessment, Lewis, MI, USA-1-18 In Burton
53. Palayer J., 1997. *Le point sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques*. Agence de l'eau Seine-Normandie, 63pp.
54. Rabodonirina, S., Net, S., Ouddane, B., Merhaby, D., Dumoulin, D., Popescu, T., Ravelonandro, P., (2015). Distribution of persistent organic pollutants (PAHs, Me-PAHs,

- PCBs) in dissolved, particulate and sedimentary phases in freshwater systems. *Environ Pollut*, 206, 38-48.
55. Rabodorinina R,S (2015) Contamination organiques (HAP, Me-HAP,PCB) environnement : Etude de milieu naturel et de faisabilité de biorémédiation
 56. Ramade F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, FRA. 785p
 57. Ramade,F.,2002 Dictionnaire encyclopédie de l'écologie et des sciences de l'environnement Dunod Paris 1075p
 58. RIEM N., BEAUMONT J., LESTREMAU F. – Evaluation de la méthodologie QuEChERS pour des analyses multi résidus - Rapport AQUAREF (2014) – 77p.
 59. Robert arfi : Qualité des eaux d'une baie fortement anthropisée : la baie de Hann dakar sénégal dakar
https://www.mpl.ird.fr/flag/data_sans_mot_de_passe/senegal/expose_hann_arfi.pdf
 60. Rugner, H., Schwientek, M., Egner, M., Grathwohl, P. (2014). Monitoring of event-based mobilization of hydrophobic pollutants in rivers: calibration of turbidity as a proxy for particle facilitated transport in field and laboratory. *Sci Total Environ*, 490, 191-198.
 61. Schlenk D, Celander MC, Gallagher EP, George S, James M, Kullman SW, van den Hurk P, Willett K (2008): Biotransformation in fishes. In: Di Giulio RT, Hinton DE (Editors), *the toxicology of fishes*. CRC press, Florida Sediments as a Sink and Secondary Source of TBT. In: Champ MA , Seligman PFI
 62. Schurink, E. de C., et C. L. Griffiths (1990). Moule marines de l'Afrique Australe leur modèle de distribution, stocks, exploitation, et culture. *Journal de la recherche de mollusques et crustacés* 9 (1) : 75 – 85.
 63. Shen H, Huang Y, Wang R, Zhu D, Li W, Shen G, Wang B, Zhang Y, Chen Y, Lu Y, Chen H, Li T, Sun K, Li B, Liu W, Liu J, Tao S (2013) Global Atmospheric Emissions of HAP
 64. Siddall S. E., 1980. A clarification of the genus *Perna* (Mytilidae). *Buil. Mar. Sci.* 30 Southern Africa .29:226-230.
 65. Scout, S.A., Uhler, A.D., Emsbo-Mattingly, S.D. (2004). Comparative Evaluation of background anthropogenic hydrocarbons in surficial sediments from nine Urban Waterways. *Environmental Science & Technology*, 38, 2987-2994.
 66. Sverdrup LE, Nielsen T, Henning Krogh P (2002): Soil Ecotoxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Relation to Soil Sorption, Lipophilicity, and Water Solubility. *Environmental Science and Technology* 36
 67. OSPAR (2009). Agreement on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010. *OSPAR Commission*. Agreement number: 2009-2.
 68. Swartz, R. C., (1999). « Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixture ». *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 780-787.

69. Turcotte D, Akhtar P, Bowerman M, Kiparissis Y, Brown S, Hodson PV (2011): Measuring the toxicity of alkyl-phenanthrenes to early life stages of medaka (*Oryzias latipes*) using partition-controlled delivery. *Environ. Toxicol. Chem.* 30, 487-495
70. Union Européenne. (2005). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive: Union Européenne (2008). Directive n°2008/105/EC, on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.
71. Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE (2003): Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13, 57-149
72. Varanasi, U., J.E. Stein et M. Nishimoto, «Biotransformation and Disposition of PAH in Fish», in: *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, U. Varanasi (ed.), CRC Press, Boca Raton, FL, 4:93-151(1989).
73. Verschuren K (1996) Manuel de données environnemental sur les produits chimiques organiques New York Van Reinhold Co
74. Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33, 489-515.
75. Zhang Y, Tao S (2009): Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmos. Environ.* 43, 812-819

Annexes

Annexe 1 : Fiche d'échantillonnage.....	i
Annexe 2 : Mesure du poids et de la taille des moules échantillonnés au niveau de la Baie de Hann.....	ii
Annexe 3 : Mesure du poids et de la taille des moules échantillonnés au niveau de la plage de Ngor.....	iii
Annexe 4 : Concentration moyenne en HAP au niveau des sédiments de la plage de Ngor.....	IV
Annexe 5 : Concentration moyenne en HAP des sédiments de la Baie de Hann.....	V
Annexe 6 : Concentration moyenne en HAP au niveau de l'eau de la plage de Ngor.....	VI
Annexe 7 : Concentration moyenne en HAP au niveau de l'eau de la Baie de Hann.....	VII
Annexe 8 :_Tableau XIII: Concentration moyenne en HAP au niveau des moules de la Baie de Hann.....	VIII
Annexe 9 : Concentration moyenne en HAP au niveau des moules de la plage de Ngor.....	IX
Annexe 10 : Granulométrie des sédiments de la Baie de Hann.....	X
Annexe 11 : Granulométrie des sédiments de la plage de Ngor.....	XI
Annexe 12 : Résumé de l'Analyse en composante principale des données.....	XIII
Annexe 13 :_ANOVA des matrices biologiques.....	XVII

Annexe 1 : Fiche d'échantillonnage

FICHE D'ECHANTILLONNAGE				
Date et Heure				
Lieu et Coordonnées GPS				
Espèces échantillonnée				
Lot				
pH:		Turbidité:		Conductivité:
Salinité		Température :		
	Individus	Poids	Taille	
	1			
	2			
	3			
	4			
	5			
	6			
	7			
	8			
	9			
	10			
	11			
	12			
	13			
	14			
	15			
	16			
	17			
	18			
19				

Annexe 2 : Mesure du poids et de la taille des moules échantillonnés au niveau de la Baie de Hann

	N11		N12		N13	
	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE
1	26,691	6,5	19,536	5,5	20,307	6,3
2	25,855	6,5	19,602	5,5	25,272	6,8
3	25,242	6,5	17,955	5,3	20,921	6,4
4	23,245	6,5	13,173	4,9	30,71	7
5	20,105	5,5	15,544	5,7	23,371	6
6	22,804	6,5	16,77	5,6	21,107	6
7	20,585	5,5	13,105	5,4	22,274	6,5
8	21,712	6,6	19,416	5,3	18,65	6,3
9	21,484	5,7	13,452	5,4	22,272	5,5
10	18,098	5,7	12,512	5,5	22,303	5,7
	N21		N22		N23	
	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE
1	27,568	6,7	30,832	7,3	29,047	7,3
2	27,114	6,2	30,721	7,7	24,069	7,7
3	25,3	6,8	31,591	7,6	29,926	7,6
4	26,35	6,8	36,276	7	31,453	7
5	27,606	6,8	37,494	7,5	32,461	7,5
6	31,423	7,3	35,654	7	29,016	7
7	29,978	7	31,349	7,5	28,306	7,5
8	29,183	7,3	38,276	7,3	28,098	7,3
9	25,635	6,7	33,031	7	25,02	7
10	28,98	6,8	33,521	7,3	29,619	7,3
	N31		N32		N33	
	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE
1	39,18	8	41,305	7,7	37,343	8
2	37,71	8	30,024	7,5	50,161	8,2
3	31,489	7,5	33,048	7,5	36,686	8,3
4	34,223	7,7	34,428	7,5	60,753	8,9
5	33,251	7,4	38,194	7,7	35,779	8,3
6	37,68	7,7	34,533	7,8	32,417	8
7	32,256	7,7	37,122	7,5	28,611	7,8
8	34,11	6,9	31,435	7,6	48,373	8,2
9	30,036	7,5	37,265	7,8	36,93	8
10	26,268	7,7	37,831	7,7	32,699	8,2

Annexe 3 : Mesure du poids et de la taille des moules échantillonnés au niveau de la plage de Ngor

	N11		N12		N13	
	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE
1	21,302	64,08	24,962	71,06	26,783	69,98
2	22,936	68,58	25,142	71,03	34,319	81,15
3	14,924	59,96	30,006	79,41	30,646	80,25
4	18,146	66,36	28,459	73,34	33,365	77,79
5	17,432	60,47	24,425	70,87	30,801	76,65
6	22,17	70,53	20,782	69,26	24,576	78,74
7	18,277	62,41	24,437	70,34	27,073	81,75
8	16,428	65,02	26,016	79,25	26,829	77,75
9	21,157	65,36	25,717	71,19	26,74	72,16
10	13,717	56,5	27,17	70,95	25,722	74,99
	N21		N22		N23	
	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE
1	36,464	84,14	33,468	85,3	37,939	89,27
2	36,704	83,59	33,469	82,37	39,18	89,79
3	40,26	88,11	33,652	81,24	40,92	87,8
4	35,163	85,15	46,191	90,63	61,077	87,85
5	44,76	85,8	50,245	85,7	46,717	85,39
6	32,27	79,94	34,846	89,37	42,355	81,16
7	39,903	85,8	47,885	87,69	59,883	93,39
8	37,459	84,27	38,946	85,43	46,609	87,06
9	43,35	84,56	40,025	84,29	41,614	86,32
10	45,99	81,99	35,504	81,65	43,8	85,45
	N31		N32		N33	
	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE	POIDS	TAILLE
1	54,998	98,41	41,87	93,67	63,28	85,37
2	68,931	102,83	58,28	101,79	37,32	96,06
3	52,711	99,48	48,066	95,72	38,917	91,24
4	41,76	92	65,736	99,09	47,953	82,11
5	36,94	92,38	56,477	97,46	50,707	96,3
6	64,105	94,55	50,73	91,29	48,437	94,06
7	48,194	92,32	52,55	92,34	54,669	96,57
8	47,968	96,03	51,25	97,09	46,84	91,43
9	51,106	94,13	52,394	98,12	54,648	94,91
10	46,64	92,07	46,355	92,64	51,551	97,33

Annexe 4 : Concentration moyenne en HAP au niveau des sédiments de la plage de Ngor

Molécules	Site 1	Site 2	Site 3	MOYENNE
ACENAPHTYLENE	0,040	0,039	0,039	0,03933333
FLUORENE	0,356	0,137	0,138	0,21033333
ANTHRACENE	0,712	0,648	0,749	0,703
PHENANTHRENE	0,158	0,157	0,039	0,118
PYRENE	0,356	0,295	1,223	0,62466667
BENZO(a)ANTHRACENE	0,554	0,236	0,316	0,36866667
CHRYSENE	0,198	0,196	0,197	0,197
BENZO(a)PYRENE	0,672	0,609	0,276	0,519
BENZO (K)FLUORANTHENE	0,257	0,628	0,276	0,387
BENZO(b)FLUORANTHENE	0,277	0,275	0,256	0,26933333
INDENO(1,2,3-cd)PYRENE	0,356	0,353	0,335	0,348
DIBENZO(a,h)ANTHRACENE	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!
BENZO(g,h,i)PERYLENE	0,297	0,275	0,2958	0,28926667

Annexe 5 : Concentration moyenne en HAP des sédiments de la Baie de Hann

molécules	Site1	Site2	Site3	MOYENNE
ACENAPHTYLENE	0,0399	0,03956	0,04	0,03982
FLUORENE	0,2595	0,13845	0,14	0,17931667
ANTHRACENE	0,6387	0,73180	0,76	0,71016667
PHENANTHRENE	0,1597	0,15823	0,16	0,15931
PYRENE	0,3194	0,13845	0,46	0,30595
BENZO(a)ANTHRACENE	0,2395	0,27690	0,28	0,26546667
CHRYSENE	0,2196	0,23734	0,26	0,23898
BENZO(a)PYRENE	0,3194	0,37579	0,50	0,39839667
BENZO (K)FLUORANTHENE	0,2595	0,25712	0,26	0,25887333
BENZO(b)FLUORANTHENE	0,2794	0,27690	0,28	0,27876667
INDENO(1,2,3-cd)PYRENE	0,3393	0,33623	0,34	0,33851
DIBENZO(a,h)ANTHRACENE	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!
BENZO(g,h,i)PERYLENE	0,27944	0,28	0,28	0,27981333

Annexe 6 : Concentration moyenne en HAP au niveau de l'eau de la plage de Ngor

Molécules	Site 1	Site 2	Site3	MOYENNE
ACENAPHTYLENE	0,00002	0,00002	0,00002	0,00002
FLUORENE	0,000070	0,00007	0,00007	0,00007
ANTHRACENE	0,00010	0,00010	0,00009	9,6667E-05
PHENANTHRENE	0,00008	0,00008	0,00009	8,3333E-05
PYRENE	0,00012	0,00010	0,00009	0,00010333
BENZO(a)ANTHRACENE	0,00012	0,00012	0,00012	0,00012
CHRYSENE	0,00010	0,00010	0,00010	0,0001
BENZO(a)PYRENE	0,00012	0,00012	0,00012	0,00012
BENZO (K)FLUORANTHENE	0,00013	0,00013	0,00013	0,00013
BENZO(b)FLUORANTHENE	0,00013	0,00014	0,00014	0,00013667
INDENO(1,2,3-cd)PYRENE	0,00018	0,00017	0,00018	0,00017667
DIBENZO(a,h)ANTHRACEN E	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!
BENZO(g,h,i)PERYLENE	0,00014	0,00014	0,00014	0,00014

Annexe 7 : Concentration moyenne en HAP au niveau de l'eau de la Baie de Hann

Molécules	Site1	Site2	Site 3	MOYENNE
ACENAPHTYLENE	0,00004	0,00004	0,00004	0,00004
FLUORENE	0,00014	0,00014	0,00014	0,00014
ANTHRACENE	0,00018	0,00020	0,00016	0,00018
PHENANTHRENE	0,00016	0,00016	0,00016	0,00016
PYRENE	0,00020	0,00018	0,00014	0,00017333
BENZO(a)ANTHRACENE	0,00024	0,00024	0,00024	0,00024
CHRYSENE	0,00020	0,00020	0,00020	0,0002
BENZO(a)PYRENE	0,00024	0,00024	0,00024	0,00024
BENZO (K)FLUORANTHENE	0,00026	0,00026	0,00026	0,00026
BENZO(b)FLUORANTHENE	0,00028	0,00026	0,00026	0,00026667
INDENO(1,2,3-cd)PYRENE	0,00034	0,00034	0,00036	0,00034667
DIBENZO(a,h)ANTHRACEN E	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!	#VALEUR!
BENZO(g,h,i)PERYLENE	0,00028	0,00030	0,00030	0,00029333

Annexe 8 : Tableau XIV: Concentration moyenne en HAP au niveau des moules de la Baie de Hann

Molécules	N11	N12	N13	N21	N22	N23	N31	N32	N33	MOY
ACENAPHTHYLE	0,005	0,01	0,005	0,004	0,007	0,004	0,004	0,003	0,003	0,005
FLUORENE	0,031	0,08	0,074	0,051	0,092	0,063	0,032	0,028	0,013	0,0515556
ANTHRACENE	0,010	0,006	0,010	0,010	0,012	0,010	0,010	0,010	0,009	0,0096667
PHENANTHRENE	0,008	0,080	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,016
PYRENE	0,008	0,012	0,007	0,007	0,007	0,011	0,007	0,007	0,012	0,0086667
BENZO(a)ANTHRACENE	0,019	0,008	0,023	0,022	0,030	0,023	0,017	0,021	0,017	0,02
CHRYSENE	0,017	0,007	0,020	0,013	0,013	0,012	0,029	0,020	0,016	0,0163333
BENZO(a)PYRENE	0,014	0,028	0,012	0,016	0,018	0,012	0,012	0,017	0,012	0,0156667
BENZO(k)FLUORANTHENE	0,013	0,021	0,013	0,013	0,014	0,013	0,013	0,013	0,013	0,014
BENZO(b)FLUORANTHENE	0,014	0,019	0,014	0,015	0,015	0,015	0,014	0,014	0,014	0,0148889
INDENO(1,2,3-cd)PYRENE	0,019	0,013	0,020	0,018	0,019	0,017	0,017	0,018	0,018	0,0176667
DIBENZO(a,h)ANTHRACENE	#VAL EUR!	#VAL LEU R!	#VAL LEU R!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!? ???	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!
BENZO(g,h,i)PERYLENE	0,014	0,018	0,014	0,014	0,016	0,015	0,014	0,014	0,014	0,0147

Annexe 9 : Concentration moyenne en HAP au niveau des moules de la plage de Ngor

Molécules	N11	N12	N13	N21	N22	N23	N31	N32	N33	MOY
ACENAPHTHYL ENE	0,003	0,003	0,004	0,002	0,005	0,002	0,002	0,003	0,002	0,0028 8889
FLUORENE	0,015	0,029	0,020	0,011	0,050	0,017	0,019	0,014	0,016	0,0212 2222
ANTHRACENE	0,009	0,009	0,009	0,009	0,010	0,010	0,009	0,009	0,009	0,0092 2222
PHENANTHRE NE	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008	0,008
PYRENE	0,007	0,010	0,007	0,007	0,007	0,026	0,012	0,007	0,007	0,01
BENZO(a)ANT HRACENE	0,014	0,016	0,012	0,014	0,013	0,055	0,012	0,015	0,013	0,0182 2222
CHRYSENE	0,015	0,014	0,019	0,014	0,020	0,052	0,023	0,014	0,016	0,0207 7778
BENZO(a)PYRE NE	0,012	0,012	0,012	0,012	0,014	0,015	0,013	0,014	0,012	0,0128 8889
BENZO (K)FLUORANT HENE	0,013	0,013	0,013	0,013	0,014	0,014	0,015	0,013	0,013	0,0134 4444
BENZO(b)FLUO RANTHENE	0,014	0,013	0,014	0,014	0,013	0,014	0,013	0,014	0,014	0,0136 6667
INDENO(1,2,3- cd)PYRENE	0,017	0,018	0,018	0,018	0,018	0,017	0,017	0,017	0,018	0,0175 5556
DIBENZO(a,h)A NTHRACENE	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!	#VAL EUR!
BENZO(g,h,i)PE RYLENE	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014	0,014

Annexe 10 : Granulométrie des sédiments de la Baie de Hann

HANN	MAILLE 1mm	MAILLE 0,25mm	MAILLE 0,2mm	MAILLE 0,125mm	MAILLE 0,1mm	MAILLE 0,08µm	BASE >0,080µm
SITE 1 (g)		6,8	7	29	53,3	175,1	226,8
SITE 2 (g)	31,7	9,4	5,9	15	80,4	148,2	141,8
SITE 3 (g)	6,6	26,4	28,8	102	59,7	58,8	119,2

Annexe 11 : Granulométrie des sédiments de la plage de Ngor

NGOR	Maille 2mm	Maille 1,4mm	Maille 1mm	Maille 0,25mm	Maille 0,2mm	Maille 0,125mm	Maille 0,1mm	Maille 0,08µm	BASE >0,080µm
SITE 1 (g)	1,8	3,6	20,8	170,6	8,3	241,9	36,1	8,2	1,6
SITE 2 (g)		0,1	1,2	136,1	41,1	295,9	17,3	14,4	2,1
SITE 3 (g)		60,2	67,7	187,6	8	65,6	74,3	28,8	4,8

Annexe 12 : Résumé de l'Analyse en composante principale des données

SITE	MATRICE	pH	T°
Length:31	Length:31	Min. :7.66	Min. :26.30
Class :character	Class :character	1st Qu.:7.73	1st Qu.:26.96
Mode :character	Mode :character	Median :7.80	Median :27.62
		Mean :7.80	Mean :27.62
		3rd Qu.:7.87	3rd Qu.:28.27
		Max. :7.94	Max. :28.93
		NA's :29	NA's :29
TURBIDITE(cm)	CONDUCTIVITE (mS/cm)	GRANULOMETRIE	TAILLE(mm)
Min. :29.67	Min. :25.57	Min. : 3.43	Min. :71.00
1st Qu.:40.83	1st Qu.:34.27	1st Qu.: 9.42	1st Qu.:72.42
Median :52.00	Median :42.97	Median :15.41	Median :73.83
Mean :52.00	Mean :42.97	Mean :15.41	Mean :73.83
3rd Qu.:63.17	3rd Qu.:51.67	3rd Qu.:21.40	3rd Qu.:75.25
Max. :74.33	Max. :60.37	Max. :27.39	Max. :76.67
NA's :29	NA's :29	NA's :29	NA's :29
POIDS (g)	SALINITE	ACY	FLU
Min. :36.63	Min. :15.36	Min. :0.000020	Min. :0.000070
1st Qu.:37.80	1st Qu.:20.88	1st Qu.:0.000752	1st Qu.:0.005411
Median :38.98	Median :26.40	Median :0.003944	Median :0.036389
Mean :38.98	Mean :26.40	Mean :0.014517	Mean :0.077106
3rd Qu.:40.15	3rd Qu.:31.92	3rd Qu.:0.030750	3rd Qu.:0.147376
Max. :41.32	Max. :37.43	Max. :0.039820	Max. :0.210333
NA's :29	NA's :29	NA's :25	NA's :25
ANT	PHE	PYR	B(a)ANT
Min. :0.000097	Min. :0.000083	Min. :0.000103	Min. :0.000120
1st Qu.:0.002441	1st Qu.:0.002120	1st Qu.:0.002297	1st Qu.:0.004736
Median :0.009444	Median :0.012000	Median :0.009333	Median :0.019111
Mean :0.238722	Mean :0.050259	Mean :0.158260	Mean :0.112119
3rd Qu.:0.529667	3rd Qu.:0.092500	3rd Qu.:0.231962	3rd Qu.:0.204100
Max. :0.710167	Max. :0.159310	Max. :0.624667	Max. :0.368667

NA's :25	NA's :25	NA's :25	NA's :25
CHY	B(a)PYR	B(K)FLT	B(b)FLT
Min. :0.000100	Min. :0.000120	Min. :0.000130	Min. :0.000137
1st Qu.:0.004233	1st Qu.:0.003402	1st Qu.:0.003556	1st Qu.:0.003617
Median :0.018556	Median :0.014278	Median :0.013722	Median :0.014278
Mean :0.078899	Mean :0.157719	Mean :0.112285	Mean :0.096176
3rd Qu.:0.152944	3rd Qu.:0.302714	3rd Qu.:0.197655	3rd Qu.:0.205722
Max. :0.238980	Max. :0.519000	Max. :0.387000	Max. :0.278767
NA's :25	NA's :25	NA's :25	NA's :25
I(cd)PYR	dB(a,h)ANT	B(g,h,i)PL	
Min. :0.000177	Min. :0	Min. :0.00014	
1st Qu.:0.004649	1st Qu.:0	1st Qu.:0.00372	
Median :0.017611	Median :0	Median :0.01439	
Mean :0.120376	Mean :0	Mean :0.09971	
3rd Qu.:0.258299	3rd Qu.:0	3rd Qu.:0.21355	
Max. :0.348000	Max. :0	Max. :0.28927	
NA's :25	NA's :26	NA's :25	

dimdesc(res)

\$Dim.1

\$Dim.1\$quanti

	correlation	p.value
<NA>	NA	NA
B(g,h,i)PL	0.9981002	1.169105e-36
I(cd)PYR	0.9978778	5.814537e-36
B(a)PYR	0.9957967	1.154725e-31
ACY	0.9957728	1.253488e-31
ANT	0.9951176	1.008589e-30
B(b)FLT	0.9948219	2.361606e-30
B(a)ANT	0.9920959	1.069319e-27
FLU	0.9895077	6.393160e-26
B(K)FLT	0.9859329	4.387461e-24
CHY	0.9794091	1.055568e-21

PHE	0.9646237	2.457391e-18
PYR	0.9472583	7.191468e-16

\$Dim.1\$quali

R2 p.value

MATRICE 1 0

\$Dim.1\$category

Estimate p.value

SEDIMENT HANN 11.457083 0.0001063024

SEDIMENT NGOR 9.456196 0.0022620248

\$Dim.2

\$Dim.2\$quanti

correlation p.value

<NA> NA NA

T° 0.9999999 1.529696e-98

SALINITE 0.9999999 1.529696e-98

CONDUCTIVITE (mS/cm) 0.9999999 1.529696e-98

TURBIDITE(cm) 0.9999999 1.529696e-98

pH -0.9999999 1.529696e-98

\$Dim.2\$quali

R2 p.value

MATRICE 1.000000 0.000000000

SITE 0.333283 0.003429109

\$Dim.2\$category

Estimate p.value

EAU NGOR 8.801658 5.277552e-06

NGOR 2.934248 1.588853e-02

HANN -2.934248 1.588853e-02

EAU HANN -8.805156 5.211090e-06

\$Dim.3

\$Dim.3\$quanti

	correlation	p.value
<NA>	NA	NA
POIDS (g)	0.999745	2.674043e-49
TAILLE(mm)	0.999745	2.674043e-49

\$Dim.3\$quali

	R2	p.value
MATRICE	1.0000000	0.00000000
SITE	0.3257834	0.00401044

\$Dim.3\$category

	Estimate	p.value
MOULE NGOR	5.515625	7.603188e-06
NGOR	1.839410	1.725410e-02
HANN	-1.839410	1.725410e-02
MOULE HANN	-5.645138	3.628999e-06

round(res\$eig)

	eigenvalue	percentage of variance	cumulative percentage of variance
comp 1	11	56	56
comp 2	5	26	83
comp 3	2	11	93
comp 4	1	7	100

Annexe 13 : ANOVA des matrices biologiques

Linear Hypotheses:

	Estimat	Std. Error	t value	Pr(> t)
EAU N - EAU H == 0	-0.00009564	0.04396695	-0.002	1.000
MOULE H - EAU H == 0	0.01551402	0.04396695	0.353	0.999
MOULE N - EAU H == 0	0.01225761	0.04396695	0.279	1.000
SEDIMENT H - EAU H == 0	0.31315846	0.04396695	7.123	<0.0001 ***
SEDIMENT N - EAU H == 0	0.26544846	0.04396695	6.037	<0.0001 ***
MOULE H - EAU N == 0	0.01560966	0.04396695	0.355	0.999
MOULE N - EAU N == 0	0.01235325	0.04396695	0.281	1.000
SEDIMENT H - EAU N == 0	0.31325410	0.04396695	7.125	<0.0001 ***
SEDIMENT N - EAU N == 0	0.26554410	0.04396695	6.040	<0.0001 ***
MOULE N - MOULE H == 0	-0.00325641	0.04396695	-0.074	1.000
SEDIMENT H - MOULE H == 0	0.29764444	0.04396695	6.770	<0.0001 ***
SEDIMENT N - MOULE H == 0	0.24993444	0.04396695	5.685	<0.0001 ***
SEDIMENT H - MOULE N == 0	0.30090085	0.04396695	6.844	<0.0001 ***
SEDIMENT N - MOULE N == 0	0.25319086	0.04396695	5.759	<0.0001 ***
SEDIMENT N - SEDIMENT H == 0	-0.04771000	0.04396695	-1.085	0.886

Simultaneous Confidence Intervals

Multiple Comparisons of Means: Tukey Contrasts

Fit: aov(formula = concentration ~ matrice, data = Dataset)

Quantile = 2.9279

95% family-wise confidence level

Linear Hypotheses:

	Estimate	lwr	upr
EAU N - EAU H == 0	-0.00009564	-0.12884604	0.12865476
MOULE H - EAU H == 0	0.01551402	-0.11323639	0.14426442
MOULE N - EAU H == 0	0.01225761	-0.11649280	0.14100801
SEDIMENT H - EAU H == 0	0.31315846	0.18440806	0.44190887
SEDIMENT N - EAU H == 0	0.26544846	0.13669806	0.39419887
MOULE H - EAU N == 0	0.01560966	-0.11314074	0.14436006
MOULE N - EAU N == 0	0.01235325	-0.11639716	0.14110365
SEDIMENT H - EAU N == 0	0.31325410	0.18450370	0.44200451
SEDIMENT N - EAU N == 0	0.26554410	0.13679370	0.39429451
MOULE N - MOULE H == 0	-0.00325641	-0.13200682	0.12549399
SEDIMENT H - MOULE H == 0	0.29764444	0.16889404	0.42639485
SEDIMENT N - MOULE H == 0	0.24993444	0.12118404	0.37868485
SEDIMENT H - MOULE N == 0	0.30090085	0.17215045	0.42965126
SEDIMENT N - MOULE N == 0	0.25319086	0.12444045	0.38194126
SEDIMENT N - SEDIMENT H == 0	-0.04771000	-0.17646040	0.08104040

EAU H	EAU N	MOULE H	MOULE N	SEDIMENT H	SEDIMENT N
"a"	"a"	"a"	"a"	"b"	"b"

