

HUGUES BIJOUX - 2017

## RAPPORT TECHNIQUE

# LES HAP DANS LE BASSIN D'ARCACHON



ÉTAT DES LIEUX DE LA CONTAMINATION  
ET BILAN DES SOURCES



BASSIN D'ARCACHON<sup>®</sup>  
SYNDICAT INTERCOMMUNAL

### CONTACT

Hélène Budzinski - [hélène.budzinski@u-bordeaux.fr](mailto:hélène.budzinski@u-bordeaux.fr)

Sabine Jeandenand - [s.jeandenand@siba-bassin-arcachon.fr](mailto:s.jeandenand@siba-bassin-arcachon.fr)



Des structures publiques sont à l'origine de cette étude<sup>1</sup> et de son financement. Elle a été réalisée avec le soutien financier de l'Agence Nationale de la Recherche française (ANR) dans le cadre du programme investissements d'avenir, au sein du Laboratoire d'excellence COTE (ANR-10-labx-45). Ce travail s'inscrit dans une démarche de transfert des connaissances et des savoirs pilotée par le LabEx COTE (<http://cote.labex.u-bordeaux.fr/>) en partenariat avec le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (<https://www.siba-bassin-arcachon.fr/>) dans le cadre de la mise en place de son REseau MicroPolluants du bassin d'ARcachon (REMPAR). De nombreux acteurs du territoire mentionnés ci-après ont ainsi été sollicités pour l'acquisition de données utiles ou pour échanger sur les thèmes abordés ici ; qu'ils en soient largement remerciés. La rédaction de ce rapport est donc le fruit d'un travail collaboratif à l'interface entre les secteurs privés et publics.

### Comité de Pilotage du Projet



### Autres partenaires



<sup>1</sup> Le LabEx COTE, l'Université de Bordeaux, le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon, et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Agence Nationale de la recherche (ANR).





# Résumé

---

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont surveillés depuis 1996 par le réseau de surveillance Ifremer « ROCCH » dans la chair des mollusques sur le littoral français. C'est dans ce contexte que l'institut a mis récemment en évidence une augmentation des concentrations en HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon durant les 20 dernières années, sans dépassement des normes européennes. Cette étude a pour objectif de répondre aux questions soulevées par ce constat. Dans un premier temps, un état des lieux exhaustif de la contamination de la lagune par ces composés a permis de confirmer les observations de l'Ifremer. De plus, les HAP ont principalement été détectés dans les secteurs orientaux de la lagune. On les retrouve dans tous les compartiments du Bassin (biota, sédiments, colonne d'eau) et ils présentent majoritairement une origine pyrolytique, ce qui indique un lien fort avec les activités anthropiques émettrices de HAP. Ces activités ont donc été investiguées en partenariat avec les acteurs du territoire afin de les hiérarchiser. Des calculs d'émissions annuelles ont permis de conclure que l'activité responsable des émissions atmosphériques les plus importantes était le chauffage au bois. Le trafic routier, les feux de forêt, l'industrie et le nautisme produisent des quantités bien moins importantes, mais significatives. Ces résultats ne permettent néanmoins pas de prédire les quantités réelles de HAP qui se déposent sur le plan d'eau, ce qui constitue une perspective intéressante à ces travaux.

**Mots clés :** Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, HAP, Bassin d'Arcachon, exploration de données, *Crassostrea gigas*, huître du Pacifique, sédiments, colonne d'eau, émissions, sources, chauffage au bois, trafic routier, nautisme, feux de forêt.

# Abstract

---

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) are monitored since 1996 by the Ifremer monitoring network "ROCCH" in mollusks' flesh on the French littoral. In this context, the institute recently evidenced an increase of PAHs levels in the Arcachon Bay oysters during the last 20 years, without exceeding the European thresholds. The objective of this study is to answer the questions raised by this previous observation. Firstly, a comprehensive review of the lagoon contamination by these compounds confirmed the Ifremer observations. Moreover, PAHs have been quantified in the eastern areas of the lagoon. They are found in every compartment of interest in the Bay (biotic, sediments, water column) and are mostly originated from pyrolytic sources, highlighting a strong association to PAHs-producing anthropic activities. These activities were therefore investigated thanks to the territory's stakeholders in order to prioritize them. Annual PAHs emissions were calculated and pointed out wood-burning heating as the first source of atmospheric PAHs in the studied area. Road traffic, forest fires, industry and nautical activities are responsible of less important emissions, but still significant. However, the real PAHs deposition upon the lagoon cannot be predicted based on these results. That represents an interesting perspective to complete this work.

**Keywords:** Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs, Arcachon Bay, data mining, *Crassostrea gigas*, Pacific oyster, sediments, water column, emissions, sources, wood heating, road traffic, nautical activity, forest fires.



# Sommaire général

<b>TABLE DES ILLUSTRATIONS.....</b>	<b>10</b>
<b>TABLE DES TABLEAUX.....</b>	<b>14</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>16</b>
1.1. <i>Rappels</i> .....	18
1.1.1.    Généralités sur les HAP .....	18
1.1.2.    Réglementation .....	21
1.2. <i>Contexte et objectifs de l'étude</i> .....	23
<b>ETAT DES LIEUX DE LA CONTAMINATION .....</b>	<b>26</b>
1.    ANALYSE DU COMPARTIMENT BIOLOGIQUE.....	28
1.1. <i>Nature et origine des données</i> .....	28
1.1.1.    Thèses de doctorat.....	28
1.1.2.    Etudes ponctuelles .....	29
1.1.3.    Suivi long terme.....	29
1.2. <i>Statistiques descriptives</i> .....	29
1.3. <i>Traitement des données</i> .....	31
1.3.1.    Généralités .....	31
1.3.2.    Remarque sur l'utilisation des huîtres engagées.....	32
1.3.3.    Prétraitement des données et gestion des « Non Détectés ».....	34
1.3.4.    Traitement des données pour l'extraction de tendances temporelles .....	35
1.3.5.    Traitement des données pour l'extraction de tendances géographiques.....	38
1.4. <i>Analyses temporelles</i> .....	41
1.4.1.    Données acquises hors période de reproduction.....	41
1.4.2.    Données comprenant la période de reproduction .....	45
1.5. <i>Analyses géographiques</i> .....	50
1.5.1.    Au niveau local .....	50
1.5.2.    Au niveau national .....	55
2.    ANALYSE DU COMPARTIMENT SEDIMENTAIRE.....	58
2.1. <i>Nature et origine des données</i> .....	58
2.1.1.    Thèses de doctorat.....	58
2.1.2.    Etudes ponctuelles .....	59
2.1.3.    Suivi long terme.....	59
2.2. <i>Statistiques descriptives</i> .....	60
2.3. <i>Traitement des données</i> .....	61
2.3.1.    Généralités .....	61
2.3.2.    Approche chronologique.....	61
2.3.3.    Approche spatiale .....	62
2.4. <i>Analyse spatiale des données « intrabassin »</i> .....	64
2.4.1.    Sans normalisation .....	64
2.4.2.    Normalisation par le carbone organique total (COT) .....	68
2.4.3.    Normalisation par la granulométrie .....	70
2.4.4.    Vue d'ensemble de la contamination « intrabassin » .....	72
2.5. <i>Analyse des données « portuaires »</i> .....	76
2.5.1.    Généralités .....	76
2.5.2.    Evolution temporelle de la contamination du port d'Arcachon .....	77
2.5.3.    Comparaison de la contamination des principaux ports du Bassin d'Arcachon.....	80
2.5.4.    Vue d'ensemble de la contamination portuaire du Bassin d'Arcachon.....	87
2.6. <i>Analyse des données « tributaires »</i> .....	90
3.    ANALYSE DE LA COLONNE D'EAU .....	96
3.1. <i>Nature et origine des données</i> .....	96

3.1.1.	Thèses de doctorat.....	96
3.1.2.	Etudes ponctuelles.....	96
3.2.	<i>Statistiques descriptives</i> .....	97
3.3.	<i>Traitement des données</i> .....	98
3.4.	<i>Analyse des données de la colonne d'eau</i> .....	99
3.4.1.	Le compartiment « dissout ».....	99
3.4.2.	Le compartiment « particulaire ».....	102
4.	SYNTHESE.....	114
4.1.	<i>Le compartiment biologique</i> .....	114
4.2.	<i>Le compartiment sédimentaire</i> .....	115
4.3.	<i>La colonne d'eau</i> .....	117
4.4.	<i>Facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration</i> .....	118
4.5.	<i>Lien potentiel de la contamination avec la variabilité du captage</i> .....	121
4.5.1.	Le captage naturel.....	121
4.5.2.	Impact potentiel de la présence de HAP.....	123
	<b>BILAN DES SOURCES.....</b>	<b>126</b>
1.	GENERALITES ET DEMARCHE ADOPTEE.....	128
2.	APPROCHE MOLECULAIRE.....	130
2.1.	<i>Etude des empreintes moléculaires</i> .....	130
2.2.	<i>Le calcul d'indices pour le diagnostic des sources</i> .....	132
2.2.1.	Dans les huîtres.....	132
2.2.2.	Dans les sédiments.....	133
2.2.3.	Dans les particules.....	134
2.2.4.	Dans la phase dissoute.....	135
2.3.	<i>Synthèse de l'approche moléculaire</i> .....	136
3.	LES SOURCES DE HAP DANS LE BASSIN D'ARCACHON.....	138
3.1.	<i>Apports liés à l'activité nautique</i> .....	138
3.1.1.	Généralités.....	138
3.1.2.	Méthodologie.....	139
3.1.3.	Le cas du Bassin d'Arcachon.....	148
3.2.	<i>Apports liés au transport routier</i> .....	153
3.2.1.	Généralités.....	153
3.2.2.	Méthodologie.....	153
3.2.3.	Le cas du Bassin d'Arcachon.....	155
3.3.	<i>Apports liés aux secteurs résidentiels et tertiaires</i> .....	157
3.3.1.	Généralités.....	157
3.3.2.	Note sur le « bois – énergie ».....	158
3.3.3.	Méthodologie.....	160
3.3.4.	Le cas du Bassin d'Arcachon.....	161
3.4.	<i>Apports liés aux feux de forêt</i> .....	167
3.4.1.	Généralités.....	167
3.4.2.	Méthodologie.....	168
3.4.3.	Le cas des Landes de Gascogne.....	175
3.4.4.	Le cas du Bassin d'Arcachon.....	176
3.5.	<i>Apports liés aux usages industriels</i> .....	180
3.5.1.	Aspects réglementaires.....	180
3.5.2.	Estimation des émissions industrielles de HAP.....	181
3.6.	<i>Apports liés aux pluies</i> .....	183
3.6.1.	Généralités.....	183
3.6.2.	Contamination par les HAP des eaux de ruissellement.....	184
	<b>SYNTHESE GENERALE.....</b>	<b>188</b>
1.	PRESENCE DES HAP DANS LE BASSIN D'ARCACHON.....	188

1.1.	<i>Bilan</i> .....	188
1.2.	<i>Limites de l'approche adoptée et perspectives</i> .....	189
1.2.1.	Aspects méthodologiques .....	190
1.2.2.	Les matrices étudiées .....	190
2.	LES SOURCES DES HAP.....	192
2.1.	<i>Bilan des estimations d'émissions</i> .....	192
2.2.	<i>Limites de l'approche adoptée et perspectives</i> .....	194
2.2.1.	Aspects méthodologiques .....	194
2.3.	<i>Entrées potentielles des HAP dans l'écosystème</i> .....	196
3.	CONCLUSION.....	198
	<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	<b>200</b>





# Table des illustrations

---

---

Figure 1 : Schéma simplifié du cycle des HAP dans le Bassin d'Arcachon. ....	19
Figure 2 : HAP classés prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau. ....	22
Figure 3 : Evolution des niveaux de HAP mesurés dans les huîtres du Bassin d'Arcachon par le ROCCCH (d'après (Auby et al., 2013). ....	23
Figure 4 : Répartition dans le temps et l'espace des analyses dans le compartiment biologique. ....	30
Figure 5 : Constitution des matrices de données "hors reproduction" et "avec reproduction". ....	31
Figure 6 : Variabilité des masses des organismes sauvages prélevées dans le cadre de la thèse d'Alexia Crespo entre 2008 et 2009. ....	32
Figure 7 : Comparaison des contaminations respectives en HAP entre huîtres sauvages et cultivées de masses équivalentes. ....	33
Figure 8 : Schéma récapitulatif de la démarche adoptée pour la réalisation des matrices de données "biota". ....	36
Figure 9 : Carte des stations RNO/ROCCH employées pour l'analyse géographique nationale des données "biota". ....	39
Figure 10 : Variabilité des niveaux de HAP dans les huîtres (somme en ng/g, ps) du Bassin d'Arcachon - données acquises hors période de reproduction. ....	44
Figure 11 : Niveaux moyens de HAP (somme totale en ng/g, ps) dans les huîtres du Bassin d'Arcachon - données acquises hors période de reproduction (moyenne $\pm$ ET) ....	44
Figure 12 : Variabilité des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (somme en ng/g, ps) - données acquises en dehors et durant la période de reproduction. ....	49
Figure 13 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (somme totale en ng/g, ps) - données acquises hors et durant la période de reproduction (moyenne $\pm$ ET) ....	49
Figure 14 : Variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 – 2012 (Données acquises hors période de reproduction). ....	51
Figure 15 : Variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 – 2013 (Données acquises avec la période de reproduction). ....	52
Figure 16 : Bilan des variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur les deux périodes d'intérêt (1/2). ....	53
Figure 17 : Bilan des variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur les deux périodes d'intérêt (2/2). ....	54
Figure 18 : Comparaison de la contamination en HAP des huîtres sauvages du Bassin d'Arcachon avec les principaux milieux côtiers surveillés par l'Ifremer sur la période 2005 – 2013. ....	56
Figure 19 : Répartition dans le temps et l'espace des prélèvements concernant le compartiment sédimentaire. ..	60
Figure 20 : Résumé des analyses réalisées pour le compartiment sédimentaire. ....	62
Figure 21 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène (ng/g, ps) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - sans normalisation préalable. ....	64
Figure 22 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g, ps) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - sans normalisation préalable. ....	65
Figure 23 : Comparaison de la contamination entre des sédiments sableux et sablo-vaseux au niveau du Banc d'Arguin sur la période 2005 - 2014. ....	66
Figure 24 : Comparaison de la contamination entre divers sédiments issus de la zone 3 sur la période 2005 - 2014. ....	66
Figure 25 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène (ng/g de carbone organique) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - normalisation par le COT. ....	68
Figure 26 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g de carbone organique) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - normalisation par le COT. ....	69
Figure 27 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène (ng/g de sédiment inférieur à 63 $\mu$ m) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - normalisation par la granulométrie. ....	70
Figure 28 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g de sédiment inférieur à 63 $\mu$ m) des sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 - 2014, après normalisation par la granulométrie. ....	71

Figure 29 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène dans les sédiments issus du port d'Arcachon - sans normalisation et avec normalisation par le COT et la granulométrie. ....	77
Figure 30 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) dans les sédiments issus du port d'Arcachon - sans normalisation et avec normalisation par le COT et la granulométrie. ....	78
Figure 31 : Variabilité des niveaux de BaP mesurés dans les vases des principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - sans normalisation. ....	80
Figure 32 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - sans normalisation. ....	81
Figure 33 : Variabilité des niveaux de BaP mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par le carbone organique total. ....	83
Figure 34 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par le carbone organique total. ....	84
Figure 35 : Variabilité des niveaux de BaP mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par la granulométrie. ....	85
Figure 36 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) mesurée dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par la granulométrie. ....	86
Figure 37 : Variabilité des niveaux de BaP dans les sédiments issus des tributaires du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 - 2012. ....	90
Figure 38 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) dans les sédiments issus des tributaires du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 - 2012. ....	91
Figure 39 : Répartition des analyses dans le temps et l'espace pour les compartiments dissouts et particulaires. ....	97
Figure 40 : Variabilité des niveaux de fluoranthène dissout (ng/L) dans le Bassin d'Arcachon (période 1999 – 2012). ....	99
Figure 41 : Variabilité des niveaux de pyrène dissout (ng/L) dans le Bassin d'Arcachon (période 1999 – 2012). ....	100
Figure 42 : Variabilité des niveaux de HAP dissouts (ng/L) dans le Bassin d'Arcachon (période 1999 – 2012). ....	101
Figure 43 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/g, ps) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010). ....	102
Figure 44 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/L) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010). ....	103
Figure 45 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g, ps) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010). ....	104
Figure 46 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/L) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010). ....	105
Figure 47 : Niveaux moyens ( $\pm$ ES) de MES dans les prélèvements réalisés dans le Bassin d'Arcachon entre 2002 et 2010. ....	105
Figure 48 : Variabilité des niveaux de MES lors des prélèvements de particules réalisés dans le Bassin d'Arcachon entre 2002 et 2010. ....	106
Figure 49 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/g, ps) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009). ....	108
Figure 50 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/L) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009). ....	109
Figure 51 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g, ps) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009). ....	110
Figure 52 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/L) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009). ....	111
Figure 53 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment biologique par les HAP. ....	114
Figure 54 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment sédimentaire par les HAP. ....	116
Figure 55 : Relation entre le log $K_{ow}$ et la solubilité dans l'eau de certains HAP (Gert-Jan de Maagd et al., 1998). ....	117
Figure 56 : Facteurs de bioaccumulation moyens pour les sédiments et les particules et facteurs de bioconcentration pour la somme Fluo + Pyr entre 2005 et 2012. ....	119
Figure 57 : Planche de détermination des stades larvaires chez l'huître creuse, <i>Crassostrea gigas</i> , d'après le rapport annuel VeLyGer 2015 (Pouvreau, 2015). ....	121
Figure 58 : Variabilité interannuelle du captage naturel dans les différents centres naisseurs français d'après le rapport annuel VeLyGer 2015 (Pouvreau, 2015). ....	122

Figure 59 : Schéma récapitulatif des principaux facteurs impliqués dans la régulation du captage chez <i>Crassostrea gigas</i> dans le Bassin d'Arcachon.....	123
Figure 60 : Carte des territoires administratifs considérés dans le cadre de cette étude.....	129
Figure 61 : Empreintes moléculaires des matrices solides étudiées (moyennes $\pm$ ET) sur la période 2005 - 2012. .....	131
Figure 62 : Représentation combinée des indices Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP) pour les huîtres sur la période 2005 – 2013 (moyennes $\pm$ ET).....	133
Figure 63 : Représentation combinée des indices Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP) pour les sédiments sur la période 2005 – 2012 (moyennes $\pm$ ET).....	134
Figure 64 : Représentation combinée des indices Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP) pour les particules sur la période 2005 – 2012 (moyennes $\pm$ ET).....	134
Figure 65 : Variations géographiques du rapport Fluo / (Fluo + Pyr) entre les zones d'étude sur la période 2005 – 2012 (moyenne $\pm$ ET). ....	136
Figure 66 : Exemple d'empreinte moléculaire associée à la combustion de bois (mesures réalisées dans des sédiments, adapté de Page et al., 1999).....	136
Figure 67 : Localisation géographique des stations d'avitaillement pour la plaisance sur le Bassin d'Arcachon.	142
Figure 68 : Volumes de carburants totaux vendus aux professionnels sur le Bassin d'Arcachon de 2003 à 2015 (données fournies par la coopérative maritime d'Arcachon). ....	143
Figure 69 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques de plaisance ou professionnelles en 2005 (d'après les volumes de carburants fournis par Lauthère, 2006). ....	148
Figure 70 : Extrait du guide OMINEA sur l'influence de différents paramètres sur les émissions de contaminants (CITEPA, 2014a). ....	150
Figure 71 : Bilan des émissions de HAP liées aux activités nautiques et des usages sur le Bassin d'Arcachon.	152
Figure 72 : Extrait de la carte des recensements de la Circulation routière 2015 de la Gironde. ....	156
Figure 73 : Historique des émissions françaises (en tonnes) des 8 HAP règlementés au niveau atmosphériques par secteur d'activité (source : CITEPA, 2014b). ....	157
Figure 74 : Estimations des émissions annuelles de HAP liées aux secteurs résidentiels et tertiaires (2010 et 2012). ....	162
Figure 75 : Estimations des émissions annuelles de HAP liées au secteur résidentiel (2010 et 2012) après une modernisation partielle du parc d'équipement de chauffage au bois chez les particuliers. ....	164
Figure 76 : Estimations des émissions annuelles de HAP liées au secteur résidentiel (2010 et 2012) après une modernisation totale du parc d'équipement de chauffage au bois chez les particuliers. ....	164
Figure 77 : Diminution des émissions de HAP avec la modernisation du parc d'équipement de chauffage au bois résidentiel. ....	165
Figure 78 : Chronique des surfaces totales incendiées en France depuis les années 1980 à nos jours.....	167
Figure 79 : Situation géographique du massif landais (en vert). ....	168
Figure 80 : Cartographie des zones boisées (en vert) et imperméabilisées (en rouge) au niveau du Bassin d'Arcachon. ....	173
Figure 81 : Schéma de la démarche adoptée pour estimer les émissions de HAP liées aux feux de forêt. ....	174
Figure 82 : Emissions moyennes annuelles de HAP par les feux de forêts au niveau de la forêt des Landes dans sa totalité (basées sur les surfaces incendiées moyennes avant 2006). ....	175
Figure 83 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SIBA (basées sur les surfaces incendiées moyennes avant 2006). ....	176
Figure 84 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SYBARVAL (basées sur les surfaces incendiées moyennes avant 2006). ....	177
Figure 85 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SIBA (basées sur les surfaces incendiées moyennes 2006 - 2014). ....	178
Figure 86 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SYBARVAL (basées sur les surfaces incendiées moyennes 2006 - 2014). ....	178
Figure 87 : Principales activités recensées sur le Bassin d'Arcachon par l'iREP. ....	180
Figure 88 : Effets de l'imperméabilisation des sols sur le cycle de l'eau (source : Commission européenne, 2012) .....	183
Figure 89 : Occupation des sols en France (adapté de Bottin et al., 2014). ....	184
Figure 90 : Localisation du bassin d'infiltration associé à la place Reinhard au Cap-Ferret. ....	185

Figure 91 : Concentrations des 16 HAP de l'US-EPA mesurées dans les boues de l'ouvrage de décantation de la place Reinhard (Cap-Ferret).....	185
Figure 92 : Hiérarchisation des principales sources de HAP dans le secteur du Bassin d'Arcachon. ....	192

# Table des tableaux

Tableau 1 : Potentiel cancérigène des 16 HAP prioritaires de l'US-EPA.....	20
Tableau 2 : Différentes limites réglementaires pour les HAP en fonction de la matrice et des composés considérés.....	22
Tableau 3 : Exemple de recodage des données en présence de plusieurs LD. ....	36
Tableau 4 : Bilan des recherches de tendances (Mann-Kendall : $\alpha = 0,05$ ) dans les données de bioaccumulation obtenues hors période de reproduction.....	43
Tableau 5 : Bilan des recherches de tendances (Mann-Kendall : $\alpha = 0,05$ ) dans les données de bioaccumulation obtenues hors et durant la période de reproduction.....	48
Tableau 6 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres sauvages des écosystèmes surveillés par l'Ifremer (2005 – 2012). ....	55
Tableau 7 : Composés retenus pour les analyses du compartiment sédimentaire. ....	63
Tableau 8 : Valeurs guides (ng/g, ps) pour l'évaluation de la qualité des sédiments. ....	73
Tableau 9 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments du Bassin d'Arcachon (moyennes $\pm$ écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2005 – 2014.....	75
Tableau 10 : Extrait de l'arrêté du 9 août 2006 – niveaux réglementaires de HAP à ne pas dépasser dans les sédiments dragués. ....	76
Tableau 11 : Evolution des concentrations en HAP dans les sédiments du port d'Arcachon entre 1995 - 2004 et 2005 – 2012 - données analysées sans normalisation, avec normalisation par le COT et la granulométrie.....	79
Tableau 12 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments portuaires du Bassin d'Arcachon (moyennes $\pm$ écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2005 – 2014 – 1/2.....	88
Tableau 13 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments portuaires du Bassin d'Arcachon (moyennes $\pm$ écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2005 – 2014 – 2/2. ....	89
Tableau 14 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments des tributaires du Bassin d'Arcachon (moyennes $\pm$ écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2006 – 2009 – (1/2).....	93
Tableau 15 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments des tributaires du Bassin d'Arcachon (moyennes $\pm$ écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2006 – 2009 – (2/2).....	94
Tableau 16 : Résumé des comparaisons entre zones pour le compartiment dissout. ....	101
Tableau 17 : Résumé des comparaisons entre zones pour les particules en « intrabassin » (moyenne $\pm$ ES).....	107
Tableau 18 : Résumé des comparaisons entre tributaires pour les particules (moyenne $\pm$ ET) .....	112
Tableau 19 : Caractéristiques physico-chimiques des 4 HAP utilisés pour les calculs d'indices (d'après (Stogiannidis et Laane, 2015). ....	135
Tableau 20 : Facteurs d'émissions (mg/GJ) fournis par le CITEPA en fonction du composé émis <sup>49</sup> et du carburant utilisé (CITEPA, 2014a). ....	139
Tableau 21 : Consommations de carburants des professionnels naviguant à l'intérieur de la lagune. ....	141
Tableau 22 : Historique partiel des ventes de carburant pour la plaisance dans le Bassin d'Arcachon. ....	141
Tableau 23 : Pratiques des professionnels sur le Bassin d'Arcachon. ....	145
Tableau 24 : Paramètres sélectionnés pour estimer les pratiques des plaisanciers.....	147
Tableau 25 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques en 2005 – calcul basé sur les volumes de carburants.....	148
Tableau 26 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques sur la période 2008 – 2015 – calcul basé sur les volumes de carburants.....	149
Tableau 27 : Détail des émissions annuelles de HAP liées au secteur professionnel entre 2008 et 2015 - calcul basé sur les volumes de carburants. ....	149
Tableau 28 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques – calcul basé sur les usages (scénario 1). ....	151
Tableau 29 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques – calcul basé sur les usages (scénario 2). ....	151
Tableau 30 : Emissions annuelles de HAP liées au transport routier calculées par AIRAQ.....	155
Tableau 31 : Facteurs d'émissions des HAP en fonction de l'équipement domestique employé (source : ADEME, 2009b).....	159
Tableau 32 : Variation des facteurs d'émissions en fonction du nombre de HAP considérés et de la nature de l'équipement employé (source : CITEPA, 2003). ....	159

Tableau 33 : Facteurs d'émission employés dans le cadre de l'estimation des émissions de HAP du secteur résidentiel / tertiaire. ....	161
Tableau 34 : Détail des émissions par composés lors des études réalisés par l'INERIS sur des parcelles débroussaillées de la forêt des Landes de Gascogne. ....	169
Tableau 35 : Classes de combustibles potentiellement retrouvées dans les structures végétales de la forêt des Landes de Gascogne. ....	171
Tableau 36 : Estimation des surfaces incendiées et des masses de combustibles correspondantes pour les communes du Bassin d'Arcachon (avant 2006). ....	172
Tableau 37 : Estimation des surfaces incendiées et des masses de combustibles correspondantes pour les communes du Bassin d'Arcachon (après 2006). ....	173
Tableau 38 : Estimation des émissions maximales annuelles des 8 HAP « Aarhus étendu » par les installations du site papetier de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin. ....	182
Tableau 39 : Estimation des émissions maximales annuelles des 4 HAP « Aarhus » par les installations du site papetier de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin. ....	182
Tableau 40 : Récapitulatif des calculs d'émissions réalisés en fonction des différentes modalités de calculs. ...	193
Tableau 41 : Hiérarchisation des principales sources de HAP en fonction des dépôts atmosphériques. ....	197



# Introduction

---



## 1.1. Rappels

---

### 1.1.1. Généralités sur les HAP

---

#### 1.1.1.1. Origines

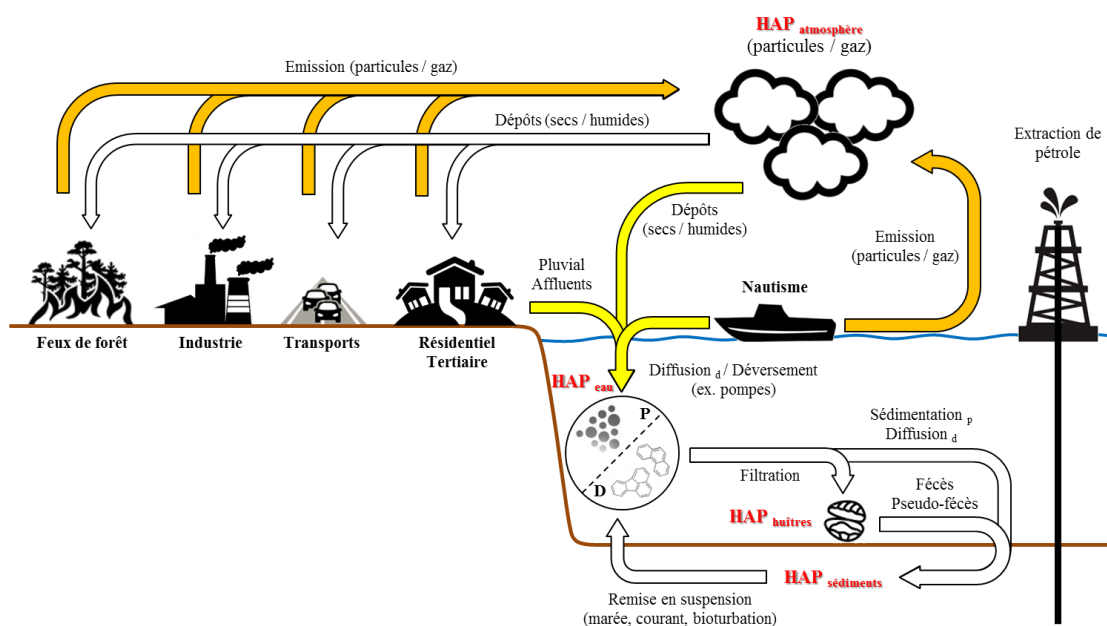
Les Hydrocarbure Aromatiques Polycycliques (HAP) forment une famille de molécules composées de carbone et d'hydrogène dont la structure tridimensionnelle est planaire. Ils sont issus de la fusion de deux ou plusieurs anneaux aromatiques (Boehm, 2005). La littérature rapporte plus de 10 000 structures différentes (Crespo, 2009) en fonction du nombre et de la position des cycles aromatiques, ou de la présence d'hétéroatomes tels que le soufre (ex. Dibenzothiophène). Les HAP peuvent être classés selon leur mode de formation (Boehm, 2005; Neff et al., 2005) :

- **Pétrogénique** : Il s'agit de la formation des HAP en profondeur dans les sols. Ces processus résultent de l'enfouissement de la matière organique et de sa maturation à l'échelle des temps géologiques dans des conditions de température et de pression très élevées (100 – 300°C) ; les HAP formés de cette manière se retrouvent typiquement dans les pétroles bruts et les charbons (combustibles fossiles). Ce mode de formation induit en général une forte abondance de composés légers comportant 2 à 4 cycles benzéniques (naphtalène, fluorène, phénanthrène, chrysène) et leurs formes alkylées (méthyl-naphtalènes) qui sont par ailleurs dominantes par rapport aux « composés parents ». L'origine des HAP pétrogéniques peut être naturelle (suintements marins, érosion d'argiles couvrant des gisements pétrolifères) ou anthropique (déversements accidentels liés à l'extraction de pétrole brut ou au remplissage de réservoirs, dégazages des navires...).

- **Pyrolytique** : Les HAP formés de cette manière sont produits à haute température (>500°C) pendant la combustion incomplète et rapide de la matière organique. L'air et les particules produits suite à l'utilisation de combustibles fossiles (essence, diesel, pétrole, charbon) ou renouvelables (biomasse – bois, paille) sont chargés en HAP pyrolytiques. Ce mode de formation induit la production d'un cortège moléculaire riche en composés de masse élevée (4 à > 6 cycles benzéniques). De plus, les hautes températures impliquées dans ces processus tendent à détruire les HAP alkylés plus réactifs ce qui induit une dominance des HAP « parents » (à l'inverse des cortèges pétrogéniques). Les HAP pyrolytiques peuvent également être d'origine naturelle (volcanisme, feux de brousse, feux de forêt...).

- **Diagénétique** : La maturation de la matière organique dans les sédiments à faible température (< 70°C) et faible pression conduit également à la formation de HAP. Ces processus interviennent durant les stades précoces de la diagénèse (transformation des sédiments meubles en roches dures) en absence d'oxygène et peuvent ou non faire intervenir l'action de microorganismes. Des composés emblématiques de ce mode de formation sont le perylène (5 cycles), le retène (3 cycles) et certains phénanthrènes alkylés potentiellement issus de la déshydrogénation de précurseurs biogéniques (acide abiétique, pimarique, précurseurs di- ou triterpéniques issus des végétaux terrestres).

On peut conclure au regard de ces éléments que les HAP sont des **contaminants ubiquistes**. Leur cycle dans les milieux naturels peut être complexe (Figure 1), et leur origine diffuse car liée à de nombreuses sources. Les études précédentes réalisées sur le Bassin d'Arcachon confirment néanmoins que les HAP présents dans cet écosystème sont **majoritairement d'origine pyrolytique** (Baumard et al., 2001; Pascale Baumard et al., 1998; Crespo, 2009; Devier et al., 2005) et donc en lien avec les activités anthropiques.



**Figure 1 : Schéma simplifié du cycle des HAP dans le Bassin d'Arcachon.**

Les flèches orange symbolisent les entrées des HAP dans l'atmosphère, les flèches jaunes symbolisent les entrées directes dans le compartiment aquatique. Les lettres « P » et « D » signifient « Particulaire » et « Dissout ».

#### 1.1.1.2. Risque pour la santé humaine

Le caractère ubiquiste de ces composés induit une exposition importante du « Vivant ». Les activités de respiration, de nutrition, ou un simple contact sont susceptibles de provoquer l'adsorption ou l'absorption des HAP qui pourront exercer ou non un effet toxique (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Le risque pour la santé humaine de ces composés a été évalué par le CIRC<sup>2</sup> qui les a classé en fonction de leur potentiel cancérigène. Ce paramètre est régulièrement réévalué et mis à jour par le centre ; le Tableau 1 présente un extrait de ce classement pour les 16 HAP classés prioritaires par l'agence gouvernementale américaine de protection de l'environnement (US-EPA<sup>3</sup>). La totalité des données de classification peut être consultée en ligne sur le site de l'IARC (International Agency for Research on Cancer, ou CIRC en français) à l'adresse suivante : <http://monographs.iarc.fr/> rubrique « classifications » (consultée le 2 décembre 2016).

D'après l'IARC, le groupe 1 correspond aux composés cancérigènes avérés, le groupe 2A aux composés « cancérigènes probables », le groupe 2B aux composés « cancérigènes possibles » et le groupe 3 aux composés inclassables. Les groupes 2A et 2B se distinguent par l'existence (2A) ou non (2B) de preuves suffisantes de cancérigénicité chez l'animal. Dans les deux cas, les preuves de cancérigénicité chez l'Homme sont limitées.

La classification Union Européenne correspond également à une estimation de la cancérigénicité des composés. Elle a été établie dans la démarche d'harmonisation « CLP » (classification, étiquetage et emballage) qui depuis 2015 impose d'afficher clairement les risques associés à une substance ou à un mélange de substance avant sa mise sur le marché. Le groupe 1A indique une substance cancérigène avérée pour l'Homme, une substance de type 1B doit être assimilée à une substance cancérigène (forte présomption de causalité) et une substance de type 2 présente de « possibles effets cancérigènes ». Ces informations peuvent être consultées sur le site de l'Agence Européenne des Produits Chimiques (ou ECHA pour European Chemical Agency) <https://echa.europa.eu/>.

<sup>2</sup> Centre International de Recherche sur le Cancer.

<sup>3</sup> United States – Environmental Protection Agency.

HAP prioritaire US - EPA	N° CAS <sup>4</sup>	Groupe CIRC	Année de réévaluation	Groupe UE
Acénaphène	83-32-9	3	2010	
Acénaphthylène	208-96-8			
Anthracène	120-12-7	3	2010	
Benzo(a)anthracène	56-55-3	2B	2010	1B
Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	2B	2010	1B
Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	2B	2010	1B
Benzo(g,h,i)pérylène	191-24-2	3	2010	
Benzo(a)pyrène	50-32-8	1	2012	1B (C. M. R.)
Chrysène	218-01-9	2B	2010	1B (C.) 2 (M.)
Dibenzo(a,h)anthracène	53-70-3	2A	2010	1B
Fluoranthène	206-44-0	3	2010	
Fluorène	86-73-7	3	2010	
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	193-39-5	2B	2010	
Naphtalène	91-20-3	2B	2002	2
Phénanthrène	85-01-8	3	2010	
Pyrène	129-00-0	3	2010	

**Tableau 1 : Potentiel cancérigène des 16 HAP prioritaires de l'US-EPA.**

US-EPA : United States – Environmental Protection Agency ; CAS : Chemical Abstract Service registration number ; CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC en anglais). C. M. R. signifie « Cancérigène », « Mutagène », « Reprotoxique ».

De manière générale, des contaminants tels que les HAP sont simultanément assimilés, métabolisés, stockés et excrétés (American Petroleum Institute - Health and Environmental Sciences Department, 1997) ; leur niveau dans l'organisme et les effets toxiques associés rendent donc compte d'un **équilibre entre ces différents processus**. De nombreux paramètres tels que la croissance, le stade de vie, l'espèce, ou les stocks de lipides peuvent influencer ces paramètres.

En ce qui concerne les problématiques environnementales, certains organismes tels que les bivalves (huîtres, moules...) sont connus pour présenter des capacités de métabolisation plutôt faibles (Bustamante et al., 2012), favorisant donc le stockage des HAP. Leur niveau de contamination rend ainsi compte du niveau d'exposition ce qui est utile en bio-surveillance et présente une grande pertinence dans le cadre de cette étude. Ce concept est à la base des réseaux de surveillances tels que le ROCCH (Ifremer) ou de nombreuses études universitaires.

<sup>4</sup> Chemical Abstract Service registry number

## 1.1.2. Réglementation

---

Leur toxicité avérée pour l'Homme et les milieux naturels a valu le statut de « substance prioritaire » à 8 HAP dans le cadre de la DCE<sup>5</sup> (dont 6 identifiés comme « substances dangereuses prioritaires<sup>6</sup> »). Ces composés sont présentés dans la Figure 2. Cette directive européenne établit des seuils à ne pas dépasser dans l'eau et le « Biote » : les NQE<sup>7</sup>. Ces normes ont pour objectif la protection de l'environnement. Tous les composés réglementés dans l'eau ne le sont cependant pas forcément dans le compartiment biologique ; c'est le cas de l'anthracène, du naphthalène, du benzo(b)fluoranthène, du benzo(k)fluoranthène et du benzo(g,h,i)pérylène.

D'autres normes sont également en vigueur dans le cadre de la surveillance des denrées alimentaires<sup>8</sup>, ce qui permet de statuer sur leur consommabilité. Ces normes varient d'un produit à l'autre et peuvent être redondantes avec les NQE imposées par la DCE ; c'est le cas pour le benzo(a)pyrène dont la NQE Biote et la norme de consommabilité est de 5 µg/g, pf (Tableau 2). Au niveau sanitaire, seuls deux « paramètres HAP » sont suivis dans les mollusques bivalves : Le benzo(a)pyrène et la somme « benzo(a)anthracène + benzo(a)pyrène + benzo(k)fluoranthène + chrysène ».

Le suivi de la qualité de l'air impose également l'étude des niveaux de HAP, et répond à une réglementation parallèle. En Europe, les niveaux de BaP sont limités à 1 ng/m<sup>3</sup> d'air par exemple<sup>9</sup> (moyenne calculée sur l'année civile du contenu de la fraction PM<sub>10</sub>).

Le protocole Aarhus (au Danemark) sur les polluants organiques persistants ratifié en 1998 engage par ailleurs les pays signataires à réduire leurs émissions de HAP par rapport à celles de 1990. Les 4 composés sélectionnés pour la réalisation d'inventaires dans ce contexte sont : **le benzo(a)pyrène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène**. La Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe a par ailleurs publié un document guide décrivant les meilleures techniques disponibles pour limiter l'émission atmosphérique de ces composés à partir des grandes sources fixes (industrie, secteur résidentiel... UNECE, 2009).

D'après le CITEPA<sup>10</sup> (<https://www.citepa.org>) différents arrêtés dont celui du 2 février 1998 (JO n° 52 du 3 mars 1998) « relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des ICPE<sup>11</sup> soumises à autorisation » modifié par l'arrêté du 17 juin 2014 (JO n°154 du 5 juillet 2014) imposent la surveillance des HAP dans l'air selon les modalités définies par l'arrêté du 7 juillet 2009 (JO n° 209 du 10 septembre 2009) « relatif aux modalités d'analyse dans l'air et dans l'eau dans les ICPE et aux normes de référence ». **Les composés concernés sont ceux du protocole Aarhus mais aussi le fluoranthène, le benzo(g,h,i)pérylène, le dibenzo(a,h)anthracène et le benzo(a)anthracène**, comme défini dans la **norme AFNOR NF X 43-329**. Ces 8 composés représentent la famille des HAP sur le plan de la cancérogénèse.

---

<sup>5</sup> DCE : Directive Cadre sur l'Eau. Voir la Décision n° 2455/2001/CE du Parlement Européen et du Conseil du 20/11/2001 parue dans le JOCE L 331/1 du 15/12/2001.

<sup>6</sup> Ces 6 composés sont : anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3-c,d)pyrène, benzo(g,h,i)pérylène.

<sup>7</sup> Normes de Qualité Environnementale. Voir la Directive 2013/39/UE du Parlement Européen et du Conseil du 12 août 2013 (modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE) parue dans le JOUE L 226/1 du 24 août 2013.

<sup>8</sup> Voir le Règlement (UE) n° 835/2011 de la Commission du 19 août 2011 paru dans le JOUE L 215/4 du 20/08/2011.

<sup>9</sup> Voir la Directive n° 2004/107/CE du Parlement Européen et du Conseil du 15 décembre 2004 parue dans le JOUE L 23/3 du 26 janvier 2005.

<sup>10</sup> Centre Interprofessionnel et Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique.

<sup>11</sup> Installation Classée pour la Protection de l'Environnement.

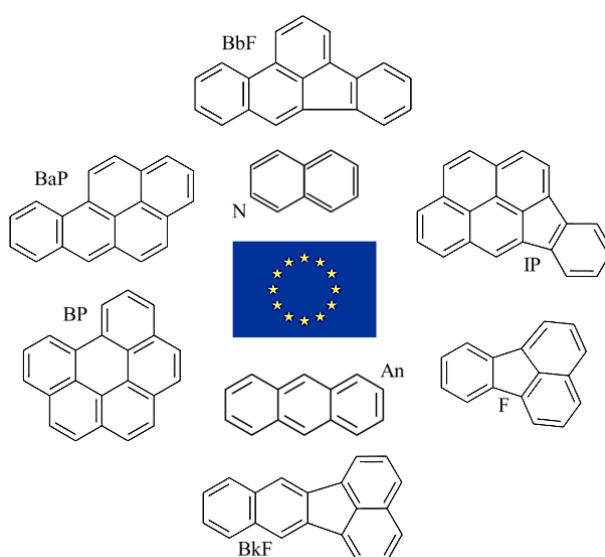


Ce suivi de ces 8 composés est par exemple préconisé dans le cas de l'arrêté du 11 août 1999 « relatif à la réduction des émissions polluantes des moteurs et turbines à combustion ainsi que des chaudières utilisées en postcombustion soumis à autorisation sous la rubrique 2910 de la Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement » paru dans le JORF n°281 du 4 décembre 1999 (p. 18076, texte n° 27).

Composé(s)	Type	Matrice	Niveau
<b>Benzo(a)pyrène</b>	NQE Biote	Crustacés et mollusques	5 µg/kg, pf
	NQE - MA	« Autres » eaux de surface	1,7.10 <sup>-4</sup> µg/L
	NQE - CMA		0,027 µg/L
	<b>Benzo(a)anthracène + Benzo(a)pyrène + Benzo(b)fluoranthène + Chrysène</b>	Alimentaire	Mollusques bivalves (frais, réfrigérés ou congelés)
30 µg/kg, pf			
<b>Anthracène</b>	NQE - MA	« Autres » eaux de surface	0,1 µg/L
	NQE - CMA		
<b>Fluoranthène</b>	NQE Biote	Crustacés et mollusques	30 µg/kg, pf
	NQE - MA	« Autres » eaux de surface	0,0063 µg/L
	NQE - CMA		0,12 µg/L
<b>Naphtalène</b>	NQE - MA	« Autres » eaux de surface	2 µg/L
	NQE - CMA		130 µg/L
<b>Benzo(b)fluoranthène</b>	NQE - CMA	« Autres » eaux de surface	0,017 µg/L
<b>Benzo(k)fluoranthène</b>			8,2.10 <sup>-4</sup> µg/L
<b>Benzo(g,h,i)pérylène</b>			

**Tableau 2 : Différentes limites réglementaires pour les HAP en fonction de la matrice et des composés considérés.**

*NQE* – norme de qualité environnementale ; *MA* – moyenne annuelle ; *CMA* – concentration maximale admissible ; « autres eaux de surfaces » : hors eaux de surface intérieures (lacs, rivières ou plan d'eaux artificielles) ; *pf* – poids frais.



**Figure 2 : HAP classés prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau.**

*N* – naphtalène, *An* – anthracène, *F* – fluoranthène, *BaP* – benzo(a)pyrène, *B(b ou k)F* – benzo(b ou k)fluoranthène, *IP* – Indéno(1,2,3-cd)pyrène, *BP* – benzo(g,h,i)pérylène.

## 1.2. Contexte et objectifs de l'étude

Depuis une vingtaine d'années, les réseaux de surveillance de l'Ifremer (RNO et ROCCH<sup>12</sup>) ont permis de suivre les niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon. Un rapport de l'institut paru en 2013<sup>13</sup> faisait le bilan de ce suivi et indiquait une augmentation notable des concentrations de HAP au niveau de deux stations de la lagune : Comprian et Jacquets. Le troisième site d'étude du Cap Ferret en revanche ne présentait pas cette hausse des niveaux de HAP (Figure 3).

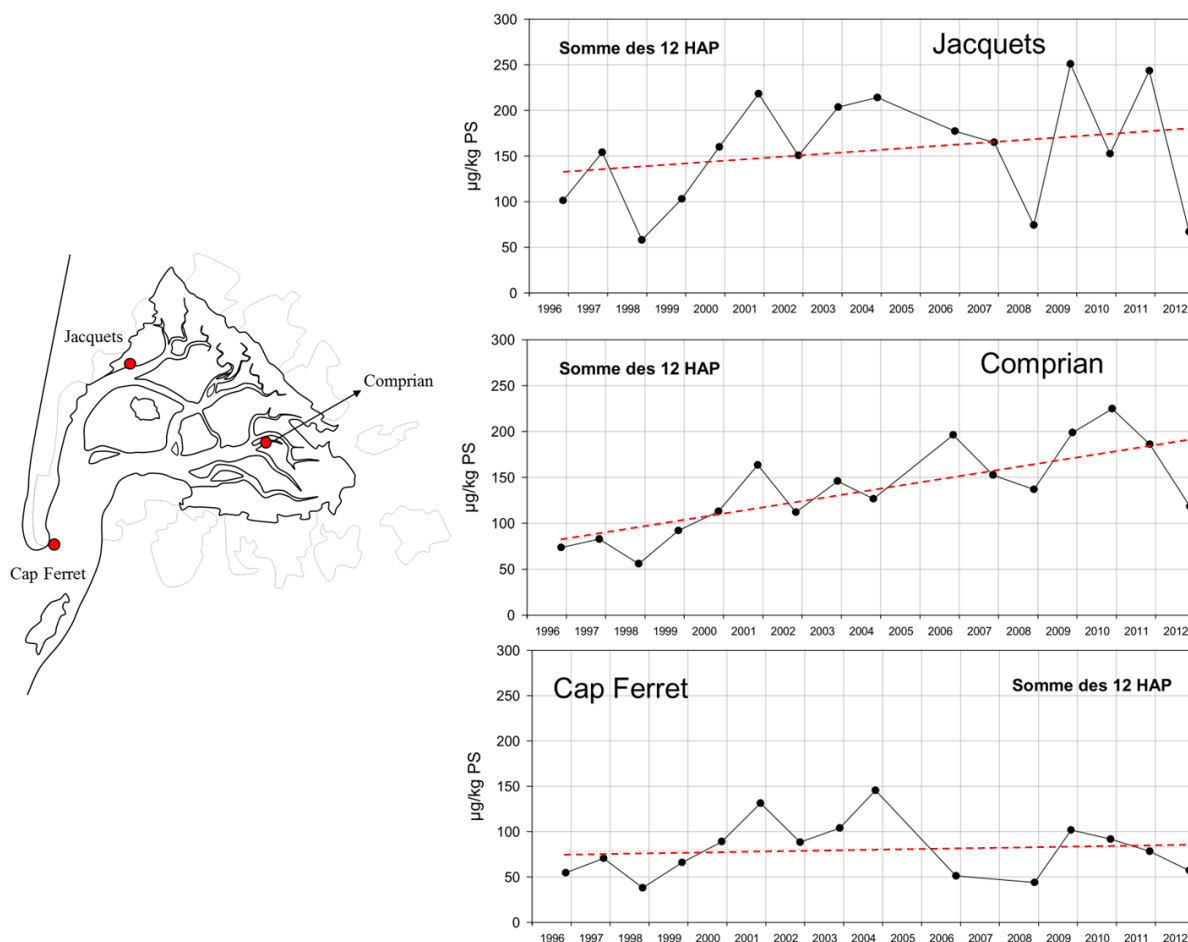


Figure 3 : Evolution des niveaux de HAP mesurés dans les huîtres du Bassin d'Arcachon par le ROCCCH (d'après (Auby et al., 2013)).

Dans ce contexte, l'inquiétude des professionnels (ostréiculteurs notamment) et des gestionnaires s'est naturellement portée sur l'évolution de cette contamination et sur une éventuelle atteinte des limites réglementaires européennes (NQE – voir Tableau 2) dans le futur. Le dépassement de ces seuils pourrait en effet impacter leurs activités et représenter un problème sanitaire.

De plus, l'Ifremer soulève la question du lien éventuel entre les HAP et les retards « de ponte » de plus en plus importants observés dans leurs études ou avec la variabilité interannuelle du captage dont sont victimes les ostréiculteurs.

<sup>12</sup> Réseau National d'Observation et Réseau d'Observation de la Contamination CHimique.

<sup>13</sup> Auby, I., Trut, G., Gouriou, L., Oger-Jeanneret, H., 2013. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans les huîtres du Bassin d'Arcachon. Comparaison avec les teneurs mesurées dans les autres masses d'eau du bassin Adour Garonne. Réflexions établies sur la base de l'exploitation des données RNO, ROCCH, DCE.

L'objectif de l'étude est donc multiple :

- (1) Consolider les données de contamination du compartiment biologique fournies par l'Ifremer à l'aide d'autres sources afin de valider les tendances détectées.
- (2) Réaliser en complément un état des lieux exhaustif de la contamination du Bassin d'Arcachon dans les autres compartiments (sédiments et colonne d'eau).
  - a. Etudier si possible l'évolution temporelle de cette contamination.
  - b. Etudier si possible la variabilité spatiale de cette contamination.
- (3) Fournir un bilan aussi exhaustif que possible des sources de HAP dans le secteur du Bassin d'Arcachon.
  - a. Identifier les sources locales de HAP et les quantifier.
  - b. Etudier si possible l'évolution temporelle de ces sources.
  - c. Hiérarchiser les sources de HAP identifiées.
  - d. Identifier des pistes de gestion limitant les apports de HAP dans le lagune.
  - e. Mettre en œuvre des opérations de sensibilisation visant à limiter l'émission des HAP dans le secteur Bassin d'Arcachon.



# Etat des lieux de la contamination

---

---

1.	ANALYSE DU COMPARTIMENT BIOLOGIQUE.....	28
1.1.	<i>Nature et origine des données</i> .....	28
1.1.1.	Thèses de doctorat.....	28
1.1.2.	Etudes ponctuelles .....	29
1.1.3.	Suivi long terme.....	29
1.2.	<i>Statistiques descriptives</i> .....	29
1.3.	<i>Traitement des données</i> .....	31
1.3.1.	Généralités .....	31
1.3.2.	Remarque sur l'utilisation des huîtres encagées.....	32
1.3.3.	Prétraitement des données et gestion des « Non Détectés ».....	34
1.3.4.	Traitement des données pour l'extraction de tendances temporelles .....	35
1.3.4.1.	Démarche adoptée .....	35
1.3.4.2.	Note sur la méthode « Mann-Kendall ».....	35
1.3.4.3.	Préparation des données pour le test de Mann-Kendall .....	36
1.3.4.4.	Les HAP choisis et les types de résultats produits .....	37
1.3.5.	Traitement des données pour l'extraction de tendances géographiques.....	38
1.3.5.1.	Démarche adoptée .....	38
1.3.5.2.	Les HAP choisis et les types de résultats produits .....	40
1.4.	<i>Analyses temporelles</i> .....	41
1.4.1.	Données acquises hors période de reproduction.....	41
1.4.2.	Données comprenant la période de reproduction .....	45
1.5.	<i>Analyses géographiques</i> .....	50
1.5.1.	Au niveau local .....	50
1.5.2.	Au niveau national .....	55
2.	ANALYSE DU COMPARTIMENT SEDIMENTAIRE.....	58
2.1.	<i>Nature et origine des données</i> .....	58
2.1.1.	Thèses de doctorat.....	58
2.1.2.	Etudes ponctuelles .....	59
2.1.3.	Suivi long terme.....	59
2.2.	<i>Statistiques descriptives</i> .....	60
2.3.	<i>Traitement des données</i> .....	61
2.3.1.	Généralités .....	61
2.3.2.	Approche chronologique.....	61
2.3.3.	Approche spatiale .....	62
2.4.	<i>Analyse spatiale des données « intrabassin »</i> .....	64
2.4.1.	Sans normalisation .....	64
2.4.2.	Normalisation par le carbone organique total (COT) .....	68
2.4.3.	Normalisation par la granulométrie .....	70
2.4.4.	Vue d'ensemble de la contamination « intrabassin » .....	72
2.5.	<i>Analyse des données « portuaires »</i> .....	76
2.5.1.	Généralités .....	76
2.5.2.	Evolution temporelle de la contamination du port d'Arcachon .....	77
2.5.3.	Comparaison de la contamination des principaux ports du Bassin d'Arcachon.....	80
2.5.3.1.	Sans normalisation .....	80
2.5.3.2.	Normalisation par le Carbone Organique Total (COT) .....	83
2.5.3.3.	Normalisation par la granulométrie .....	85
2.5.4.	Vue d'ensemble de la contamination portuaire du Bassin d'Arcachon.....	87
2.6.	<i>Analyse des données « tributaires »</i> .....	90
3.	ANALYSE DE LA COLONNE D'EAU .....	96
3.1.	<i>Nature et origine des données</i> .....	96

3.1.1.	Thèses de doctorat.....	96
3.1.2.	Etudes ponctuelles.....	96
3.2.	<i>Statistiques descriptives</i> .....	97
3.3.	<i>Traitement des données</i> .....	98
3.4.	<i>Analyse des données de la colonne d'eau</i> .....	99
3.4.1.	Le compartiment « dissout ».....	99
3.4.2.	Le compartiment « particulaire ».....	102
3.4.2.1.	Intrabassin.....	102
3.4.2.2.	Tributaires.....	108
4.	SYNTHESE.....	114
4.1.	<i>Le compartiment biologique</i> .....	114
4.2.	<i>Le compartiment sédimentaire</i> .....	115
4.3.	<i>La colonne d'eau</i> .....	117
4.4.	<i>Facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration</i> .....	118
4.5.	<i>Lien potentiel de la contamination avec la variabilité du captage</i> .....	121
4.5.1.	Le captage naturel.....	121
4.5.2.	Impact potentiel de la présence de HAP.....	123

# 1. Analyse du compartiment biologique

## 1.1. Nature et origine des données

Les données récoltées concernent principalement des dosages d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) réalisés dans des matrices biologiques après lyophilisation. Les paramètres accompagnateurs de taux lipidiques et d'indices de condition (IC) ont été également récupérés lorsqu'ils étaient disponibles.

Ces données ont été produites durant les 20 dernières années (1995 – 2014) et sont issues de différents organismes (*Cerastoderma edule*, *Ruditapes philipinarum*, *Mytilus edulis*, *Crassostrea gigas*) sauvages ou cultivés (opérations d'encagements).

Des sources variées ont été employées pour acquérir ces informations :

### 1.1.1. Thèses de doctorat

Pascale Baumard, 1997 « Biogéochimie des composés aromatiques dans l'environnement marin »  
Un article apparaît dans ces travaux : Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. PAHs in Arcachon Bay, France: origin and biomonitoring with caged organisms. Mar. Pollut. Bull. 36, 577 – 586.

*Des moules ont été encagées trois mois au niveau de divers sites (Entrée de la lagune, Île aux oiseaux, Arès, Andernos, Certes, Gujan, Port d'Arcachon) de novembre 1994 à février 1995, puis analysées.*

Marie-Hélène Devier, 2003 « Etude intégrée sur l'impact des différentes classes de contaminants (composés organostanniques, métaux, HAP, PCB) sur les moules. Bioaccumulation et réponses biochimiques. »

*Opérations d'encagement de moules sur des périodes de 1 mois, en 2001 – 2002, au niveau de stations diverses (Port d'Arcachon, Port de la Vigne, Grand Banc, Cap Ferret, Arguin, Barbotière, Mouleau).*

Alexia Crespo, 2009 « Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le Bassin d'Arcachon »

*Projets régions ASCOBAR en 2008 – 2009 : suivi de la contamination d'huîtres sauvages et d'huîtres encagées (Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Île aux oiseaux, Le Tès, Eyrac, Comprian et Les Jaquets pour les sauvages).*

Ninette Abou-Mrad, 2011 « Développements méthodologiques pour l'échantillonnage et l'analyse des hydrocarbures dans les systèmes aquatiques : Application dans des expérimentations en conditions semi-contrôlées et dans le milieu environnemental »

*Opération d'encagement d'huîtres diploïdes et triploïdes en été 2010 près de sites stratégiques tels que le port d'Arcachon, Île aux oiseaux, Arguin, Eyrac. Un article se trouve dans le manuscrit mais n'a pas été publié : Abou Mrad, N., Belles, A., Peluhet L., Parlanti E., Budzinski H. Measuring PAH contamination in Arcachon's Bay during summer 2010. Coupling of passive sampling approaches and biological accumulation.*

Hugues Bijoux, 2014 « Etude de l'impact toxique des contaminants chimiques du Bassin d'Arcachon sur l'huître creuse *Crassostrea gigas* ; approches *in-situ* et expérimentales »

*Opérations d'encagement d'huîtres au niveau de stations stratégiques : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Île aux oiseaux, Le Tès, Eyrac. Deux opérations ont été réalisées : une de 2010 à 2011 et une de 2011 à 2012.*

### 1.1.2. Etudes ponctuelles

---

Ifremer, 2003 « Suivi Prestige » - Etude de l'impact du naufrage sur les organismes aquatiques.

*Naufrage du Prestige le 19 novembre 2002 après avoir été remorqué pendant 4 jours. Suite à la marée noire, l'Ifremer lance des études du 5 décembre 2002 au 11 mars 2003 pour surveiller la qualité des coquillages sur le littoral français et statuer sur la possibilité de les consommer. Des coques, moules, palourdes et huîtres ont été prélevées en fonction des zones d'échantillonnage : Arguin, Ferret, Jacquets, Graouères, Grand Banc, le Tès.*

LPTC, 2004 « Suivi Prestige, 1 an après » - Etude de l'impact du naufrage sur les organismes aquatiques.

*Etude ponctuelle réalisée début 2004 (mars et mai) sur des moules sauvages prélevées en mars et en mai au niveau des stations : Mouleau, Corniche, La Chapelle, Eyrac.*

Ismaël Bernard, 2013 « Analyses spatiales des concentrations en cuivre et en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques des huîtres creuses du Bassin d'Arcachon en 2013 - Addendum aux résultats de FéLiBA »

*En complément d'études portant sur la fécondité de *Crassostrea gigas*, des analyses de HAP et de cuivre ont été réalisées dans des organismes sauvages récoltés en juin 2013 au niveau de 73 stations situées dans la lagune.*

### 1.1.3. Suivi long terme

---

Ifremer, 1996 – 2008 « Réseau National d'Observation »

Ifremer, 2008 – 2014 « Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du littoral »

*L'Ifremer a mis le RNO en place en 1976 mais le dosage des HAP n'a réellement débuté qu'en 1996. Bien que les techniques aient évoluées en même temps que la liste des composés suivis, une série de données obtenues au niveau des Jacquets, Comprian et Ferret sur 20 ans (prélèvements en novembre) est disponible. Le ROCCH correspond à une restructuration du RNO mais prolonge son action dans le temps.*

## 1.2. Statistiques descriptives

---

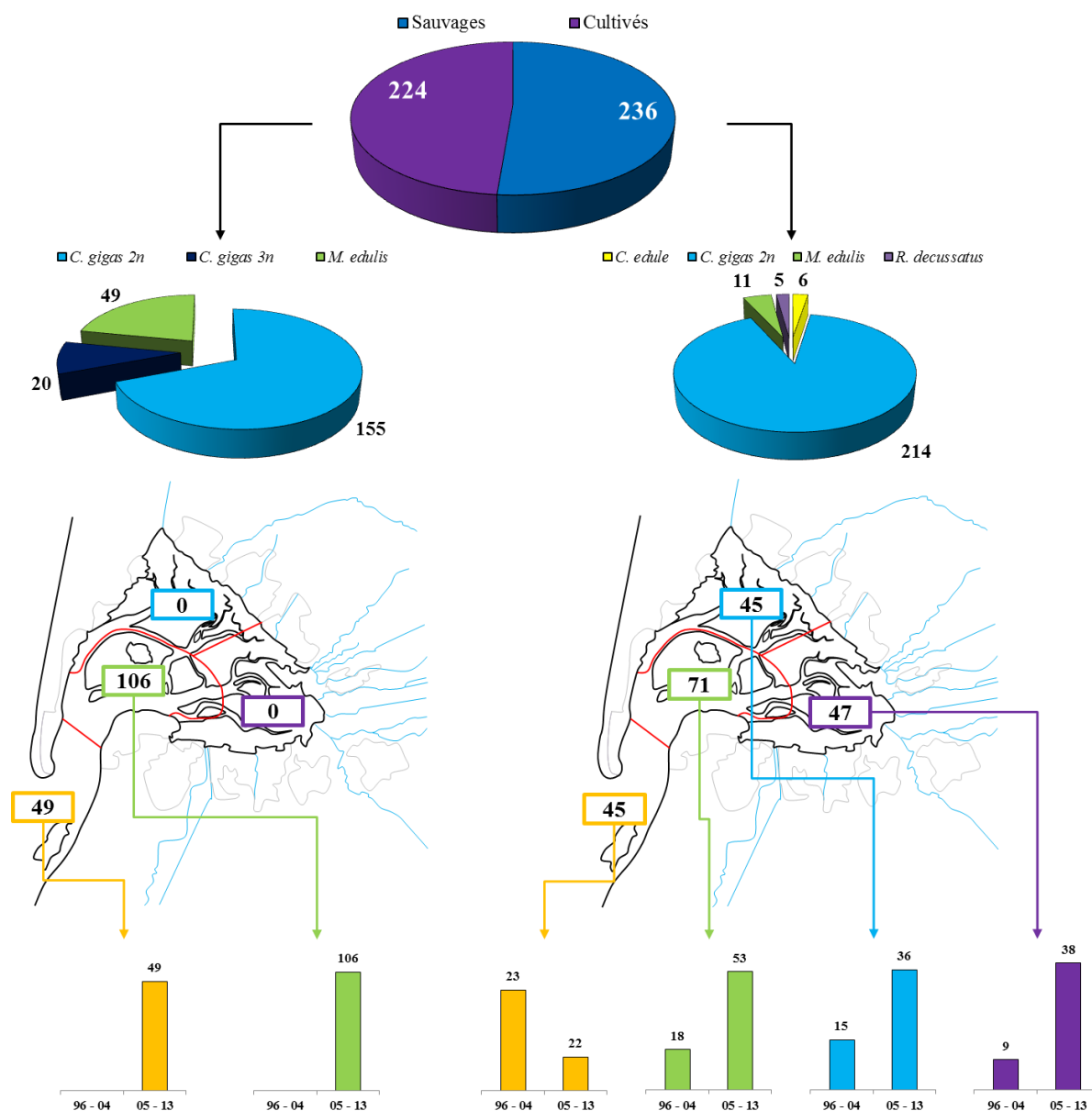
Les analyses réalisées dans les **organismes sauvages** ont majoritairement été obtenues **à partir d'huîtres** (214 analyses sur la période étudiée) et **de façon récente** (depuis les années 2000 essentiellement). Quelques analyses réalisées sur les coques, les palourdes et les moules ont été effectuées entre 2000 et 2004. L'huître creuse *Crassostrea gigas* reste donc l'organisme sauvage d'intérêt pour cette étude puisqu'elle concentre la plus grande partie des analyses déjà réalisées.

Pour les **organismes encagés**, la plupart des résultats ont été produits **à partir d'huîtres diploïdes** (155 analyses) **à partir de 2005 essentiellement**. Ce type d'expérience a également été réalisé avec *Mytilus edulis* (la moule) mais sur des périodes plus anciennes et sur des huîtres triploïdes de façon marginale lors d'expérimentations récentes entre 2010 et 2014.

**Au niveau géographique**, quatre zones ont été dessinées en se basant sur les travaux de Bouchet en 1967 (cité par Blanchet, 2004) et de Martin Plus (2009). Ces travaux permettent de séparer deux grandes masses d'eau (amont et aval) à partir de paramètres hydrodynamiques et physico-chimiques (salinité et température). Dans un souci de synthèse, ces zones ont été redéfinies : **la zone amont est devenue l'ensemble « zone 1 et zone 2 » ; la zone aval est devenue l'ensemble « zone 3 et zone 4 »**. Ce découpage a permis de répartir géographiquement les analyses effectuées sur les huîtres diploïdes en fonction de diverses périodes (Figure 4).



Ces cartes et ces histogrammes nous indiquent sur les périodes et les zones étudiées que **la majorité des analyses réalisées provient de la période 2005 – 2014, et concerne principalement le secteur « centre » du bassin d’Arcachon (zone 3)**. L’effort expérimental concernant les zones orientales de la lagune (zones 1 et 2) et son embouchure (zone 4) a été moins marqué puisqu’il ne concerne que des organismes sauvages.



**Figure 4 : Répartition dans le temps et l'espace des analyses dans le compartiment biologique.**

La partie gauche concerne les organismes encagés, la partie droite concerne les organismes sauvages ; *C. gigas 2n* : *Crassostrea gigas* diploïdes (huîtres); *C. gigas 3n* : *Crassostrea gigas* triploïdes (huîtres); *M. edulis* : *Mytilus edulis* (moules); *C. edule* : *Cerastoderma edule* (coques); *R. decussatus* : *Ruditapes decussatus* (palourdes). Les cartes et les histogrammes ne concernent que les huîtres diploïdes ; zone 1 en bleu ; zone 2 en violet ; zone 3 en vert ; zone 4 en orange.

### 1.3. Traitement des données

Au regard des objectifs fixés par l'étude et des limites posées par le jeu de données, différents traitements statistiques ont dû être employés. Cette section s'attardera donc à définir avec précision la nature de ces traitements en fonction des objectifs : **extraction de tendance temporelle** ou **comparaisons géographiques**.

#### 1.3.1. Généralités

Les données de bioaccumulation des HAP dans les huîtres ont été produites au fil du temps à diverses périodes de l'année. Néanmoins, comme spécifié précédemment (1.1.1.2. Risque pour la santé humaine), certains événements du cycle de vie des organisme aquatiques sont susceptibles d'impacter leur capacité de bioaccumulation. La reproduction des huîtres qui a lieu en été (émission gamétique) est donc une phase sensible dont il faut tenir compte dans le traitement des données. Pour statuer sur son effet éventuel sur les niveaux de HAP dans les organismes, les données listées précédemment (1.1. Nature et origine des données) ont été traitées de **deux manières différentes** :

- (1) Avec un jeu de données « normalisées » : seules les observations acquises sur des huîtres adultes et **hors période de reproduction** sont retenues ;
- (2) Avec un jeu de **données totales (incluant la période de reproduction)** : cela permet en plus d'améliorer la robustesse du jeu de données et sa représentativité géographique.

Les matrices (1) et (2) ont été constituées pour les 4 zones préalablement déterminées (Figure 4) et pour la totalité de la lagune ; deux séries de 5 matrices ont donc été constituées.

La Figure 5 indique en rouge les périodes ajoutées à l'analyse une fois la période de reproduction prise en considération (mai, juin, juillet, août ou septembre) d'une part pour les organismes sauvages, et d'autre part pour les organismes engagés.

Huîtres sauvages			
Hors reproduction		Avec reproduction	
Suivi Prestige	déc-02	Suivi Prestige	déc-02
	janv-03		janv-03
	févr-03		févr-03
	mars-03		juil-03
RNO / ROCCH	nov-96	RNO / ROCCH	nov-96
	nov-97		nov-97
	nov-98		nov-98
	nov-99		nov-99
	nov-00		nov-00
	nov-01		nov-01
	nov-02		nov-02
	nov-03		nov-03
	nov-04		nov-04
	nov-06		nov-06
	nov-07		nov-07
	nov-08		nov-08
	nov-09		nov-09
nov-10	nov-10		
nov-11	nov-11		
nov-12	juin-13		
		FÉLIBA	juin-13
Thèse Alexia Crespo	mars-08	Thèse Alexia Crespo	mars-08
	déc-08		juin-08
	mars-09		sept-08
	oct-09		déc-08
	janv-10		mars-09
			juil-09
			oct-09
			janv-10

Huîtres engagées			
Hors reproduction		Avec reproduction	
Thèse Alexia Crespo	oct-08 déc-08 janv-09 mars-09	Thèse Alexia Crespo	juin-08
			juil-08
			sept-08
			oct-08
			déc-08
			janv-09
Thèse Alexia Crespo	oct-09 déc-09 janv-10 mars-10	Thèse Alexia Crespo	mai-09
			juil-09
			sept-09
			oct-09
			déc-09
			janv-10
Thèse Ninette Abour Mrad		Thèse Ninette Abour Mrad	août-10
			sept-10
			oct-10
Thèse Hugues Bijoux	oct-10 févr-11 oct-11 janv-12	Thèse Hugues Bijoux	oct-10
			févr-11
			juil-11
			oct-11
Thèse Hugues Bijoux	janv-12	Thèse Hugues Bijoux	janv-12
			mai-12
			juin-12
			juil-12
			août-12
			sept-12

Figure 5 : Constitution des matrices de données "hors reproduction" et "avec reproduction".

### 1.3.2. Remarque sur l'utilisation des huîtres encagées

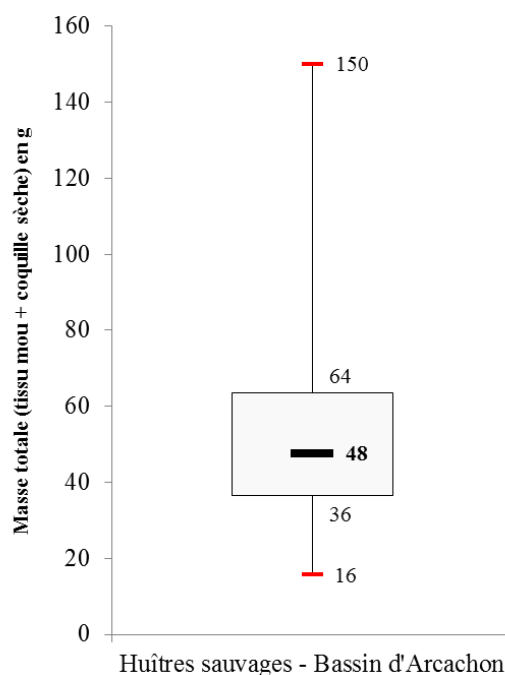
La littérature employée dans le cadre de cette étude (1.1. Nature et origine des données) fournit des données issues d'huîtres pouvant être « sauvages » (prélevées directement dans le milieu naturel) ou « cultivées » (placées dans des poches de culture ostréicoles pour les besoins d'expériences d'encagements). Dès lors il est légitime de **s'interroger sur le caractère comparable** de ces données puisque les modes de vie et les temps d'expositions dans le milieu varient entre ces deux types d'organismes.

L'expérience montre que **des huîtres encagées atteignent assez rapidement un état d'équilibre** (1.1.1.2. Risque pour la santé humaine) et des niveaux de contamination comparables à ceux des organismes sauvages (Bijoux, 2014) présents dans le milieu depuis plus longtemps. Cette affirmation n'est néanmoins valide que si l'on considère des organismes encagés « adultes » dont les capacités de filtration et la physiologie s'apparentent à celles des huîtres déjà présentes.

Le seul indicateur permettant d'estimer l'âge des huîtres dans le cadre de cette étude est leur masse. Les dosages provenant d'huîtres encagées n'ont donc été pris en compte dans cette étude qu'à partir du moment où **la masse des organismes transplantés était suffisante**.

Ce seuil a été déterminé grâce à des données biométriques d'huîtres sauvages prélevées de mars 2008 à mars 2009 au niveau de 7 stations de la lagune (Crespo, 2009). Ces valeurs sont représentatives de la population d'huîtres du Bassin et indiquent que **les masses mesurées** (masse de la coquille sèche + masse du corps mou égoutté - Figure 6) s'échelonnent **de 15,6 g à 150 g** (n = 278). Les animaux encagés présentant donc une masse totale inférieure à 15,6 g n'ont pas été pris en compte.

Cette règle a permis d'écarter les valeurs de bioaccumulation dites « T<sub>0</sub> » des opérations d'encagements (mise en place d'organismes jeunes de 18 mois sur le terrain). Les valeurs d'avril 2008 (un mois et demi après transplantation) ont également été écartées car une proportion trop importante d'individus présentait des masses inférieures à 15,6 g.



**Figure 6 : Variabilité des masses des organismes sauvages prélevées dans le cadre de la thèse d'Alexia Crespo entre 2008 et 2009.**

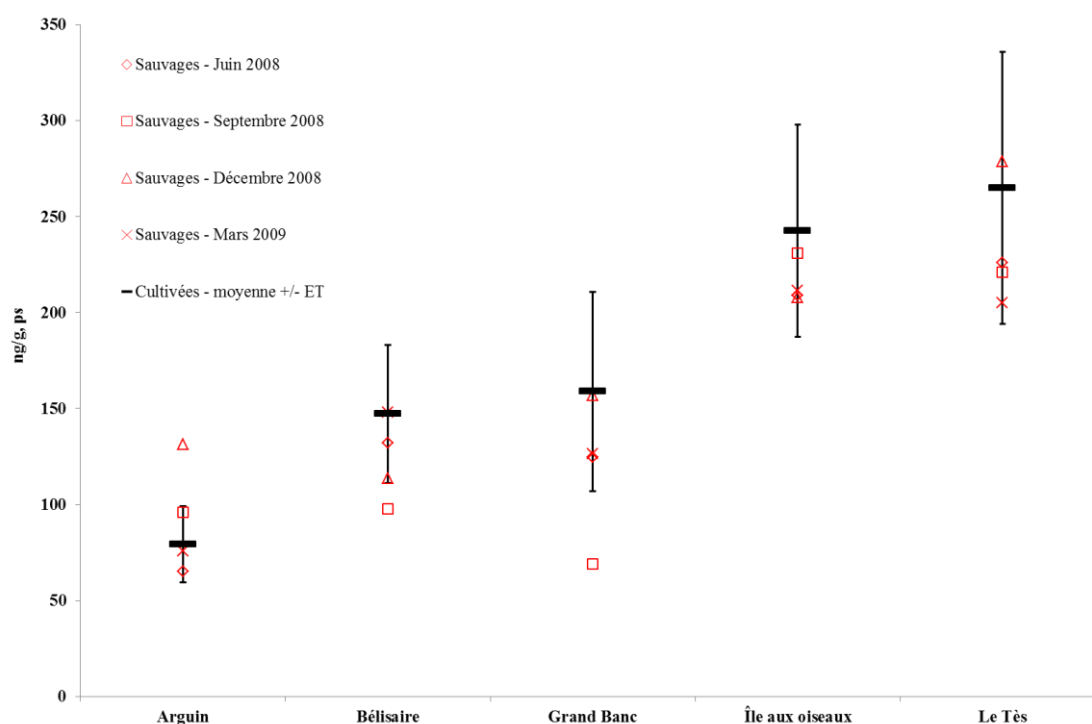
*En rouge : valeurs minimales et maximales ; en noir : valeur médiane (séparation de 50% des valeurs mesurées) ; cadre noir : quartile 25% (en bas) et 75% (en haut).*

Une **analyse statistique** a été réalisée en complément afin de valider la sélection décrite précédemment. L'objectif était de montrer qu'après tri, pour un même site et une masse équivalente, **les organismes sauvages et engagés** présentaient une contamination équivalente en HAP.

Les niveaux de HAP<sup>14</sup> dans les organismes **sauvages** analysés durant la thèse d'Alexia Crespo (projet région Aquitaine ASCOBAR : juin, septembre, décembre 2008 et mars 2009) ont donc été comparés aux niveaux de HAP dans les organismes **cultivés** analysés dans le cadre des projets régions Aquitaine ASCOBAR et OSQUAR.

Seuls les organismes engagés dont la masse totale respectait la règle préétablie (supérieure à 15,6 g) ont été retenus. Tous les dosages ont été classés en fonction du site de prélèvement : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Île aux oiseaux ou le Tès (Figure 7).

Les tests statistiques réalisés pour chaque site (test de Mann-Whitney, XLSTAT 2014 ©) montrent que les organismes sauvages et cultivés ne sont pas issus de populations différentes ( $p > 5\%$ ), **ce qui signifie que leur contamination est équivalente**. On peut conclure que **des organismes engagés peuvent atteindre rapidement (à l'échelle du mois) les niveaux de contamination d'organismes sauvages**, pour des masses du même ordre de grandeur.



**Figure 7 : Comparaison des contaminations respectives en HAP entre huîtres sauvages et cultivées de masses équivalentes.**

*Effectifs sauvages : n = 4 pour chaque site (juin 2008, septembre 2008, décembre 2008, mars 2009) ; Effectifs cultivés : n = 16 pour Arguin ; n = 10 pour Bélisaire ; n = 8 pour Grand Banc ; n = 17 pour l'Île aux oiseaux et n = 16 pour le Tès.*

**Ces considérations renforcées par une analyse statistiques justifient la conservation des données issues d'organismes cultivés dans notre étude. Les organismes engagés respectant donc le critère de masse > 15,6 g sont donc conservés pour la suite des analyses.**

<sup>14</sup> Somme considérée : fluorène + phénanthrène + anthracène + fluoranthène + pyrène + benzo(a)anthracène + chrysène + benzo(b,j,k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + indéno(1,2,3-c,d)pyrène + benzo(g,h,i)pérylène.

### 1.3.3. Prétraitement des données et gestion des « Non Détectés »

---

Dans certains cas **les niveaux en HAP sont trop faibles pour permettre leur détection** par les laboratoires d'analyse. Ces seuils (Limites de Détection ou LD) dépendent des techniques d'extraction du composé mais également de l'appareillage employé (performances analytiques). Lorsque la concentration d'une molécule recherchée est inférieure à la LD, on parle de **composé « Non Détecté »** ou ND. Ce type de donnée dites « censurées à gauche » fournit une information partielle sur le niveau de contamination puisqu'il permet tout de même d'affirmer que la concentration du composé est « inférieure à un certain seuil ».

**La gestion statistique de ces données peut cependant être problématique**, puisque la concentration réelle du composé recherché peut-être comprise entre 0 et la LD. Comment traiter cette information de manière à la rendre exploitable ? Il est commun dans ce type de situation d'employer des techniques dites de « **substitution** » consistant à remplacer la valeur ND par 0, par la LD ou par la moitié de la LD.

La série de données brutes produite pour cette étude contient des ND. La substitution par 0 peut être envisagée, mais s'avère peu réaliste au regard du caractère ubiquiste des composés étudiés ici. Une substitution par la LD peut donc être réalisée. Il faut néanmoins considérer le fait que les dosages ont été réalisés durant une vingtaine d'années ; les techniques de dosages se sont donc améliorées avec le temps, de manière concomitante avec un **abaissement progressif des LD**. Par ailleurs, les dosages ont été réalisés par divers acteurs (universités, Ifremer, SIBA...) ayant fait appels à des techniques et des laboratoires variés, ce qui implique également une **variabilité du niveau des LD** entre les différents producteurs de données.

En se basant sur la littérature et ne pouvant « créer » des données, **il a été décidé dans le cadre des extractions de tendances temporelles de réaliser deux analyses (ou deux substitutions) pour chaque jeu de données :**

- (1) Jeu de données « normalisé » (sans les données acquises durant la reproduction) : substitution des ND par 0 puis par la LD.
- (2) Jeu de données total (en tenant compte de la période de reproduction) : substitution des ND par 0 puis par la LD.

Cette procédure permet dans une certaine mesure de s'affranchir de l'incertitude due à la présence de ND : les deux scénarii « extrêmes » sont considérés. Une substitution par 0 s'apparente à un scénario de contamination « minimale » ; une substitution par la LD correspond à un scénario de contamination « maximale ». La réalité se trouve « entre ces deux » scénarii.

Par ailleurs, **des composés ont dû être écartés de l'analyse statistique** pour préserver sa robustesse et éviter de la biaiser. Les raisons à cela peuvent être (1) une trop grande proportion de ND, (2) une LD trop élevée, (3) un suivi du composé trop parcellaire dans la série de données. Les molécules concernées sont : le naphthalène, l'acénaphthylène, l'acénaphthène, le fluorène, le dibenzothiophène, l'anthracène, le benzo(a)fluoranthène, le benzo(e)pyrène, le pérylène, l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène, les dibenzo(ah,ac)anthracènes, le benzo(g,h,i)pérylène, le dibenzo(al)pyrène, le 2,1 benzonaphtothiophène.

**Au regard des résultats obtenus dans le cadre de ces analyses temporelles, seule la substitution par la LD a été employée dans le cadre des analyses géographiques présentées ultérieurement.**

### 1.3.4. Traitement des données pour l'extraction de tendances temporelles

---

#### 1.3.4.1. Démarche adoptée

L'exploration de données brutes telles que celles-ci en appui à la gestion territoriale doit être envisagée de manière robuste, rigoureuse et répétable. Face à un jeu de données fourni et dense, plusieurs solutions peuvent être envisagées pour l'extraction de tendances temporelles. Il a néanmoins été décidé d'employer deux méthodes « simples » ne nécessitant pas de conditions d'applications particulièrement contraignantes et d'en confronter les résultats finaux afin de conclure.

- ❖ **Méthode 1** : Le test non paramétrique de **Mann-Kendall** pour l'identification de tendances temporelles monotones.
- ❖ **Méthode 2** : Le test non paramétrique de **Mann-Whitney** pour comparer les niveaux de contamination entre la période 1996 – 2004 et la période 2005 – 2012.

#### 1.3.4.2. Note sur la méthode « Mann-Kendall »

Cette méthode de traitement a été sélectionnée afin d'identifier mathématiquement la présence ou l'absence de « tendances temporelles monotones ». Ce test développé par M. G. Kendall (Kendall, 1945, 1938) et repris par H. B. Mann (Mann, 1945) a l'avantage de ne nécessiter aucun prérequis en termes de distribution des données (normale, log-normale etc...), puisqu'il se base sur l'attribution de « rangs » aux concentrations étudiées.

Pour obtenir plus d'informations sur la procédure mathématique appliquée, il est possible de se référer à de nombreuses sources telles que les guides de l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (Environmental Protection Agency, 2009) ou de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (Lopez et Leynet, 2011).

**Le test de Mann-Kendall est par ailleurs employé en routine par de nombreux instituts** pour la détection de tendances temporelles, notamment dans le cadre de l'application de la DCE (Lopez et al., 2013). Des organismes publics renommés ont recours à cette méthode appréciée pour sa robustesse et décrite dans divers guide méthodologiques pour l'étude des polluants (Commissariat général du développement durable - service de l'observation et des statistiques, 2014; Environmental Protection Agency, 2009; Helsel et Hirsch, 2002; Interstate Technology Regulatory Council, 2013; Lopez et Leynet, 2011).

Cette analyse a été réalisée grâce au **logiciel de traitement statistique ProUCL 5.1** développé par l'US-EPA spécifiquement pour le traitement de données environnementales et disponible gratuitement en ligne (<https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>). Cette interface a notamment été employée dans divers projets en lien avec l'évaluation des risques tels que :

(1) L'étude d'impact sur la santé humaine du projet d'exploitation minière Dumont au Canada (Sanexen Services environnementaux inc., 2014) qui a notamment été mise en ligne sur un site gouvernemental (<http://www.bape.gouv.qc.ca/>);

(2) l'étude d'impact sur la santé humaine d'un déversement de pétrole brut dans la rivière Kalamazoo dans l'état du Michigan (Michigan Department of Community Health, 2013) réalisée sous la tutelle de l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry) qui a également été publiée sur le site officiel du gouvernement du Michigan (<http://www.michigan.gov/>).

### 1.3.4.3. Préparation des données pour le test de Mann-Kendall

Les travaux de Helsel et Hirsch (Helsel et Hirsch, 2002) indiquent que **le test de Mann-Kendall ne peut être réalisé avec plusieurs LD** dans une même série temporelle. Il a donc été nécessaire d'homogénéiser le jeu de données dans le cas d'une substitution des « non détectés » (ND) par la LD. En suivant les recommandations de ces auteurs, **pour chaque composé, toutes les LD ont été ajustées au niveau de la LD maximale (LD max) du composé.**

De la même manière, si certaines mesures fiables présentent un niveau inférieur à cette LD max, elles doivent être recodées et mises à niveau. Cette « censure » des données induit une perte d'information, mais reste la seule solution face à l'hétérogénéité du jeu de données et à la diversité des acteurs impliqués dans la production de ces données. Un exemple est présenté dans le Tableau 3.

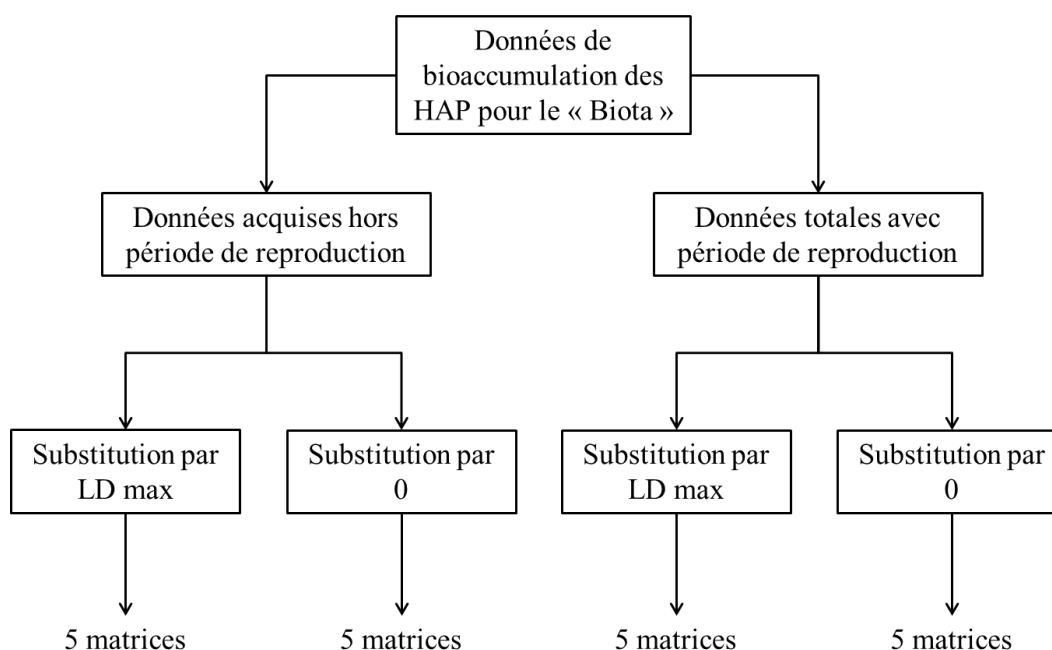
Dates	nov-92	déc-92	janv-93	févr-93	mars-93	avr-93	mai-93
Données de base	< 1	< 1	2	< 3	4	7	10
Données recodées	< 3	< 3	< 3	< 3	4	7	10

**Tableau 3 : Exemple de recodage des données en présence de plusieurs LD.**

*Les données présentant le symbole « < » indiquent une limite de détection. L'absence de « < » indique une quantification fiable. Les données de base présentent ici deux LD et des mesures inférieures à la LD max, justifiant le recodage.*

Cette méthode est par ailleurs cohérente avec les pratiques d'application de la DCE et l'annexe IV de la Ground Water Directive (GWD) concernant la surveillance des eaux souterraines (Lopez et Leynet, 2011).

Une fois les **données recodées**, il est finalement nécessaire de les **moyenner pour chaque année** afin d'obtenir **une valeur par an** sur la durée totale de l'étude. Cinq matrices par scénario de substitution ont ainsi pu être constituées (une par zone et une pour la totalité du Bassin), soit 10 matrices au total pour les organismes étudiés hors période de reproduction et 10 autres pour les données acquises hors et durant la période de reproduction (Figure 8).



**Figure 8 : Schéma récapitulatif de la démarche adoptée pour la réalisation des matrices de données "biota".**

*Les 5 matrices de données correspondent aux zones 1, 2, 3, 4 et pour le Bassin d'Arcachon complet.*

#### 1.3.4.4. Les HAP choisis et les types de résultats produits

##### ❖ Les composés

La recherche de tendances temporelles a été réalisée sur les composés détectés le plus souvent dans les organismes, et présentant les LD max les plus faibles possibles dans le cas d'une « non détection » : le phénanthrène (**Phe**), le fluoranthène (**Fluo**), le pyrène (**Pyr**), le benzo(a)anthracène (**BaA**), les benzo(b,j,k)fluoranthènes (**B(b,j,k)F**), le benzo(a)pyrène (**BaP**) et le chrysène (**Chrys**). Chaque composé a été considéré individuellement ainsi que leur « **somme totale** » et la somme pseudo-réglementaire « **BaA + B(b,j,k)F + BaP + Chrys** » afin de se rapprocher du paramètre surveillé par l'UE (BaA + B(b)F + BaP + Chrys).

Le chrysène et le benzo(b)fluoranthène n'ont cependant pas été quantifiés par le ROCCH entre 2001 et 2007. Le calcul de la somme totale et de la somme pseudo-réglementaire a donc été compromis pour certaines zones durant cette période, causant des lacunes dans la séries chronologique. Une « **somme des 5 HAP** » (sans le chrysène et les benzo(b,j,k)fluoranthènes) a donc été calculée en complément. Ce paramètre présente l'avantage de ne souffrir d'aucune interruption dans la chronique susceptible de biaiser la recherche de tendances.

**Notons enfin que la somme des isomères b, j et k du benzofluoranthène (B(b,j,k)F) a été considérée ici**, car historiquement ces 3 composés ont souvent été considérés ensemble par les différents laboratoires impliqués ; le suivi des trois HAP individuellement n'était donc pas possible, ce qui justifie la conservation du paramètre B(b,j,k)F.

##### ❖ Types de résultats

Les résultats des recherches de tendances par le test de Mann-Kendall ont été résumés dans **des tableaux récapitulatifs** (Tableau 4 et Tableau 5). Un tableau est consacré aux données « hors période de reproduction » (Tableau 4) et un autre aux données incluant la période de reproduction (Tableau 5). Chacun de ces tableaux présente les résultats obtenus en cas de substitution par la LD max<sup>15</sup> ou par 0 ainsi que les paramètres importants du test statistique (effectifs, p valeur, statistique de test...).

Afin d'illustrer par ailleurs la **variabilité de la contamination** sur deux périodes d'intérêt (1996 – 2004 et 2005 – 2013) des représentations en « boîte à moustache » de la somme des HAP après substitution par la LD max ont été produites (Figure 10 et Figure 12). Elles permettent de visualiser simplement pour chaque période « l'étalement » des valeurs de bioaccumulation (minimum, quartile 25%, médiane, quartile 75%, maximum) pour la somme des HAP. L'évolution dans le temps de ce paramètre est également indiqué par le facteur multiplicatif entre les deux médianes.

Un deuxième type de graphique a été édité afin d'illustrer l'évolution des **contaminations moyennes** (moyennes ± ET) entre les deux périodes choisies (1996 – 2004 ; 2005 – 2013) pour la somme des HAP (après substitution par la LD max). Cette représentation déclinée pour chaque zone et pour la lagune entière, permet d'illustrer la comparaison statistique entre la contamination des deux périodes (Test de Mann-Whitney,  $p < 0.05$ ) et constitue une alternative aux boîtes à moustache (Figure 11 et Figure 13).

<sup>15</sup> Limite de Détection Maximale du composé d'intérêt sur la période considérée.



### 1.3.5. Traitement des données pour l'extraction de tendances géographiques

---

#### 1.3.5.1. Démarche adoptée

Des tests ont été réalisés pour étudier la variation spatiale de la contamination en HAP des huîtres. Cette approche a été adoptée au **niveau local** (entre les 4 zones) et **au niveau national** (comparaison du Bassin d'Arcachon avec le reste du littoral).

Comme précisé en 1.3.3, les matrices employées pour la recherche de tendances chronologiques après substitution des ND par la LD max ont été employées pour la recherche des tendances géographiques.

**Au niveau local**, les deux périodes ont été séparées afin de réaliser une comparaison des 4 zones pour la période 1996 – 2004 et pour la période 2005 – 2012 en tenant compte de la période de reproduction et sans en tenir compte (Figure 16 et Figure 17). Le test de Kruskal-Wallis a été employé pour l'approche statistique ( $p < 0,05$ ).

**Au niveau national**, la comparaison du Bassin d'Arcachon avec le reste du littoral a pu être réalisée grâce aux données des réseaux de surveillance RNO/ROCCH de l'Ifremer. Ces réseaux fournissent des dosages annuels de HAP au niveau de divers sites littoraux français. Ces mesures ont été réalisées sur des huîtres et des moules « sauvages » en novembre mais seules les données RNO/ROCCH « huîtres » ont été employées.

Les données RNO/ROCCH pour le Bassin d'Arcachon ont par ailleurs été complétées avec les valeurs obtenues sur huîtres sauvages par Alexia Crespo lors de sa thèse en 2009. Seule la période 2005 – 2013 a été considérée et le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ) a été employé pour comparer la contamination des organismes entre les zones d'intérêt.

Par ailleurs, afin d'améliorer la lisibilité des résultats et de permettre une comparaison statistiquement fiable entre les différents milieux naturels étudiés, les stations échantillonnées sur le littoral français par l'Ifremer dans le cadre de ses réseaux de surveillance ont été regroupées par écosystème (Figure 9) lorsque cela était possible. Ces regroupements sont résumés ci-après. De plus, les codes Quadrigé<sup>2</sup> (base de données en ligne DCE/Ifremer) des points de prélèvements sont indiqués entre parenthèses.

- **Gironde** : Pontailac (084P015), Bonne Anse – Palmyre (084P016), La Fosse (085P07).
- **Bassin d'Arcachon** : Les Jacquets (088P067), Comprian (088P069), Cap-Ferret (087P013).
- **Côte Basque** : Adour marégraphe (091P004), Hendaye – Chingoudy (091P011), Hendaye – Chingoudy 2 (091P061).
- **Pertuis d'Antioche** : Châtelailon (079P036), Les Palles (080P004), Boyardville (080P033), Dagnas (080P036), Mus de loup (083P001).
- **Pertuis Breton** : Talmont (074P039), Rivedoux (076P032), Baie de l'Aiguillon (077P021).
- **Baie de Bourgneuf** : Bourgneuf – Coupelasse (071P065), Noirmoutier – Gresse-loup (071P068).
- **Golfe du Morbihan** : Le Guilvin (060P001), Roguedas (061P006).
- **Rade de Brest** : Le Passage (b) (039P007), Rossermeur (039P069), Persuel (039P093), Aulne rive droite (039P124).
- **Bélon** : Riec sur Belon (048P027).
- **Anse de Brouennou** : Aber-Benoît (037P033).
- **Rade de Morlaix** : Pen al Lann (034P001).
- **Anse de Gouern** : Beg Nod (027P031).
- **Chenal du Bisconte** : Beg er Vil (053P006).

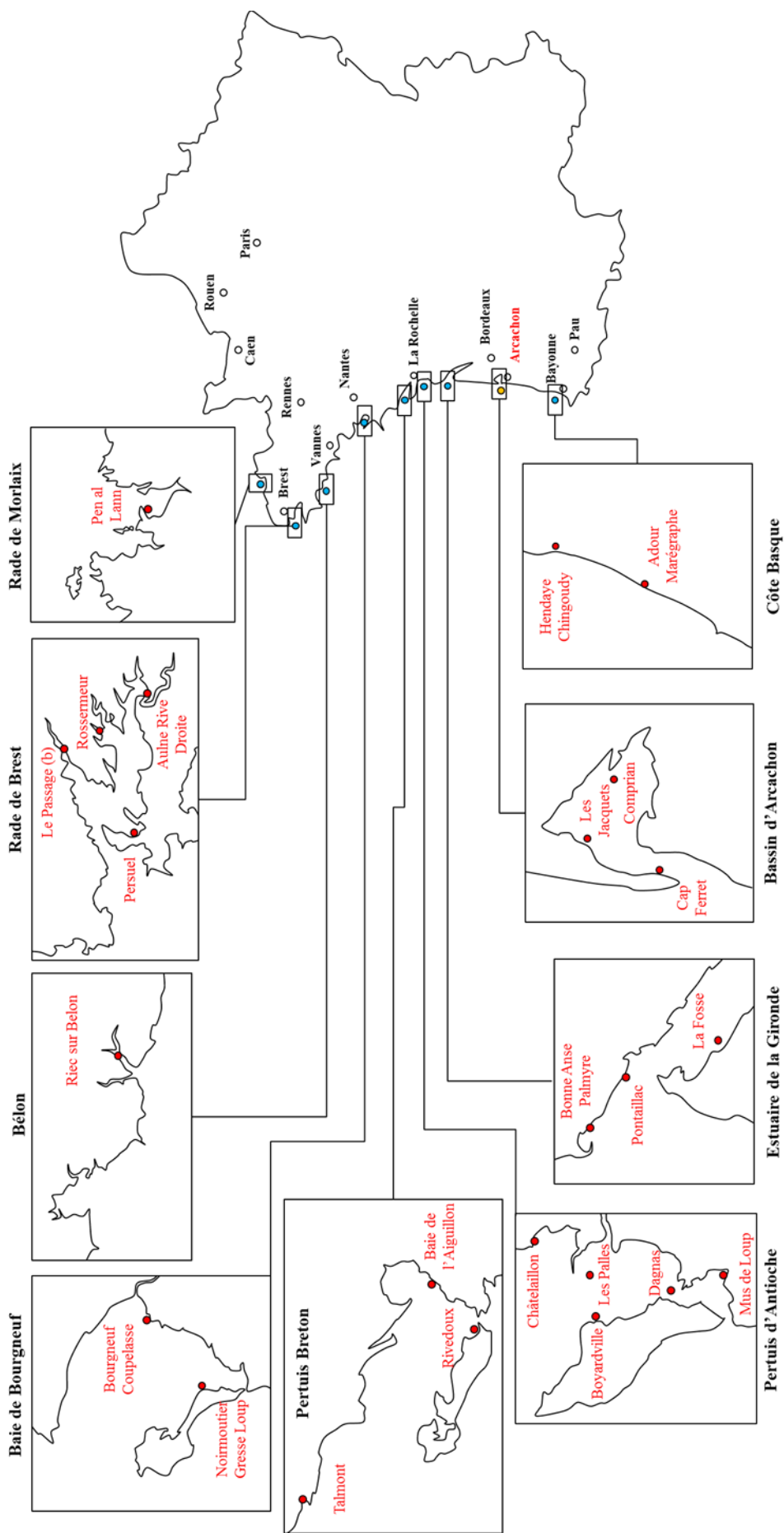


Figure 9 : Carte des stations RNO/ROCCH employées pour l'analyse géographique nationale des données "biota".

### 1.3.5.2. Les HAP choisis et les types de résultats produits

#### ❖ Les composés

**Pour l'analyse géographique locale**, les mêmes composés que pour l'analyse temporelle ont été employés : phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)pyrène.

**Pour l'analyse géographique nationale**, le choix des composés étudiés a été également réalisé en se basant sur la liste retenue lors des analyses temporelles : phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)pyrène.

Les suivis du RNO/ROCCH présentant néanmoins des lacunes dans l'acquisition des niveaux de chrysène et de benzo(b)fluoranthène (de 2001 à 2007), les paramètres « chrysène » et « benzo(b,j,k)fluoranthène » ont été écartés de la comparaison nationale et seuls les 5 autres composés et leur somme ont été conservés.

#### ❖ Types de résultats

**Pour l'analyse géographique locale**, deux tableaux récapitulent la totalité des analyses statistiques réalisées pour chaque composé et leurs sommes, sur les deux périodes d'intérêt (1996 – 2004 ; 2005 – 2012) et en tenant compte ou non de la période de reproduction (Figure 16 et Figure 17).

Ces tableaux sont complétés par deux figures. Elles illustrent la variabilité des niveaux de HAP dans les huîtres pour les 4 zones d'intérêt durant la période 2005 – 2012 (boîtes à moustaches). Les paramètres choisis sont le BaP, la somme totale des HAP et la somme « pseudo-réglementaire » ; la Figure 14 concerne les données acquises hors période de reproduction ; La Figure 15 présente les données tenant compte de la phase de reproduction.

**Pour l'analyse géographique nationale**, un tableau récapitule les niveaux moyens pour chaque HAP et leur somme par écosystème littoral (Tableau 6). La variabilité de la somme totale des 5 HAP (boîtes à moustaches) pour la période 2005 – 2013 est représentée sur une carte de France (Figure 18).

## 1.4. Analyses temporelles

---

### 1.4.1. Données acquises hors période de reproduction

---

Le Tableau 4 indique que la technique de substitution employée (LD max ou 0) n'impacte pas les résultats pour la lagune dans sa totalité ou pour les différentes zones d'intérêt.

Le scénario d'une substitution par 0 est cependant peu réaliste puisque les HAP sont des composés ubiquistes largement répandus. Les tendances obtenues après substitution par la LD max en revanche permettent d'envisager un scénario plus « réaliste » en cas de non détection des composés.

**Il semble donc raisonnable de considérer préférentiellement les tendances extraites après substitution par la LD max dans le cadre de notre étude.** Cette dernière méthode est par ailleurs recommandée dans la littérature et utilisée dans le cadre de l'application de la DCE.

La **zone 1** présente peu d'évolutions significatives dans le temps, à l'exception d'une augmentation pour (Tableau 4) les B(b,j,k)F<sup>16</sup>, le BaP<sup>17</sup> et la somme des BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys<sup>18</sup>. Une attention particulière doit être portée à ces paramètres car le BaP est réglementé par l'Union Européenne<sup>19</sup>, et la somme « BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys » est un estimateur de la somme « BaA + BaP + BbF + Chrys » qui est également soumise à un seuil européen.

Ces observations indiquent un rapprochement des valeurs seuils et justifient un maintien de la surveillance dans cette zone. Cette augmentation s'observe également au niveau de la somme des HAP puisque la Figure 10 indique un **facteur 1,8** entre les concentrations médianes observées sur la période 1996 – 2004 (109 ng.g<sup>-1</sup>, ps) et celles mesurées entre 2005 et 2012 (192 ng/g, ps). La Figure 11 indique par ailleurs que cette augmentation est statistiquement significative (étoile rouge entre les deux barres).

La **zone 2** présente aussi des hausses significatives dans le temps pour de nombreux composés et leurs sommes (Figure 10 et Figure 11). Presque tous les HAP étudiés individuellement, dont le BaP suivent cette tendance à l'exception du Phe, des B(b,j,k)F et de la somme BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys (Tableau 4). Ces résultats indiquent que la zone 2 s'est contaminée de manière plus importante que la zone 1 (**facteur 3,1** entre les niveaux médians des deux périodes - Figure 10). De telles observations peuvent être mises en lien avec une présence potentiellement supérieure des contaminants dans le milieu, mais aussi avec les paramètres hydrodynamiques de cette zone (Plus et al., 2009). **La zone 2 est donc celle dont les huîtres présentent l'augmentation de contamination la plus importante de la lagune.**

La **zone 3** présente également une hausse significative de la somme globale des HAP étudiés (Tableau 4). Individuellement, peu de composés sont sujets à cette augmentation (les B(b,j,k)F, le Pyr et le Chrys - Tableau 4). D'après la Figure 10, les niveaux médians de HAP augmentent d'un **facteur 1,8** entre les deux périodes, ce qui équivaut à la hausse observée pour la zone 1.

---

<sup>16</sup> B(b,j,k)F – somme des isomères b, j, k du benzofluoranthène.

<sup>17</sup> BaP – benzo(a)pyrène

<sup>18</sup> BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys – benzo(a)anthracène + benzo(a)pyrène + benzo(b,j,k)fluoranthène + chrysène

<sup>19</sup> Les normes de consommation européennes en vigueur (Commission Européenne, 2011) sont de : (1) 5 µg/kg de poids frais pour le BaP (environ 25 µg/kg de poids sec) ; (2) 30 µg/kg de poids frais pour la somme BaA + BaP + BbF + Chrys (environ 150 µg/kg de poids sec). On peut également ajouter que la Norme de Qualité Environnementale (NQE) européenne dans le biota (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2013) pour le BaP est également de 5 µg/kg de poids frais.

La **zone 4** localisée au niveau de l'embouchure du Bassin d'Arcachon présente la plus faible augmentation des concentrations médianes en HAP avec un **facteur 1,3** (Figure 10) entre les niveaux médians de HAP des deux périodes. Bien que faible, cette augmentation n'en demeure pas moins statistiquement significative comme l'illustre la Figure 11. Le Tableau 4 indique que la totalité des composés étudiés et leurs sommes (à l'exception du phénanthrène et du fluoranthène) présentent de telles hausses.

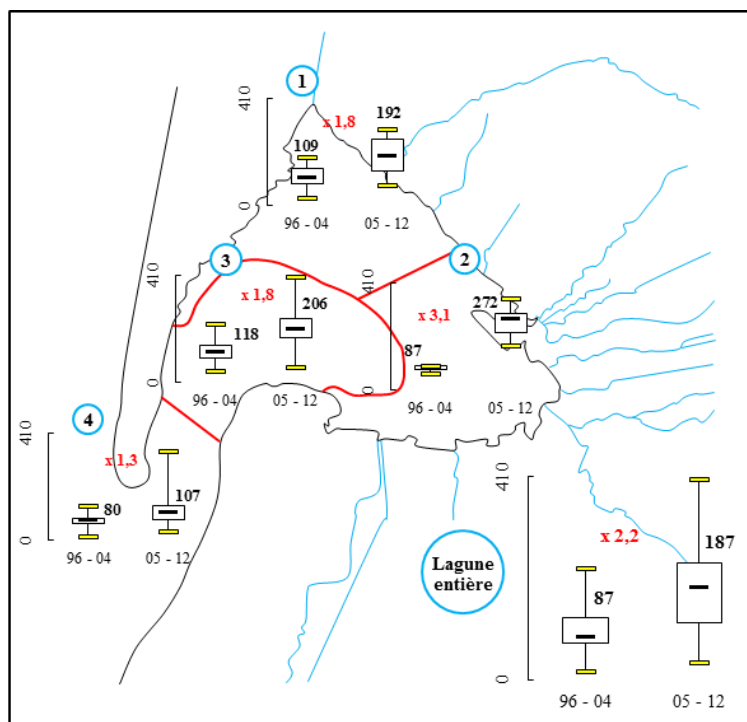
En s'intéressant de manière plus globale à « l'empreinte » du Bassin d'Arcachon, on s'aperçoit que tous sites confondus, **les concentrations médianes en HAP ont augmenté d'un facteur proche de 2 en une quinzaine d'années** (Figure 10 : 87 à 187 ng/g, ps). Cette augmentation générale est associée à une tendance croissante observée pour tous les composés à l'exception du Phe (Tableau 4). Comme pour les 4 zones d'intérêt de cette étude, la contamination globale du Bassin d'Arcachon présente donc une augmentation significative entre la période 1996 – 2004 et la période 2005 – 2012 (Figure 11 : 97 – 182 ng/g, ps).

**En conclusion**, l'étude des données produites hors période de reproduction permet de conclure à une augmentation globale des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur la quinzaine d'années couvertes par l'étude. Cette hausse, particulièrement marquée dans la zone 2 (est du Bassin) se retrouve également dans la zone 4 (embouchure) dont les niveaux semblaient stables d'après les données du ROCCH.

Composé	Phé	Fluo	Pyr	BaA	B(b,j,k)F	BaP	Chrys	Somme HAP		Somme 5 HAP	BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys	
								LD	0		LD	0
Bassin d'Arcehon	Substitution	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	4 4	0 0	0 0	4 4	0 0
	Valeurs manquantes	16 16	16 16	16 16	16 16	16 16	16 16	12 12	16 16	16 16	12 12	12 12
	Valeurs utilisées	-45 -45	39 39	45 45	88 88	32 31	81 85	42 40	36 36	72 71	46 46	0,001 0,001
Zone 1	Statistique du test (S)	0,02 0,02	0,04 0,04	0,02 0,02	0,00004 0,00004	0,02 0,02	0,0002 0,0001	0,002 0,004	0,01 0,01	0,001 0,001	0,001 0,001	0,001 0,001
	p-valeur calculée	↘	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Conclusion	↘	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Zone 2	Valeurs manquantes	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	5 5	5 5	0 0	5 5	5 5
	Valeurs utilisées	16 16	16 16	16 16	16 16	11 11	16 16	11 11	11 11	16 16	11 11	11 11
	Statistique du test (S)	-27 -27	15 15	17 17	27 27	23 23	70 70	11 11	13 13	28 28	25 25	0,03 0,03
Zone 3	p-valeur calculée	0,12 0,12	0,3 0,3	0,2 0,2	0,1 0,1	0,04 0,04	0,001 0,001	0,2 0,2	0,2 0,2	0,1 0,1	0,03 0,03	0,03 0,03
	Conclusion	↘	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Valeurs manquantes	0 0	0 0	0 0	0 0	6 6	0 0	6 6	6 6	0 0	6 6	6 6
Zone 4	Valeurs utilisées	15 15	15 15	15 15	15 15	9 9	15 15	9 9	9 9	15 15	9 9	9 9
	Statistique du test (S)	-3 -3	70 70	76 76	69 69	10 10	59 55	22 22	20 20	71 71	14 14	0,1 0,1
	p-valeur calculée	0,5 0,5	0,0003 0,0003	0,0001 0,0001	0,0004 0,0004	0,2 0,2	0,002 0,003	0,01 0,01	0,02 0,02	0,0003 0,0003	0,1 0,1	0,1 0,1
Zone 5	Conclusion	↘	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Valeurs manquantes	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0
	Valeurs utilisées	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7	7 7
Zone 6	Statistique du test (S)	-11 -11	9 9	17 17	1 1	13 13	7 7	16 16	15 15	13 13	11 11	11 11
	p-valeur calculée	0,1 0,1	0,1 0,1	0,01 0,01	0,5 0,5	0,04 0,04	0,2 0,2	0,01 0,01	0,02 0,02	0,04 0,04	0,1 0,1	0,1 0,1
	Conclusion	↘	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
Zone 7	Valeurs manquantes	0 0	0 0	0 0	0 0	3 3	0 0	3 3	3 3	0 0	3 3	3 3
	Valeurs utilisées	15 15	15 15	15 15	15 15	12 12	15 15	12 12	12 12	15 15	12 12	12 12
	Statistique du test (S)	-25 -25	31 31	57 57	57 57	27 27	53 59	44 44	40 40	39 39	38 38	0,01 0,01
Zone 8	p-valeur calculée	0,1 0,1	0,1 0,1	0,003 0,003	0,003 0,003	0,04 0,04	0,003 0,001	0,002 0,002	0,004 0,006	0,03 0,03	0,01 0,01	0,01 0,01
	Conclusion	↘	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗
	Valeurs manquantes	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0	0 0

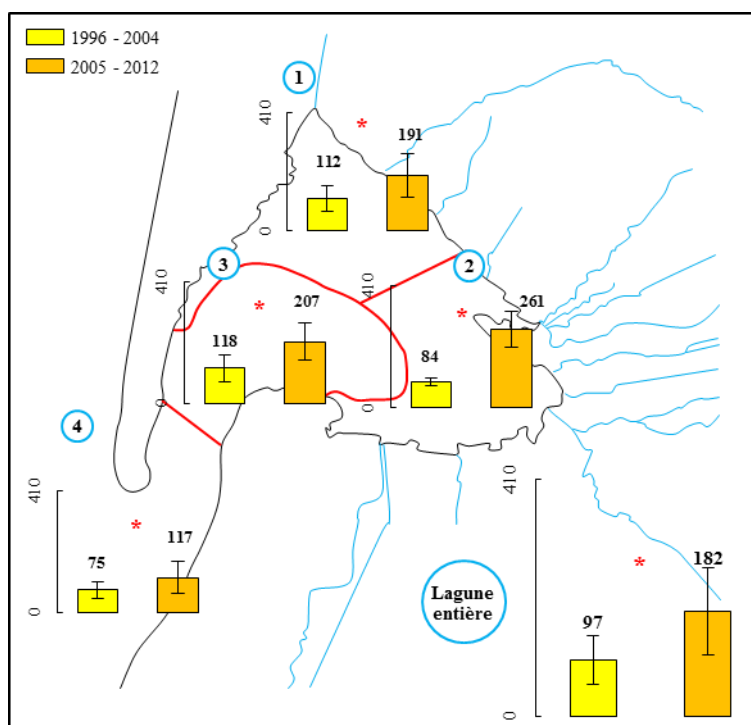
**Tableau 4 : Bilan des recherches de tendances (Mann-Kendall :  $\alpha = 0,05$ ) dans les données de bioaccumulation obtenues hors période de reproduction.**

Le tableau indique le nombre de valeurs employées par le logiciel pour la réalisation du test ainsi que les valeurs manquantes le cas échéant. La statistique de test (S) est calculée systématiquement pour déterminer la p-valeur sur laquelle se base la significativité du test. Si la p-valeur est inférieure à 0,05, une tendance significative est présente. La case conclusion indique si cette tendance est croissante (flèche rouge) ou décroissante (flèche noire) dans le temps. L'absence de flèche indique une absence de tendance significative. Pour chaque composé et les sommes étudiées, le test a été réalisé après substitution des ND par la LD maximale et après substitution des ND par 0.



**Figure 10 : Variabilité des niveaux de HAP dans les huîtres (somme en ng/g, ps) du Bassin d'Arcachon - données acquises hors période de reproduction.**

Les barres noires horizontales indiquent les valeurs médianes (chiffres noirs en gras), les barres jaunes indiquent les valeurs minimales et maximales, et les rectangles entourant la médiane indiquent les premiers et troisièmes quartiles. Les chiffres en rouges sont les facteurs multiplicatifs entre les médianes des deux périodes étudiées. Les chiffres 1, 2, 3 et 4 dans les cercles bleus indiquent la zone géographique. Les effectifs pour les périodes 1996 – 2004 et 2005 – 2012 sont de (1) 11 et 10 pour la zone 1, (2) 5 et 9 pour la zone 2, (3) 16 et 60 pour la zone 3, (4) 18 et 35 pour la zone 4, (5) 50 et 114 pour la lagune entière.



**Figure 11 : Niveaux moyens de HAP (somme totale en ng/g, ps) dans les huîtres du Bassin d'Arcachon - données acquises hors période de reproduction (moyenne ± ET)**

Les étoiles indiquent une différence significative (seuil  $\alpha = 0,05$ ) d'après le test non-paramétrique de Mann-Whitney. Les chiffres en gras sont les moyennes. Les chiffres 1, 2, 3 et 4 dans les cercles bleus indiquent la zone géographique. Les effectifs pour les périodes 1996 – 2004 et 2005 – 2012 sont de (1) 11 et 10 pour la zone 1, (2) 5 et 9 pour la zone 2, (3) 16 et 60 pour la zone 3, (4) 18 et 35 pour la zone 4, (5) 50 et 114 pour la lagune entière.

#### 1.4.2. Données comprenant la période de reproduction

---

Un jeu de données élargi comprenant en plus les concentrations obtenues durant la période de reproduction des huîtres a été constitué. Par ce biais, les analyses du programme FéLiBA<sup>20</sup> ont pu être incorporées à l'étude, ce qui rend le traitement des données plus pertinent géographiquement, mais induit une surreprésentation de la période 2010 – 2013.

L'analyse du Tableau 5 indique que **la technique de substitution employée pour ce jeu de données n'impacte pas les tendances** extraites par le test de Mann-Kendall. Dans un souci d'homogénéité de l'approche adoptée, et pour les raisons évoquée en 1.4.1, seuls les résultats obtenus avec une substitution par la LD max seront exploités.

La **zone 1** présente pour ce jeu de données des résultats similaires à ceux observés pour les données obtenues hors période de reproduction. On retrouve une tendance à l'augmentation des composés réglementés par l'UE : le BaP et la somme des BaA + BaP + BbF + Chrys (Tableau 5). Les niveaux médians en HAP entre les deux périodes d'intérêt passent de 109 à 192 ng/g, ps (**x 1,8**) ce qui est similaire aux résultats obtenus sans tenir compte de la période de reproduction (Figure 12). La Figure 13 montre enfin que **les concentrations moyennes en HAP entre ces deux périodes (111 ng/g, ps et 194 ng/g, ps) diffèrent bien statistiquement.**

Concernant la zone 1, on peut donc affirmer que **l'ajout des données acquises durant la période de reproduction n'a pas modifié les résultats** obtenus précédemment. Dans les deux cas, on observe une **augmentation d'un facteur 1,8 des niveaux médians de HAP sur une quinzaine d'années.** Cette hausse semble liée à une augmentation diffuse de l'ensemble des composés considérés dans cette étude, avec néanmoins des **tendances marquées pour les composés règlementés par l'UE : le BaP et la somme des BaA + BaP + BbF + Chrys.**

D'après le Tableau 5 les tendances observées pour la **zone 2** en prenant en considération la période de reproduction sont les mêmes que celle observées sans en tenir compte. Comme précédemment, une augmentation significative de la somme des HAP étudiés et du BaP est observable (Tableau 5). Les concentrations médianes en HAP présentent une augmentation d'un **facteur 2,4** (Figure 12) en 15 ans (de 87 ng/g, ps à 205 ng/g, ps) ce qui est inférieur aux données présentées Figure 10 sans tenir compte de la reproduction (facteur 3,1). Néanmoins les deux périodes étudiées présentent toujours **des niveaux moyens significativement différents** (85 ng/g, ps vs 227 ng/g, ps - Figure 13).

On peut donc affirmer que **l'ajout des données acquises durant la période de reproduction ne modifie pas les conclusions émises sans tenir compte de cette phase du cycle de vie de l'huître.** L'augmentation des niveaux de HAP, bien que légèrement atténuée, reste **supérieure à un facteur 2** et concerne les mêmes composés, dont le BaP qui est règlementé par l'UE. **La zone 2 présente toujours la hausse la plus notable.**

La **zone 3**, qui présentait précédemment une augmentation globale de divers composés et de leur somme (Tableau 4), ne montre désormais plus aucune tendance croissante lorsque la période de reproduction est prise en considération (Tableau 5). Les concentrations médianes qui augmentaient d'un facteur 1,8 (Figure 10) sans tenir compte de la reproduction, ne présentent plus qu'une augmentation d'un **facteur 1,6** (Figure 12). Néanmoins, la Figure 13 indique toujours une

---

<sup>20</sup> FéLiBA : Etude de la fécondité de l'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon en 2013 en lien avec la qualité de l'eau. Cette étude a été conduite grâce au financement de l'axe 4 du Fonds Européen pour la Pêche et a donné lieu à la réalisation d'analyses de HAP dans des huîtres sauvages prélevées dans la totalité de la lagune.



**augmentation significative des niveaux de HAP entre les concentrations moyennes mesurées en 1996 – 2004 (110 ng/g, ps) et 2005 – 2013 (184 ng/g, ps).**

Plusieurs paramètres ont pu contribuer à une telle modification des résultats précédemment évoqués :

**La zone 3 est la seule dont la série de données ne débute qu'en 2002 puisque l'Ifremer n'y a aucun point de prélèvement RNO/ROCCH.** Cette série de données est donc plus courte et les tendances significatives précédemment relevées se basaient sur les plus faibles effectifs de toutes les zones étudiées (n = 7 hors reproduction et n = 8 en tenant compte de la reproduction - Tableau 4 et Tableau 5).

**De plus, la majorité des données pour cette zone provient d'organismes cultivés échantillonnés lors d'expériences de transplantation** (thèses Alexia Crespo, Hugues Bijoux, Ninette Abou-Mrad) toutes centrées sur la période 2008 – 2012. En ajoutant les données produites durant la période de reproduction, **les effectifs sur la période 2005 – 2013 sont donc passés de 60 à 149, et les médianes et moyennes associées ont diminué** (médianes : de 207 ng/g, ps à 177 ng/g, ps ; moyennes : de 207 ng/g, ps à 184 ng/g, ps). A cela s'associe également une légère augmentation des médianes et moyennes des concentrations sur la période 1996 – 2004.

En conclusion, ces éléments indiquent que **l'ajout des données associées à la période de reproduction a modifié le jeu de données de manière trop importante** (niveaux moyens plus élevés en 1996 – 2004 et plus faibles en 2005 – 2013) en raison de la grande quantité d'effectifs mise en jeu et de la forte variabilité des valeurs prises dans le compartiment biologique. Les modifications associées des niveaux moyens de bioaccumulation ont donc contribué à **camoufler les tendances précédemment mises en évidence, mais pas suffisamment pour supprimer la différence fondamentale de niveau de contamination entre les deux périodes.**

Ces observations indiquent que la zone 3 ne présente pas de données assez anciennes pour extraire des tendances temporelles nettes. Les opérations de transplantation et les diverses opérations de surveillance réalisées sur ces 10 dernières années permettent tout de même de conclure à une **hausse globale des niveaux de contamination**, à l'instar des zones 1 et 2. Ces résultats soulignent par ailleurs l'intérêt d'adopter plusieurs approches statistiques lors de l'analyse de ce type de données.

Concernant la **zone 4**, la majorité des composés étudiés et leurs sommes présentent des tendances similaires en tenant compte ou non de la période de reproduction (à l'exception des B(b,j,k)F). On retrouve dans les deux cas une augmentation de la somme des HAP étudiés (Figure 11 et Figure 13), mais aussi une tendance croissante des niveaux en HAP réglementés par l'UE (Tableau 5).

Les concentrations médianes indiquent une augmentation d'un **facteur 1,2** sur la période d'étude ce qui est similaire à la valeur précédemment établie sans tenir compte de la période de reproduction (Figure 12). Bien que de faible ampleur (la plus faible de toutes les zones étudiées), **cette hausse demeure significative statistiquement comme l'illustre la Figure 13, avec des niveaux moyens passant de 72 ng/g, ps (1996 – 2004) à 117 ng/g, ps (2005 – 2013).**

**L'ajout dans l'analyse des valeurs issues de la période de reproduction n'a pas eu d'effet significatif sur les conclusions précédemment émises** sans tenir compte de cette période. Bien que **l'amplitude de variation** dans le temps des concentrations soit faible pour cette zone, **elle n'en demeure pas moins notable.** En effet des augmentations sont notamment observées pour des composés réglementés par l'UE (BaP et BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys), en dépit de la situation presque océanique de cette zone.

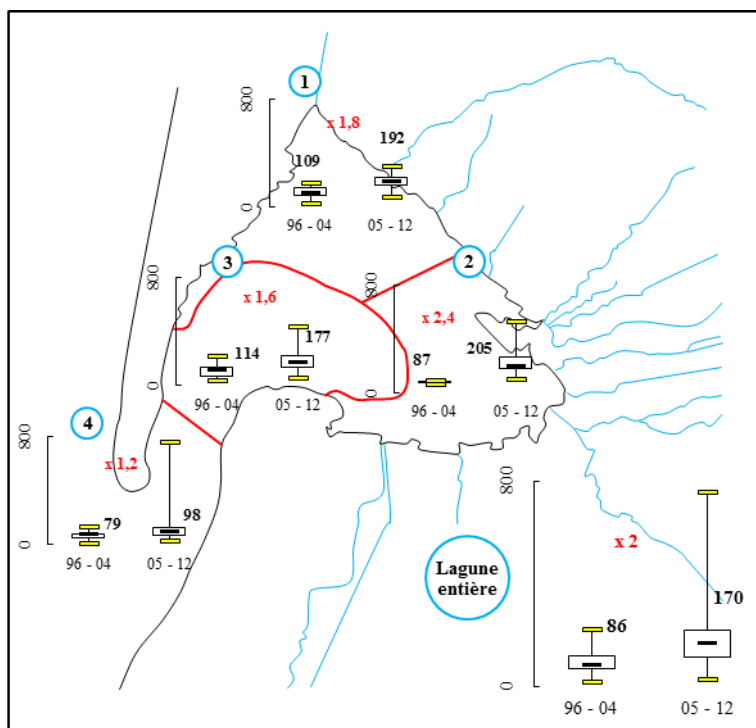
Enfin, si l'on s'intéresse à « l'empreinte » globale du Bassin d'Arcachon toutes zones confondues, on constate une fois encore que les données issues de la période de reproduction n'ont pas induites de modifications des conclusions déjà émises. Tous les composés étudiés et leurs sommes à l'exception du fluoranthène et du pyrène présentent les mêmes tendances (Tableau 4 et Tableau 5). Les concentrations médianes des sommes totales des HAP étudiés indiquent des niveaux similaires en tenant compte de la reproduction (86 ng/g, ps en 1996 – 2004 ; 170 ng/g, ps en 2005 – 2013) et un facteur multiplicateur entre les deux périodes étudiées du même ordre de grandeur (x 2 - Figure 12). On constate que l'ajout des données liées à la reproduction n'a par ailleurs pas induit de modification notable des niveaux moyens au cours des deux périodes d'intérêt (Figure 13).

**En conclusion, à l'échelle de la lagune dans sa totalité**, les données acquises lors de la période de reproduction n'induisent pas de modification des conclusions émises sans avoir tenu compte de cette phase. **L'écosystème dans sa globalité est donc bien sujet à une augmentation des niveaux de HAP dans le compartiment biologique** comme le démontrent les analyses statistiques réalisées sur *Crassostrea gigas* dans le cadre de cette étude. Cette tendance croissante de la bioaccumulation indique en moyenne **une augmentation d'un facteur 2 des niveaux de contamination sur une vingtaine d'années** allant de 1996 à 2013. Ces hausses concernent la grande majorité des composés étudiés et leurs sommes, incluant des contaminants surveillés par l'UE : le BaP et la somme BaA + BaP + BbF + Chrys.

Composé	Phé		Fluo		Pyr		Ba-A		B(b,j,k)F		BaP		Chrys		Somme HAP		Somme 5 HAP		BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys		
	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	LD	0	
Bassin d'Artois	Substitution																				
	Valeurs manquantes																				
	Valeurs utilisées																				
	Statistique du test (S)																				
p-valeur calculée																					
Conclusion																					
Zone 1	Valeurs manquantes																				
	Valeurs utilisées																				
	Statistique du test (S)																				
	p-valeur calculée																				
Conclusion																					
Zone 2	Valeurs manquantes																				
	Valeurs utilisées																				
	Statistique du test (S)																				
	p-valeur calculée																				
Conclusion																					
Zone 3	Valeurs manquantes																				
	Valeurs utilisées																				
	Statistique du test (S)																				
	Approximate p-value																				
Conclusion																					
Zone 4	Valeurs manquantes																				
	Valeurs utilisées																				
	Statistique du test (S)																				
	p-valeur calculée																				
Conclusion																					

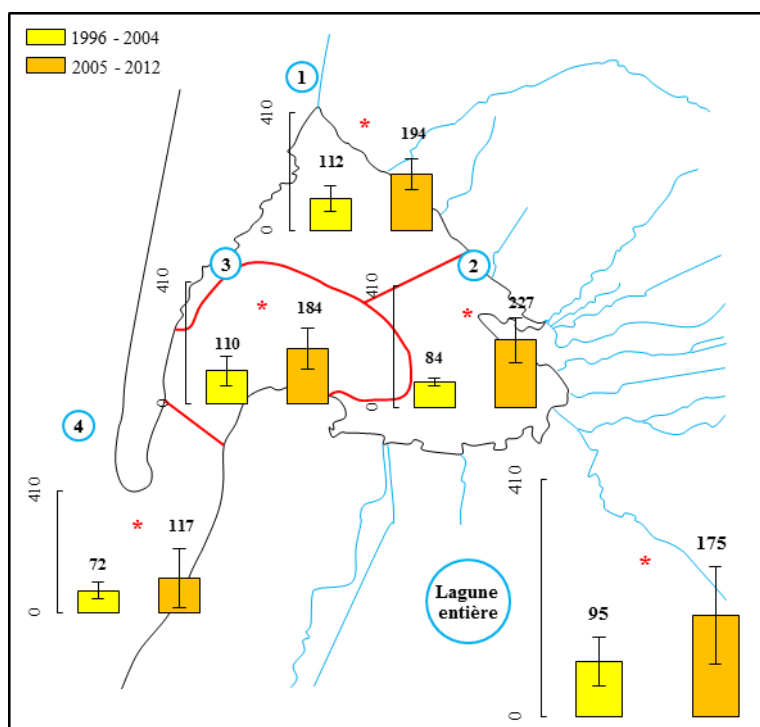
**Tableau 5 : Bilan des recherches de tendances (Mann-Kendall :  $\alpha = 0,05$ ) dans les données de bioaccumulation obtenues hors et durant la période de reproduction.**

Le tableau indique le nombre de valeurs employées par le logiciel pour la réalisation du test ainsi que les valeurs manquantes le cas échéant. La statistique de test (S) est calculée systématiquement pour déterminer la p-valeur sur laquelle se base la significativité du test. Si la p-valeur est inférieure à 0,05, une tendance significative est présente. La case conclusion indique si cette tendance est croissante (flèche rouge) ou décroissante (flèche noire) dans le temps. L'absence de flèche indique une absence de tendance significative. Pour chaque composé et les sommes étudiées, le test a été réalisé après substitution des ND par la LD maximale et après substitution des ND par 0.



**Figure 12 : Variabilité des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (somme en ng/g, ps) - données acquises en dehors et durant la période de reproduction.**

Les barres noires horizontales indiquent les valeurs médianes (chiffres noirs en gras), les barres jaunes indiquent les valeurs minimales et maximales, et les rectangles entourant la médiane indiquent les premiers et troisièmes quartiles. Les chiffres en rouges sont les facteurs multiplicatifs entre les médianes des deux périodes. Les chiffres 1, 2, 3 et 4 dans les cercles bleus indiquent la zone géographique. Les effectifs pour les périodes 1996 – 2004 et 2005 – 2012 sont de (1) 11 et 34 pour la zone 1, (2) 5 et 35 pour la zone 2, (3) 18 et 149 pour la zone 3, (4) 19 et 66 pour la zone 4, (5) 53 et 284 pour la lagune entière.



**Figure 13 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (somme totale en ng/g, ps) - données acquises hors et durant la période de reproduction (moyenne ± ET)**

Les étoiles indiquent une différence significative (seuil  $\alpha = 0,05$ ) d'après le test non-paramétrique de Mann-Whitney. Les chiffres en gras sont les moyennes. Les chiffres 1, 2, 3 et 4 dans les cercles bleus indiquent la zone géographique. Les effectifs pour les périodes 1996 – 2004 et 2005 – 2012 sont de (1) 11 et 34 pour la zone 1, (2) 5 et 35 pour la zone 2, (3) 18 et 149 pour la zone 3, (4) 19 et 66 pour la zone 4, (5) 53 et 284 pour la lagune entière.

## 1.5. Analyses géographiques

---

### 1.5.1. Au niveau local

---

Pour la période 1996 – 2004, la prise en considération de la période de reproduction n'induit aucune modification dans les tendances géographiques détectées (Figure 16 et Figure 17). Cette observation est due au fait que le jeu de données n'est presque pas modifié d'un scénario à l'autre (avec ou sans prise en compte de la période de reproduction). Les niveaux de phénanthrène, de fluoranthène et de chrysène ne présentent aucune variations significatives entre les 4 zones d'intérêt. Les autres composés et les sommes calculées indiquent en revanche des niveaux globalement supérieurs mesurés dans les zones 1, 2 et 3 qui sont les plus « internes » et des niveaux minimaux dans la zone 4 en position quasi océanique.

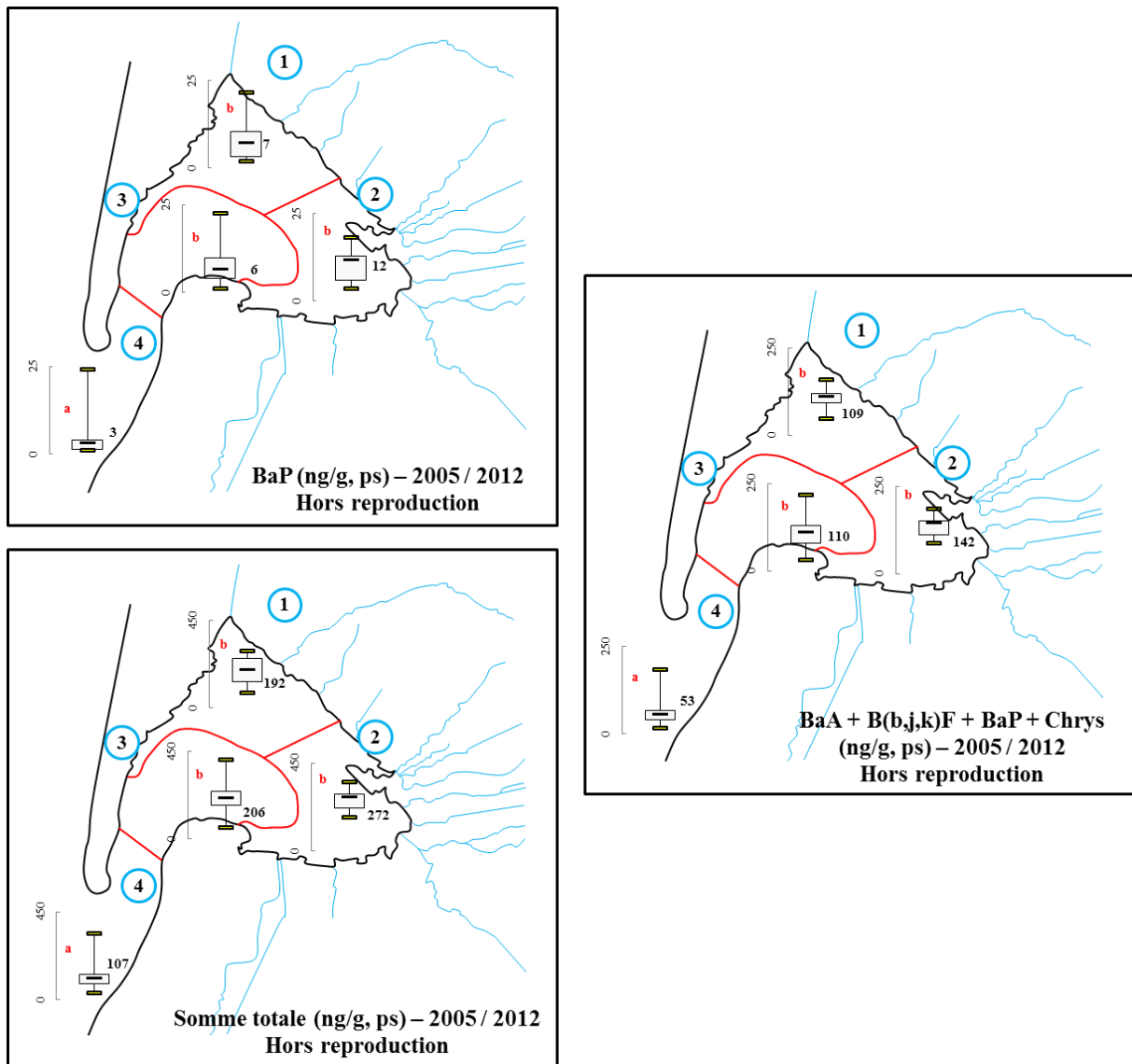
Durant cette période, la zone 2 présente régulièrement des valeurs intermédiaires de bioaccumulation entre la zone 4 et les zones 1 et 3 (statistique « ab » pour BaA, B(b,j,k)F, somme totale, somme 5 HAP et somme « pseudo-réglementaire ») comme en attestent la Figure 16 et la Figure 17. Ce secteur présente en revanche les niveaux moyens de HAP les plus élevés durant la période 2005 – 2012 (ou 2013 si on tient compte de la période de reproduction).

Cette observation illustre les tendances temporelles mises en évidence précédemment. Par exemple, la somme des HAP étudiés dans cette zone en tenant compte de la période de reproduction passe de  $85 \pm 12$  ng/g, ps à  $227 \pm 77$  ng/g, ps. Ce constat est également fait pour le benzo(a)anthracène (de  $8 \pm 3$  ng/g, ps à  $17 \pm 7$  ng/g, ps), les benzo(b,j,k)fluoranthène (de  $18 \pm 6$  ng/g, ps à  $73 \pm 20$  ng/g, ps), le chrysène (de  $11 \pm 3$  ng/g, ps à  $29 \pm 9$  ng/g, ps), le benzo(a)pyrène (de  $3 \pm 3$  ng/g ; ps à  $9 \pm 6$  ng/g, ps), la somme 5 HAP (de  $80 \pm 33$  ng/g, ps à  $125 \pm 52$  ng/g, ps) et la somme pseudo-réglementaire (de  $37 \pm 7$  ng/g, ps à  $128 \pm 39$  ng/g, ps).

Pour la période 2006 – 2012, les tendances géographiques sont conservées : la zone 4 présente toujours les niveaux les plus bas par rapport à la partie interne de la lagune. De plus, le fluoranthène et le chrysène qui ne présentaient aucune variations géographiques en 1996 – 2004 en présentent désormais une.

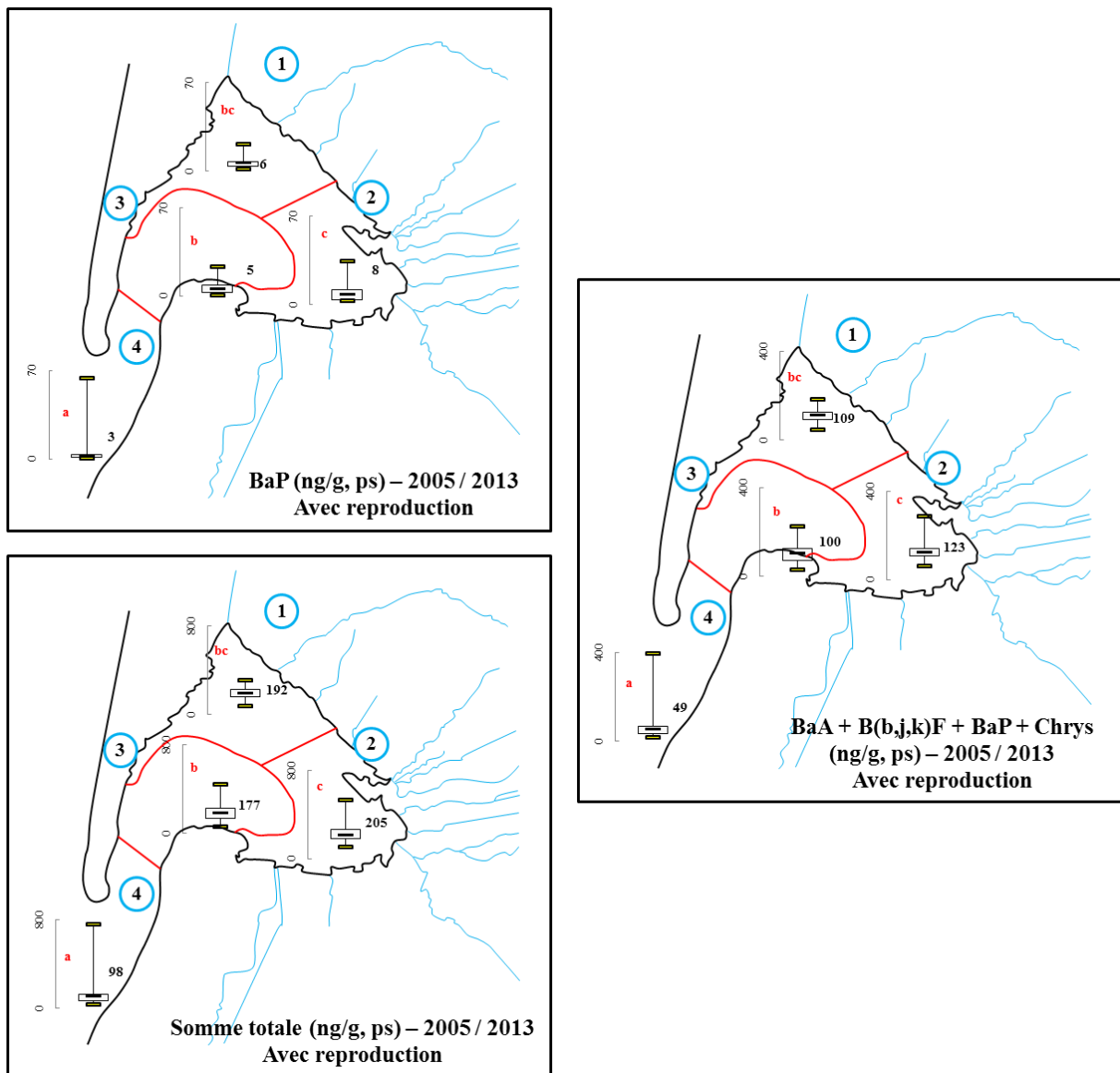
Les Figure 14 et Figure 15 illustrent la variabilité des niveaux de BaP, de la somme des HAP et de la somme 5 HAP ; ces graphiques ont été réalisés sans tenir compte de la période de reproduction (Figure 14) et en tenant compte de cette phase (Figure 15). Ils sont placés sur une carte du Bassin d'Arcachon et sont assortis des lettres permettant de vérifier les différences statistiques calculées entre zones par le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). **Ces figures attestent du fait que les zones 1, 2 et 3 sont significativement plus contaminées par rapport à la zone 4.** Ce constat est plus marqué pour la zone 2 lorsque la période de reproduction est prise en compte.

**En conclusion**, les tendances géographiques observables avec les données de 1996 à 2004 indiquent que l'intérieur de la lagune se caractérise par des niveaux supérieurs en HAP dans les huîtres par rapport à son embouchure (que l'on tienne compte ou non de la période de reproduction). Cette tendance est conservée dans le temps jusqu'en 2005 – 2012 et présente même une légère accentuation concomitante à l'augmentation générale de la contamination de la lagune. **Ces observations sont très probablement le résultat d'un concours de facteurs impliquant un hydrodynamisme différentiel entre les passes du Bassin et les secteurs plus orientaux de la lagune où les temps de rétention des eaux sont supérieurs.**



**Figure 14 : Variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 – 2012 (Données acquises hors période de reproduction).**

Les zones d'étude sont symbolisées par les chiffres dans les cercles bleus ; les chiffres noirs indiquent la valeur de la médiane (barre noire) ; les barres jaunes symbolisent les minimum et maximum ; les rectangles blancs encadrent la médiane et indiquent les premier et troisième quartiles ; les effectifs employés pour chaque zone sont : zone 1 (12), zone 2 (11), zone 3 (60), zone 4 (36) ; les lettres minuscules rouges indiquent la significativité du test statistique de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).  
BaA + B(b,j,k)F + BaP + Chrys – benzo(a)anthracène + benzo(b,j,k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + chrysène.



**Figure 15 : Variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 – 2013 (Données acquises avec la période de reproduction).**

Les zones d'étude sont symbolisées par les chiffres dans les cercles bleus ; les chiffres noirs indiquent la valeur de la médiane (barre noire) ; les barres jaunes symbolisent les minimum et maximum ; les rectangles blancs encadrent la médiane et indiquent les premier et troisième quartiles ; les effectifs employés pour chaque zone sont : zone 1 (36), zone 2 (37), zone 3 (149), zone 4 (67) ; les lettres minuscules rouges indiquent la significativité du test statistique de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).  
 BaA + B(b,j,k)F + BaP + Chrys – benzo(a)anthracène + benzo(b,j,k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + chrysène.

Composés	Zone	Hors reproduction				Avec reproduction			
		1996 - 2004		2005 - 2012		1996 - 2004		2005 - 2013	
		n	Mean ± SD	n	Mean ± SD	n	Mean ± SD	n	Mean ± SD
<b>Phé</b>	1	15	11 ± 5 <sup>a</sup>	12	9 ± 5 <sup>a</sup>	15	11 ± 5 <sup>a</sup>	36	9 ± 4 <sup>a</sup>
	2	9	11 ± 4 <sup>a</sup>	11	12 ± 5 <sup>a</sup>	9	11 ± 4 <sup>a</sup>	37	10 ± 4 <sup>a</sup>
	3	16	10 ± 3 <sup>a</sup>	60	11 ± 6 <sup>a</sup>	18	9 ± 4 <sup>a</sup>	149	9 ± 6 <sup>a</sup>
	4	22	12 ± 5 <sup>a</sup>	36	9 ± 5 <sup>a</sup>	23	11 ± 5 <sup>a</sup>	67	9 ± 9 <sup>a</sup>
<b>Fluo</b>	1	15	36 ± 22 <sup>a</sup>	12	40 ± 21 <sup>bc</sup>	15	36 ± 22 <sup>a</sup>	36	37 ± 14 <sup>b</sup>
	2	9	28 ± 16 <sup>a</sup>	11	53 ± 10 <sup>c</sup>	9	28 ± 16 <sup>a</sup>	37	42 ± 18 <sup>b</sup>
	3	16	27 ± 12 <sup>a</sup>	60	39 ± 12 <sup>b</sup>	18	25 ± 13 <sup>a</sup>	149	35 ± 13 <sup>b</sup>
	4	22	24 ± 13 <sup>a</sup>	36	26 ± 14 <sup>a</sup>	23	23 ± 14 <sup>a</sup>	67	25 ± 23 <sup>a</sup>
<b>Pyr</b>	1	15	35 ± 22 <sup>b</sup>	12	42 ± 20 <sup>b</sup>	15	35 ± 22 <sup>b</sup>	36	39 ± 14 <sup>bc</sup>
	2	9	29 ± 14 <sup>b</sup>	11	61 ± 16 <sup>b</sup>	9	29 ± 14 <sup>b</sup>	37	48 ± 20 <sup>c</sup>
	3	16	22 ± 11 <sup>ab</sup>	60	48 ± 18 <sup>b</sup>	18	20 ± 11 <sup>ab</sup>	149	40 ± 20 <sup>b</sup>
	4	22	16 ± 9 <sup>a</sup>	36	23 ± 13 <sup>a</sup>	23	16 ± 10 <sup>a</sup>	67	21 ± 18 <sup>a</sup>
<b>BaA</b>	1	15	11 ± 4 <sup>b</sup>	12	15 ± 7 <sup>b</sup>	15	11 ± 4 <sup>b</sup>	36	14 ± 5 <sup>bc</sup>
	2	9	8 ± 3 <sup>ab</sup>	11	19 ± 6 <sup>b</sup>	9	8 ± 3 <sup>ab</sup>	37	17 ± 7 <sup>c</sup>
	3	16	12 ± 9 <sup>b</sup>	60	15 ± 7 <sup>b</sup>	18	11 ± 9 <sup>b</sup>	149	13 ± 6 <sup>b</sup>
	4	22	6 ± 5 <sup>a</sup>	36	8 ± 6 <sup>a</sup>	23	6 ± 4 <sup>a</sup>	67	9 ± 12 <sup>a</sup>
<b>B(b,j,k)F</b>	1	11	25 ± 10 <sup>b</sup>	10	64 ± 18 <sup>b</sup>	11	25 ± 10 <sup>b</sup>	34	64 ± 18 <sup>b</sup>
	2	5	18 ± 6 <sup>ab</sup>	9	73 ± 20 <sup>b</sup>	5	18 ± 6 <sup>ab</sup>	35	73 ± 20 <sup>c</sup>
	3	16	24 ± 13 <sup>b</sup>	60	58 ± 22 <sup>b</sup>	18	24 ± 13 <sup>b</sup>	149	58 ± 22 <sup>b</sup>
	4	18	13 ± 7 <sup>a</sup>	35	32 ± 23 <sup>a</sup>	19	13 ± 7 <sup>a</sup>	66	32 ± 23 <sup>a</sup>

Figure 16 : Bilan des variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur les deux périodes d'intérêt (1/2).

Les valeurs sont des moyennes par période ± l'écart-type exprimées en ng/g de masse sèche. Les lettres indiquent la significativité du test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Phé – phénanthrène ; Fluo – fluoranthène ; Pyr – pyrène ; BaA – benzo(a)anthracène ; B(b,j,k)F – somme des isomères b, j et k du benzofluoranthène.



Composés	Zone	Hors reproduction				Avec reproduction			
		1996 - 2004		2005 - 2012		1996 - 2004		2005 - 2013	
		n		n		n		n	
BaP	1	15	3 ± 2 <sup>ab</sup>	12	8 ± 6 <sup>b</sup>	15	3 ± 2 <sup>ab</sup>	36	7 ± 4 <sup>bc</sup>
	2	9	3 ± 3 <sup>a</sup>	11	10 ± 5 <sup>b</sup>	9	3 ± 3 <sup>a</sup>	37	9 ± 6 <sup>c</sup>
	3	16	5 ± 4 <sup>b</sup>	60	8 ± 5 <sup>b</sup>	18	6 ± 3 <sup>b</sup>	149	6 ± 5 <sup>b</sup>
	4	22	2 ± 1 <sup>a</sup>	36	4 ± 5 <sup>a</sup>	23	2 ± 1 <sup>a</sup>	67	5 ± 8 <sup>a</sup>
Chrys	1	11	14 ± 8 <sup>a</sup>	10	22 ± 8 <sup>ab</sup>	11	14 ± 8 <sup>a</sup>	34	25 ± 6 <sup>bc</sup>
	2	5	11 ± 3 <sup>a</sup>	9	28 ± 7 <sup>b</sup>	5	11 ± 3 <sup>a</sup>	35	29 ± 9 <sup>c</sup>
	3	16	16 ± 9 <sup>a</sup>	60	25 ± 8 <sup>b</sup>	18	15 ± 8 <sup>a</sup>	149	23 ± 9 <sup>b</sup>
	4	18	10 ± 6 <sup>a</sup>	35	16 ± 7 <sup>a</sup>	19	10 ± 6 <sup>a</sup>	66	16 ± 11 <sup>a</sup>
Somme totale	1	11	112 ± 44 <sup>b</sup>	10	191 ± 74 <sup>b</sup>	11	112 ± 44 <sup>b</sup>	34	194 ± 54 <sup>bc</sup>
	2	5	85 ± 12 <sup>ab</sup>	9	262 ± 60 <sup>b</sup>	5	85 ± 12 <sup>ab</sup>	35	227 ± 77 <sup>c</sup>
	3	16	118 ± 47 <sup>b</sup>	60	207 ± 63 <sup>b</sup>	18	110 ± 49 <sup>b</sup>	149	184 ± 70 <sup>b</sup>
	4	18	75 ± 27 <sup>a</sup>	35	117 ± 56 <sup>a</sup>	19	72 ± 28 <sup>a</sup>	66	117 ± 99 <sup>a</sup>
5HAP	1	15	96 ± 52 <sup>b</sup>	12	112 ± 53 <sup>bc</sup>	15	96 ± 52 <sup>b</sup>	36	106 ± 36 <sup>bc</sup>
	2	9	80 ± 33 <sup>ab</sup>	11	155 ± 38 <sup>c</sup>	9	80 ± 33 <sup>ab</sup>	37	125 ± 52 <sup>c</sup>
	3	16	77 ± 29 <sup>ab</sup>	60	121 ± 39 <sup>b</sup>	18	71 ± 31 <sup>ab</sup>	149	103 ± 43 <sup>b</sup>
	4	22	60 ± 25 <sup>a</sup>	36	70 ± 36 <sup>a</sup>	23	58 ± 26 <sup>a</sup>	67	69 ± 67 <sup>a</sup>
BaA + BaP + B(b,j,k)F + Chrys	1	11	52 ± 19 <sup>b</sup>	10	103 ± 34 <sup>b</sup>	11	52 ± 19 <sup>b</sup>	34	110 ± 29 <sup>bc</sup>
	2	5	37 ± 7 <sup>ab</sup>	9	132 ± 32 <sup>b</sup>	5	37 ± 7 <sup>ab</sup>	35	128 ± 39 <sup>c</sup>
	3	16	58 ± 29 <sup>b</sup>	60	108 ± 36 <sup>b</sup>	18	56 ± 29 <sup>b</sup>	149	100 ± 38 <sup>b</sup>
	4	18	32 ± 14 <sup>a</sup>	35	58 ± 30 <sup>a</sup>	19	31 ± 14 <sup>a</sup>	66	61 ± 53 <sup>a</sup>

Figure 17 : Bilan des variations locales des niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sur les deux périodes d'intérêt (2/2).

Les valeurs sont des moyennes par période ± l'écart-type exprimées en ng/g de masse sèche. Les lettres indiquent la significativité du test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Phé – phénanthrène ; Fluo – fluoranthène ; Pyr – pyrène ; BaA – benzo(a)anthracène ; B(b,j,k)F – somme des isomères b, j et k du benzofluoranthène.

### 1.5.2. Au niveau national

Les résultats des comparaisons entre les écosystèmes côtiers surveillés par l’Ifremer sont résumés dans le Tableau 6 (moyennes  $\pm$  écart-type). Les statistiques confirment les tendances suggérées par l’institut dans son rapport (Auby et al., 2013) : le Bassin d’Arcachon présente des niveaux de contamination supérieurs au reste du littoral pour la plupart des composés retenus et leur somme ( $101 \pm 48$  ng/g, ps pour le Bassin d’Arcachon contre  $40 \pm 17$  ng/g, ps au Pertuis d’Antioche à  $67 \pm 36$  ng/g, ps dans la Rade de Brest). En se basant sur les moyennes calculées dans le Tableau 6, on peut estimer que les huîtres du Bassin d’Arcachon présentent en moyenne par rapport au reste du littoral étudié :

- 1,6 fois plus de phénanthrène.
- 1,9 fois plus de fluoranthène.
- 2,7 fois plus de pyrène.
- 3,7 fois plus de benzo(a)anthracène.
- 4,1 fois plus de benzo(a)pyrène.

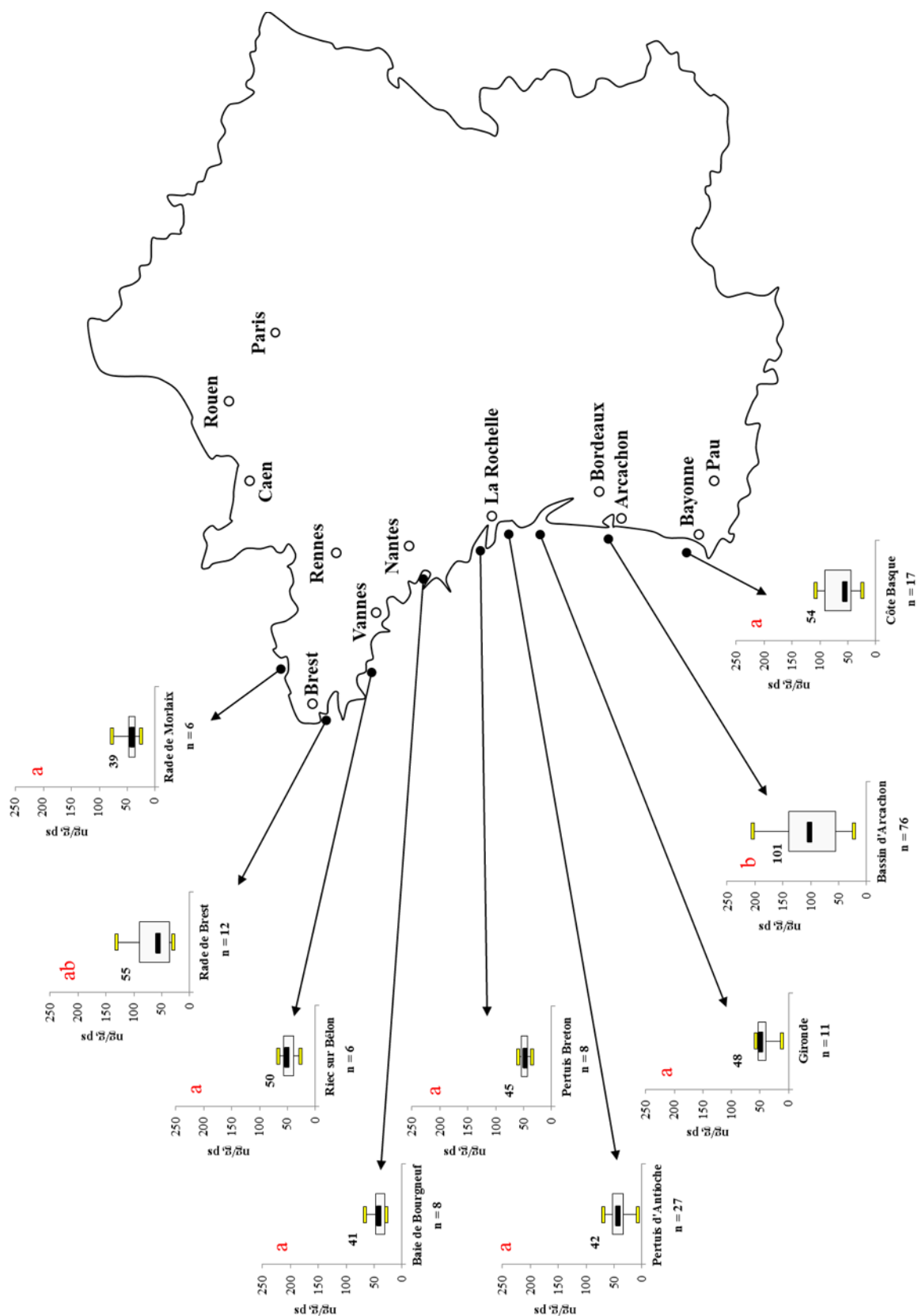
**Globalement, la somme des concentrations de ces 5 composés est 2,1 fois plus élevée dans les organismes du Bassin d’Arcachon par rapport au reste des zones sélectionnées pour cette étude.**

**Tableau 6 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres sauvages des écosystèmes surveillés par l’Ifremer (2005 – 2012).**

Milieux étudiés	Phénanthrène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Benzo(a)pyrène	Somme
	ng/g, ps	ng/g, ps	ng/g, ps	ng/g, ps	ng/g, ps	ng/g, ps
Baie de Bourgneuf	$6 \pm 3^a$	$21 \pm 7^a$	$12 \pm 4^a$	$3 \pm 1^{ab}$	$1 \pm 0,9^a$	$42 \pm 13^a$
<b>Bassin d’Arcachon</b>	<b><math>10 \pm 4^b</math></b>	<b><math>36 \pm 16^b</math></b>	<b><math>37 \pm 20^b</math></b>	<b><math>13 \pm 7^c</math></b>	<b><math>6,4 \pm 4,8^b</math></b>	<b><math>101 \pm 48^b</math></b>
Bélon	$6 \pm 2^{ab}$	$22 \pm 7^{ab}$	$15 \pm 6^a$	$4 \pm 2^{ab}$	$1,3 \pm 1^a$	$48 \pm 15^a$
Côte Basque	$11 \pm 6^b$	$22 \pm 12^a$	$23 \pm 12^{ab}$	$5 \pm 2^{ab}$	$1,8 \pm 1,2^a$	$63 \pm 29^a$
Gironde	$6 \pm 2^a$	$16 \pm 7^a$	$15 \pm 5^a$	$4 \pm 1^{ab}$	$2 \pm 1,5^a$	$43 \pm 14^a$
Pertuis Breton	$6 \pm 3^{ab}$	$24 \pm 6^{ab}$	$14 \pm 4^a$	$3 \pm 1^a$	$1,3 \pm 1,3^a$	$48 \pm 9^a$
Pertuis d’Antioche	$6 \pm 3^a$	$17 \pm 9^a$	$13 \pm 6^a$	$3 \pm 1^{ab}$	$1,5 \pm 1,1^a$	$40 \pm 17^a$
Rade de Brest	$5 \pm 3^a$	$28 \pm 15^{ab}$	$24 \pm 15^{ab}$	$8 \pm 6^b$	$2,6 \pm 3,6^a$	$67 \pm 36^{ab}$
Rade de Morlaix	$6 \pm 4^{ab}$	$19 \pm 10^a$	$14 \pm 5^a$	$4 \pm 1^{ab}$	$1,4 \pm 1,8^a$	$44 \pm 18^a$

*Les valeurs affichées dans ce tableau sont les moyennes  $\pm$  écart-type. Les effectifs de chaque zone sont : Rade de Morlaix (6), Rade de Brest (12), Pertuis d’Antioche (27), Pertuis Breton (8), Gironde (11), Côte Basque (17), Bélon (6), Bassin d’Arcachon (76), Baie de Bourgneuf (8). Les lettres minuscules symbolisent le résultat du test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ), permettant de comparer les différentes zones d’étude pour chaque composé ou leur somme.*

La Figure 18 illustre cette observation par l’utilisation des boîtes à moustaches. On observe ainsi qu’en dépit d’une variabilité notable sur la période 2005 – 2012 au niveau des différents sites d’étude, les médianes pour la somme des 5 HAP se rapprochent des moyennes présentées dans le Tableau 6 : **la contamination médiane du Bassin d’Arcachon présente toujours des niveaux environ deux fois supérieurs au reste du littoral atlantique.**



**Figure 18 : Comparaison de la contamination en HAP des huîtres sauvages du Bassin d'Arcachon avec les principaux milieux côtiers surveillés par l'Ifremer sur la période 2005 – 2013.**

La concentration en HAP représentée est la somme des : Phe + Fluo + Pyr + BaA + BaP (composés communs aux sites et la période choisie). Les boîtes à moustaches représentent les minimum et maximum (en jaune), la médiane (en noir), les quartiles 25% et 75% (rectangle encadrant la médiane). Les chiffres noirs en gras sont les valeurs des médianes calculées. La valeur de « n » représente le nombre de mesures utilisées pour la réalisation des boîtes à moustaches. Les lettres rouges symbolisent le résultat du test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ).



## 2. Analyse du compartiment sédimentaire

---

### 2.1. Nature et origine des données

---

#### 2.1.1. Thèses de doctorat

---

Pascale Baumard, 1997 « Biogéochimie des composés aromatiques dans l'environnement marin »  
Un article apparaît dans ces travaux : Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. PAHs in Arcachon Bay, France: origin and biomonitoring with caged organisms. Mar. Pollut. Bull. 36, 577 – 586.

*Des moules ont été encagées trois mois au niveau de divers sites (Entrée de la lagune, Île aux oiseaux, Arès, Andernos, Certes, Gujan, Port d'Arcachon) de novembre 1994 à février 1995. Des sédiments ont été prélevés en même temps que les organismes.*

Olivier Geffard, 2001 « Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés : évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires ». Des articles apparaissent dans ces travaux :

His, E., Budzinski, H., Geffard, O., Beiras, R., 1997. Action d'un sédiment pollué par les hydrocarbures sur la métamorphose de l'huître japonaise, *Crassostrea gigas* (Thunberg). C. R. Acad. Sci. Paris. Sciences de la vie. 320, 797 – 803.

*Des sédiments vaseux ont été prélevés dans le chenal d'Arès près d'une ancienne décharge ostréicole présentant du matériel traité au coaltar. Ces sédiments ont été analysés et ses effets ont été testés sur des huîtres juvéniles.*

Geffard O., Budzinski H., His E., Seaman M., Garrigues P, 2002. Relationships between contaminant levels in marine sediments and their biological effects upon embryos of oysters, *Crassostrea gigas*. Environmental Toxicology and Chemistry. 21, 2310 – 2318.

*Des sédiments du Bassin d'Arcachon ont été prélevés à différents endroits (Argiles, Chenal d'Arès, Île aux oiseaux, Gujan, Port d'Arcachon afin d'en tester la toxicité sur des embryons d'huîtres par « sédiment – contact ».*

O. Geffard, E. His, H. Budzinski, J.F. Chiffolleau, A. Coynel, H. Etcheber, 2004. Effects of storage method and duration on the toxicity of marine sediments to embryos of oysters. Environmental Pollution. 129, 457 – 465.

*La toxicité de sédiments prélevés dans le chenal d'Arès a été testée sur des larves d'huîtres en fonction de la méthode de stockage et de la durée de stockage.*

O. Geffard, A. Geffard, E. His, H. Budzinski. Bioavailability and toxicity of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons and metals to *Crassostrea gigas* embryos and larvae. 2001. Article rédigé dans le manuscrit de thèse.

*La toxicité par sédiment contact ou d'élutriats issus de sédiments du chenal d'Arès a été testée sur des larves d'huîtres.*

O. Geffard, H. Budzinski, E. His, 2001. Effects of elutriates from PAH and heavy metal polluted sediments on *Crassostrea gigas* (Thunberg) embryogenesis, larval growth and bio-accumulation by the larvae of the pollutants from sedimentary origin. Article soumis à Ecotoxicology lors de la publication de la thèse.

*Le relargage, la biodisponibilité et la toxicité des contaminants sédimentaires issus du Chenal d'Arès ont été examinés à l'aide de larves d'huîtres.*

Alexia Crespo, 2009 « Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le Bassin d'Arcachon ». Différentes études durant ces travaux ont été assorties d'analyses dans le compartiment sédimentaire :

*Analyses sur des sédiments issus des chenaux et des ports du Bassin d'Arcachon durant le programme « ORQUE » prélevés en 2001 – 2002.*

*Analyses réalisées sur des sédiments portuaires La Vigne, Arès, Arcachon, La Teste) réalisées en 2006, 2007 et 2009 à l'occasion de diverses missions tels que des études pilotes gérées par le SIBA.*

*Cartographie importante réalisée en 2007 sur des sédiments du bassin d'Arcachon (intrabassin et tributaires).*

*Suivi saisonnier du programme région Aquitaine »ASCOBAR » (2008 – 2009).*

Ninette Abou-Mrad, 2011 « Développements méthodologiques pour l'échantillonnage et l'analyse des hydrocarbures dans les systèmes aquatiques : Application dans des expérimentations en conditions semi-contrôlées et dans le milieu environnemental »

*Opération d'encagement d'huîtres diploïdes et triploïdes en été 2010 près de sites stratégiques tels que le port d'Arcachon, Île aux oiseaux, Arguin, Eyrac ; des sédiments ont été prélevés en parallèle. Un article se trouve dans le manuscrit mais n'a pas été publié : Abou Mrad, N., Belles, A., Peluhet L., Parlanti E., Budzinski H. Measuring PAH contamination in Arcachon's Bay during summer 2010. Coupling of passive sampling approaches and biological accumulation.*

Hugues Bijoux, 2014 « Etude de l'impact toxique des contaminants chimiques du Bassin d'Arcachon sur l'huître creuse *Crassostrea gigas* ; approches *in-situ* et expérimentales »

*Opérations d'encagement d'huîtres au niveau de stations stratégiques : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Île aux oiseaux, Le Tès, Eyrac. Deux opérations ont été réalisées : une de 2010 à 2011 et une de 2011 à 2012 (projet région Aquitaine « OSQUAR »). Des sédiments ont été prélevés en parallèle des organismes.*

#### 2.1.2. Etudes ponctuelles

---

SIBA et CG33 « Suivi Dragage » - Etude de la contamination des sédiments dragués.

*Lorsque des ports ou des chenaux d'accès portuaires sont dragués par le SIBA ou le CG33, des analyses de contamination sont réalisées sur ces sédiments pour statuer sur leur devenir (immersion ou autre).*

LPTC, 2004 « Suivi Prestige, 1 an après » - Etude de l'impact du naufrage sur les organismes aquatiques.

*Etude ponctuelle réalisée début 2004 sur des moules sauvages au niveau des stations : Mouleau, Corniche, La Chapelle, Eyrac. Des sédiments ont été prélevés en parallèle.*

#### 2.1.3. Suivi long terme

---

Ifremer, 1999 « Réseau National d'Observation » - programme « RNO Sed ».

Ifremer, 2008 « Suivi DCE »

*L'Ifremer a mis le RNO en place en 1976 mais le dosage des HAP n'a réellement débuté qu'en 1996. Bien que les dosages concernent principalement les huîtres, un suivi des sédiments a été réalisé en plus. Actuellement ce suivi est également réalisé dans le cadre de l'application de la DCE.*

## 2.2. Statistiques descriptives

Les données concernant les sédiments ont été triées en fonction de leur origine : intrabassin, portuaire ou tributaire. **La majorité des données obtenues est issue de l'intrabassin**, et peut donc être répartie entre les 4 zones de l'étude. La zone 3, centrale, présente une quantité supérieure de données (environ le double) par rapport aux zones 1, 2 et 4 (Figure 19). Cet écart est dû au fait que les sites concernés par les projets région ASCOBAR<sup>21</sup> et OSQUAR<sup>22</sup> se situent principalement dans la zone 3, ce qui a largement contribué à l'effort d'échantillonnage dans cette partie du Bassin.

La partie basse de la figure indique la répartition dans le temps de ces prélèvements : **pour les 4 zones d'intérêt, l'effort d'échantillonnage a été plus important sur la période la plus récente de 2005 à 2012**. En effet, la période la plus ancienne de l'étude n'est représentée que par certains travaux de thèse et par le « suivi Prestige » qui constituent peu d'échantillons.

**Concernant les ports de la lagune**, une forte hétérogénéité est observable dans la densité de données. La majorité de ces valeurs sont issues des analyses chimiques réalisées sur les sédiments dragués par le SIBA (Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon) et le CG33 (Conseil Général de la Gironde). L'effort « d'échantillonnage » a ainsi été inégal sur les 20 dernières années : le port d'Arcachon présente le plus grand nombre de valeurs (52) (certaines issues en plus de travaux de thèse). Cela explique pourquoi seul ce port présente des données assez anciennes et en quantité suffisante pour permettre une analyse chronologique.

**Les données concernant les tributaires** sont bien plus lacunaires (seulement 39 valeurs) et ne concernent qu'une période restreinte : 2008 – 2009. Seuls les travaux d'Alexia Crespo durant sa thèse en 2009 nous fournissent des indications sur les niveaux de HAP dans les sédiments des affluents.

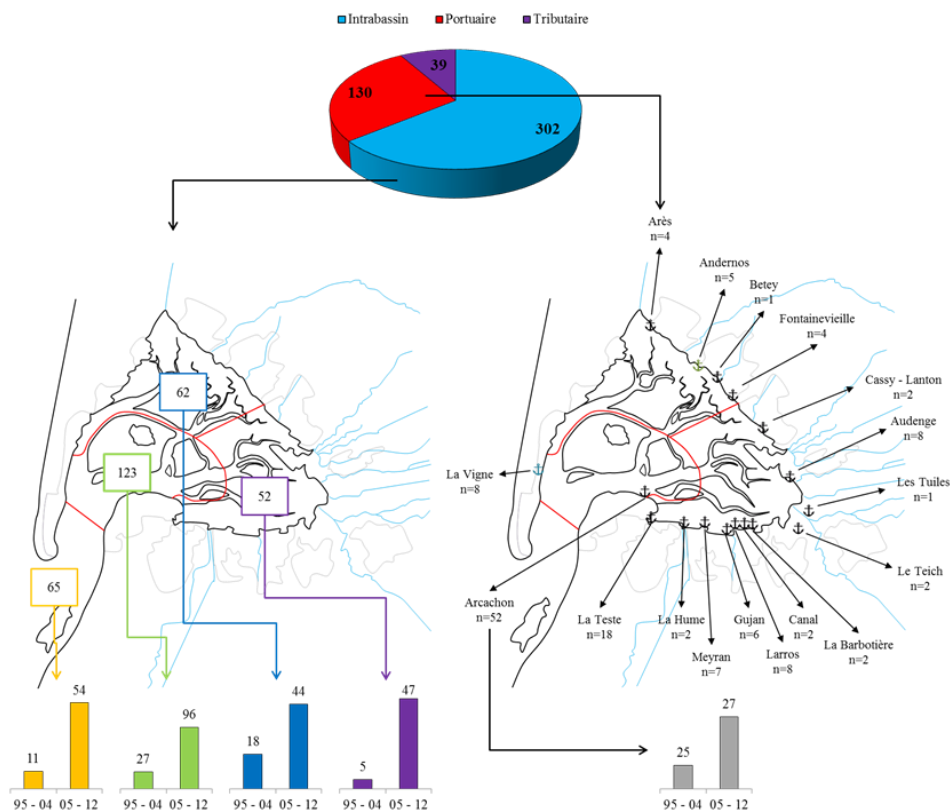


Figure 19 : Répartition dans le temps et l'espace des prélèvements concernant le compartiment sédimentaire.

<sup>21</sup> Apports Scientifiques face à la problématique CONchylicole dans le Bassin d'ARcachon.

<sup>22</sup> OStréiculture et QUALité du milieu : approche intégrée du Bassin d'ARcachon.

## 2.3. Traitement des données

---

### 2.3.1. Généralités

---

La présence de HAP dans les sédiments dépend d'une part des apports en contaminants et d'autre part du niveau de matière organique (COT<sup>23</sup>) et de la granulométrie. Ces deux derniers paramètres sont des variables naturelles **influençant largement** la capacité des sédiments à fixer les HAP : les vases fines adsorbent typiquement plus les HAP que des sables grossiers.

Le COT correspond à la « matière organique » du sédiment. Cette fraction est un support d'adsorption privilégié pour les HAP (Ray et al., 2012). La quantité de matière organique mais aussi sa qualité sont connus pour influencer largement les capacités d'adsorption des sédiments vis-à-vis de composés hydrophobes tels que les HAP (Wang et al., 2014; Yang et al., 2011).

Dans le Bassin d'Arcachon l'origine de la matière organique sédimentaire est principalement autochtone (produite dans l'écosystème). Elle se compose de phanérogames dégradées, de phytoplancton, de microphytobenthos, de macroalgues et de particules organiques charriées par les rivières dans une moindre mesure (Dubois et al., 2012).

On comprend donc que la composition des sédiments et leur structure peuvent être sujets à des modifications au fil du temps (en lien avec de nombreux paramètres tels que les variations des courants, des marées, des apports terrigènes et du cycle du carbone...).

Etudier l'évolution temporelle des niveaux de HAP dans cette matrice rendrait donc principalement compte de l'évolution de la **granulométrie** ou des niveaux de **COT**. **Il est donc nécessaire de s'en affranchir** pour étudier l'évolution « réelle » des apports en HAP liés aux activités anthropiques. Pour cela, une opération de normalisation des données de contamination doit être réalisée par rapport au critère COT d'une part et par rapport au critère de granulométrie d'autre part :

$$HAP_{normalisée} = \frac{HAP_{non\ normalisée}}{COT\ \% / 100}$$

$$HAP_{normalisée} = \frac{HAP_{non\ normalisée}}{f. < 63\ \mu m\ \% / 100}$$

Avec :  $HAP_{normalisée}$  la concentration en HAP normalisée exprimée en ng/g de carbone organique total,  $HAP_{non\ normalisée}$  la concentration en HAP non normalisée exprimée en ng/g de sédiments secs,  $COT\ \%$  la proportion de carbone organique total exprimée en pourcentage,  $f. < 63\ \mu m\ \%$  la fraction de sédiment dont la granulométrie est inférieure à 63  $\mu m$  exprimée en pourcentage.

### 2.3.2. Approche chronologique

---

Le suivi de COT et de granulométrie n'a pas été systématique historiquement, ce qui n'a pas permis d'extraire des tendances temporelles, ni de comparer les périodes 1995 – 2004 et 2005 – 2012 (Figure 20) pour l'intrabassin.

Au niveau portuaire, Arcachon est la seule station présentant assez de données sur les deux périodes d'intérêt pour permettre ce type d'approche. Enfin, les concentrations en HAP obtenues dans les sédiments prélevés dans les tributaires n'ont pas pu faire l'objet d'une analyse temporelle puisque les valeurs n'ont été obtenues que sur une courte période (2008 – 2009).

---

<sup>23</sup> Carbone Organique Total.



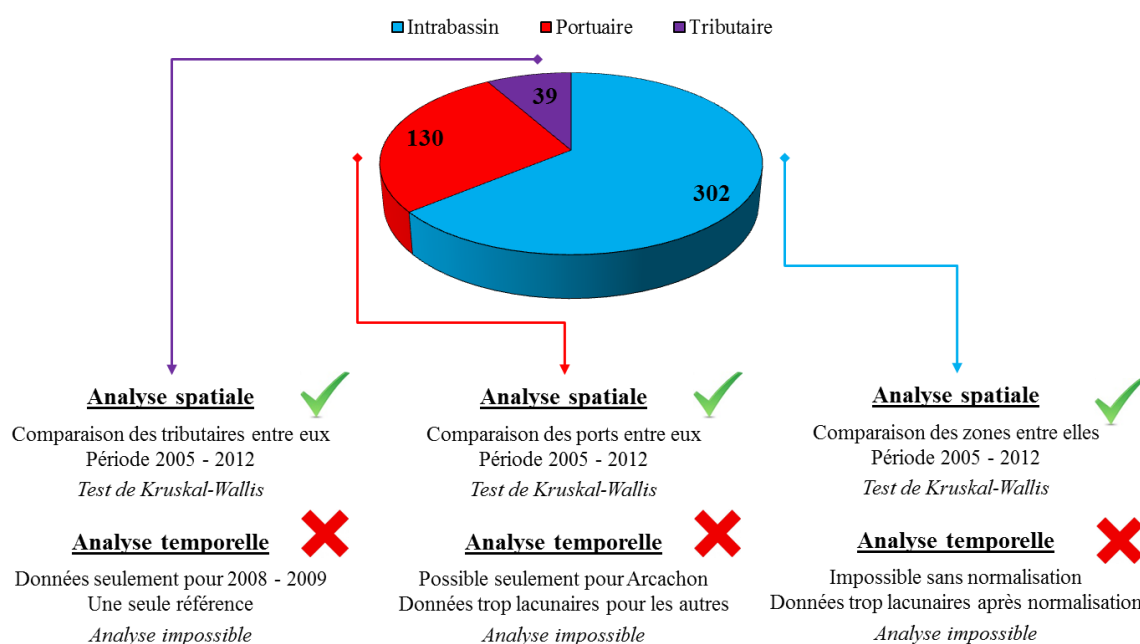
### 2.3.3. Approche spatiale

Elle a pu être réalisée de la même manière que pour le compartiment biologique à l'aide du test de Kruskal-Wallis (Figure 20). Les tests ont été réalisés sur les données brutes, mais aussi sur des données normalisées par le COT et par la granulométrie. **La normalisation a été réalisée sur de nouveaux jeux de données moins fournis puisqu'elle implique de ne considérer que les échantillons pour lesquels une valeur accompagnatrice de COT (en %) ou des mesures de granulométrie ont été réalisées.**

Concernant les données « intrabassin », les différentes zones ont donc pu être comparées en tenant compte ou non des paramètres accompagnateurs et en se basant sur les données obtenues durant la période la plus récente : 2005 – 2012 (densité de valeurs plus importante). Les données concernant les ports et les tributaires ont également pu être comparées spatialement sur cette même période, lorsque les stations concernées présentaient au minimum 3 valeurs permettant une analyse statistique.

**De manière générale, le choix des composés à étudier pour chaque typologie de sédiment (intrabassin, portuaire ou tribulaire) a été fait pour conserver une bonne cohérence avec l'étude du biota et pour éviter les biais statistiques (ex. : trop de « ND<sup>24</sup> » ou composés non dosés).**

L'analyse du compartiment biologique a permis par ailleurs de conclure que les substitutions des ND par 0 ou par la LD max menaient à des résultats statistiques comparables **dans le cadre de cette étude**. Il a donc été décidé de ne conserver que les composés présentant entre 10% et 15% maximum de « ND » ; ces « ND » ont par la suite été substitués par la LD max afin de se placer dans un scénario « réaliste » de contamination (Tableau 7).



**Figure 20 : Résumé des analyses réalisées pour le compartiment sédimentaire.**

Les chiffres noirs indiquent le nombre d'analyses réalisées au fil du temps pour chaque typologie de sédiment.

<sup>24</sup> Non Détectés.

Composés	Intrabassin	Portuaire		Tributaires
	Comparaisons entre zones	Analyse temporelle Arcachon	Comparaisons entre ports	Comparaisons entre affluents
Phe	x	/	x	x
Fluo	x	x	x	x
Pyr	x	/	x	x
BaA	x	/	x	x
Chrys + Triph	x	/	x	x
B(b+j+k)F	x	x	x	x
BaP	x	x	x	x
IP	x	x	x	x
D(ah+ac)A	x	/	x	x
BP	x	x	x	x

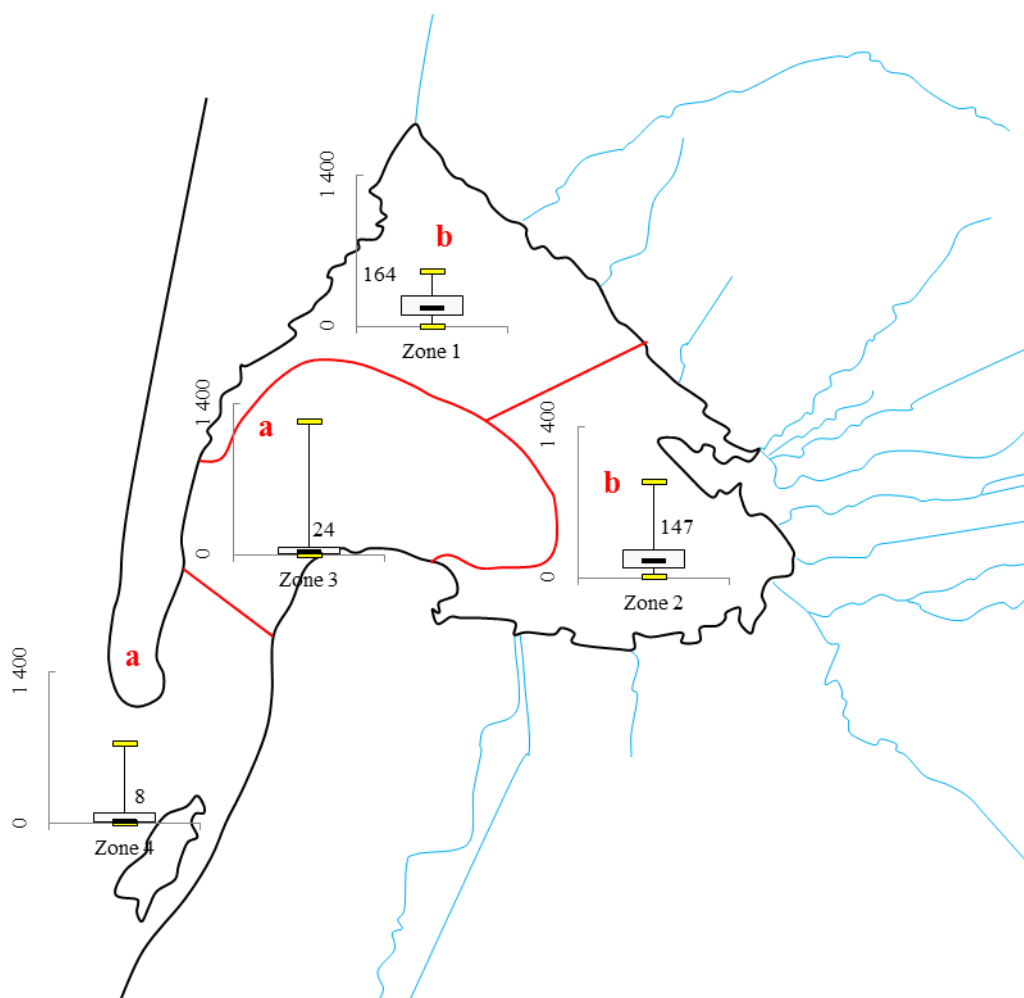
**Tableau 7 : Composés retenus pour les analyses du compartiment sédimentaire.**

*Phe – phénanthrène, Fluo – fluoranthène, Pyr – pyrène, BaA – benzo(a)anthracène, Chrys + Triph – chrysène et triphénylène, B(b+j+k)F – somme des benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène et benzo(k)fluoranthène, BaP – benzo(a)pyrène, IP – indéno(1,2,3-cd)pyrène, D(ah+ac)A – dibenzo(ah+ac)anthracène, BP – benzo(ghi)pérylène.*

## 2.4. Analyse spatiale des données « intrabassin »

### 2.4.1. Sans normalisation

La première façon de traiter les données de contamination des sédiments prélevés en « intrabassin » consiste à les appréhender dans leur globalité sans tenir compte de leur teneur en carbone organique total (COT) et de leur granulométrie. La Figure 21 présente les niveaux médians de BaP mesurés sur la période d'intérêt au niveau des 4 zones d'étude. En absence de normalisation, ces valeurs s'élèvent à 164 ng/g, ps pour la zone 1, 147 ng/g, ps pour la zone 2, 24 ng/g, ps pour la zone 3 et 8 ng/g, ps pour la zone 4. Des variations significatives apparaissent par ailleurs : les zones 1 et 2 présentent des concentrations significativement supérieures (lettre « b ») par rapport aux zones 3 et 4 plus proches du Golfe de Gascogne (lettre « a »).

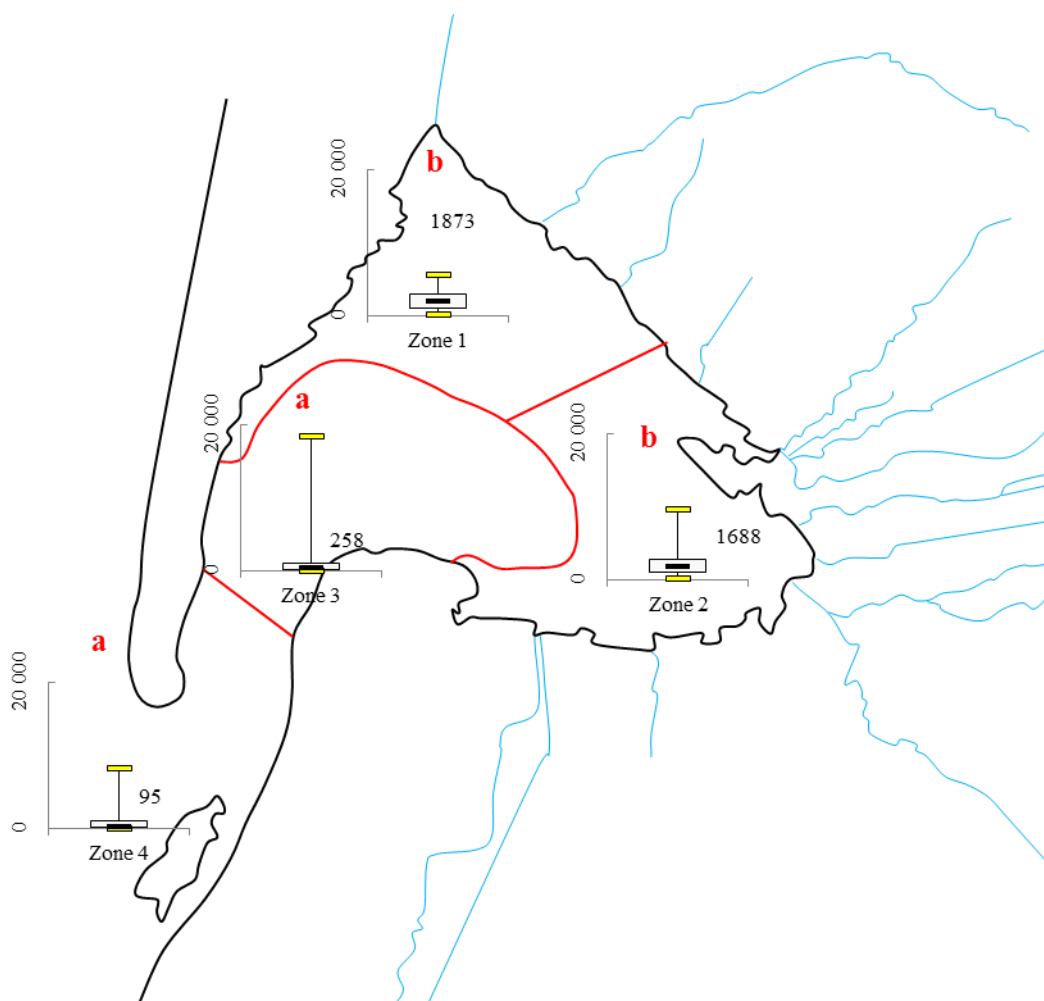


**Figure 21 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène (ng/g, ps) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - sans normalisation préalable.**

Les lettres minuscules rouges indiquent une différence significative d'après le test de Kruskal-Wallis au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes, leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles. Les effectifs sont de 44 pour la zone 1, 47 pour la zone 2, 96 pour la zone 3 et 54 pour la zone 4.

De la même manière, la Figure 22 présente une comparaison des niveaux de HAP entre les 4 zones d'intérêt. On y observe que les niveaux médians concernant la somme des HAP sélectionnés s'élèvent à 1873 ng/g, ps et 1688 ng/g, ps pour les zones 1 et 2 ; ils ne s'élèvent qu'à 258 ng/g, ps et 95 ng/g, ps pour les zones 3 et 4.

Les statistiques réalisées ont permis de tirer les mêmes conclusions que pour le BaP seul : les zones 1 et 2 les plus orientales sont significativement plus impactées que les zones proches des passes de la lagune. **On observe par ailleurs dans les deux cas (Figure 21 et Figure 22) une variabilité très importante inhérente à la matrice sédimentaire, et particulièrement en ce qui concerne la zone 3.**



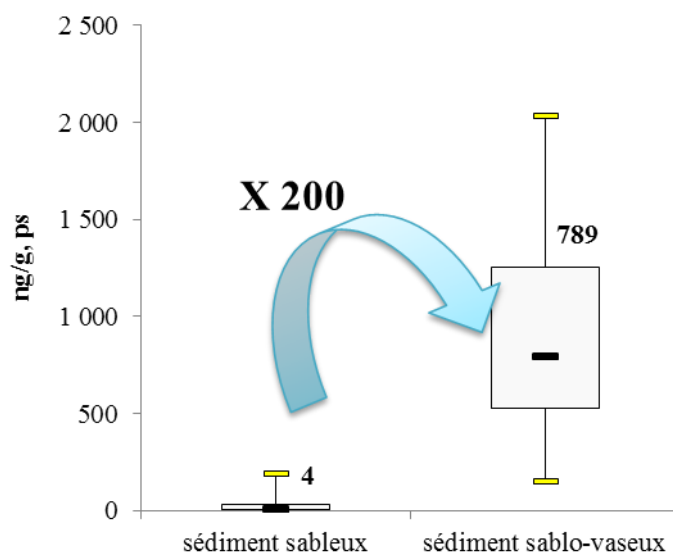
**Figure 22 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g, ps) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - sans normalisation préalable.**

Les lettres minuscules rouges indiquent une différence significative d'après le test de Kruskal-Wallis au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes, leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles. Les effectifs sont de 44 pour la zone 1, 47 pour la zone 2, 96 pour la zone 3 et 54 pour la zone 4.

Le Tableau 9 permet par ailleurs de constater que les moyennes calculées sont proches des médianes, et que les tendances observées en absence de normalisation concernent tous les composés sélectionnés. **La forte variabilité identifiée** dans les sédiments se caractérise par des valeurs maximales très élevées. On peut supposer que ces observations sont liées aux variations de granulométrie et/ou de teneur en carbone organique au sein d'une même zone.

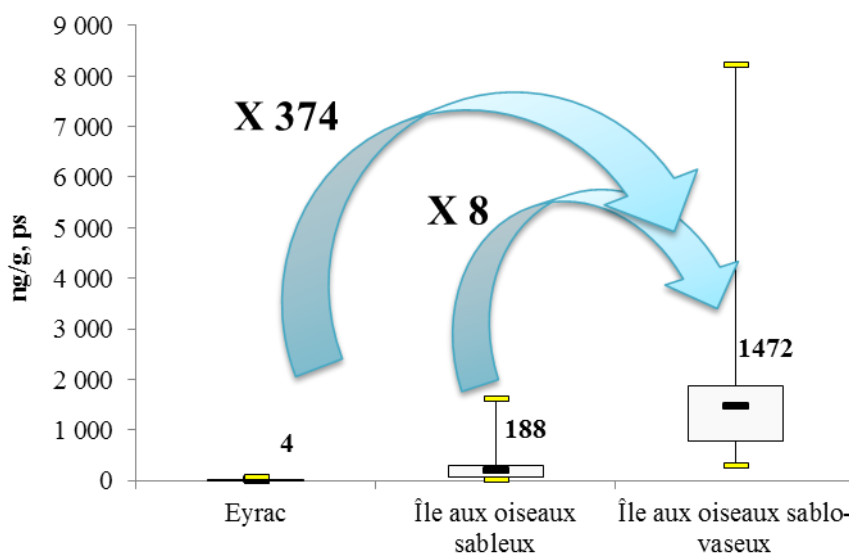
Le site du Banc d'Arguin par exemple, représentatif de la zone 4, illustre cette supposition. D'après les mesures de granulométrie réalisées sur ce site et les appréciations textuelles retrouvées dans les diverses sources de données, les niveaux de HAP mesurés dans des sables « stricts » ont été comparés à ceux mesurés dans des vases sableuses. **On s'aperçoit que le paramètre granulométrique est un facteur discriminant majeur** (Figure 23) puisqu'un facteur de presque **200** existe entre la médiane des sédiments sableux (7 ng/g, ps) et celle des sédiments sablo-vaseux (789 ng/g, ps). Il en est de

même pour la zone 3 (Figure 24) : la médiane de contamination à Eyrac (4 ng/g, ps) est près de 380 fois plus faible que celle des vases sableuses de l'Île aux oiseaux (1472 ng/g, ps). **Ces observations illustrent la variabilité spatiale des sédiments au sein de la lagune et l'importance du critère de granulométrie dans l'étude des HAP pour cette matrice.**



**Figure 23 : Comparaison de la contamination entre des sédiments sableux et sablo-vaseux au niveau du Banc d'Arguin sur la période 2005 - 2014.**

Les barres noires représentent les médianes (séparation de 50% des valeurs) ; les barres jaunes représentent les minimums et maximums ; les rectangles blancs représentent les quartiles 25% et 75%. Les effectifs sont de 7 et 19 pour les sédiments sableux et sablo-vaseux.



**Figure 24 : Comparaison de la contamination entre divers sédiments issus de la zone 3 sur la période 2005 - 2014.**

Les barres noires représentent les médianes (séparation de 50% des valeurs) ; les barres jaunes représentent les minimums et maximums ; les rectangles blancs représentent les quartiles 25% et 75%. Les effectifs sont de 13 à Eyrac, 13 et 12 pour les sédiments sableux et sablo-vaseux de l'Île aux oiseaux.

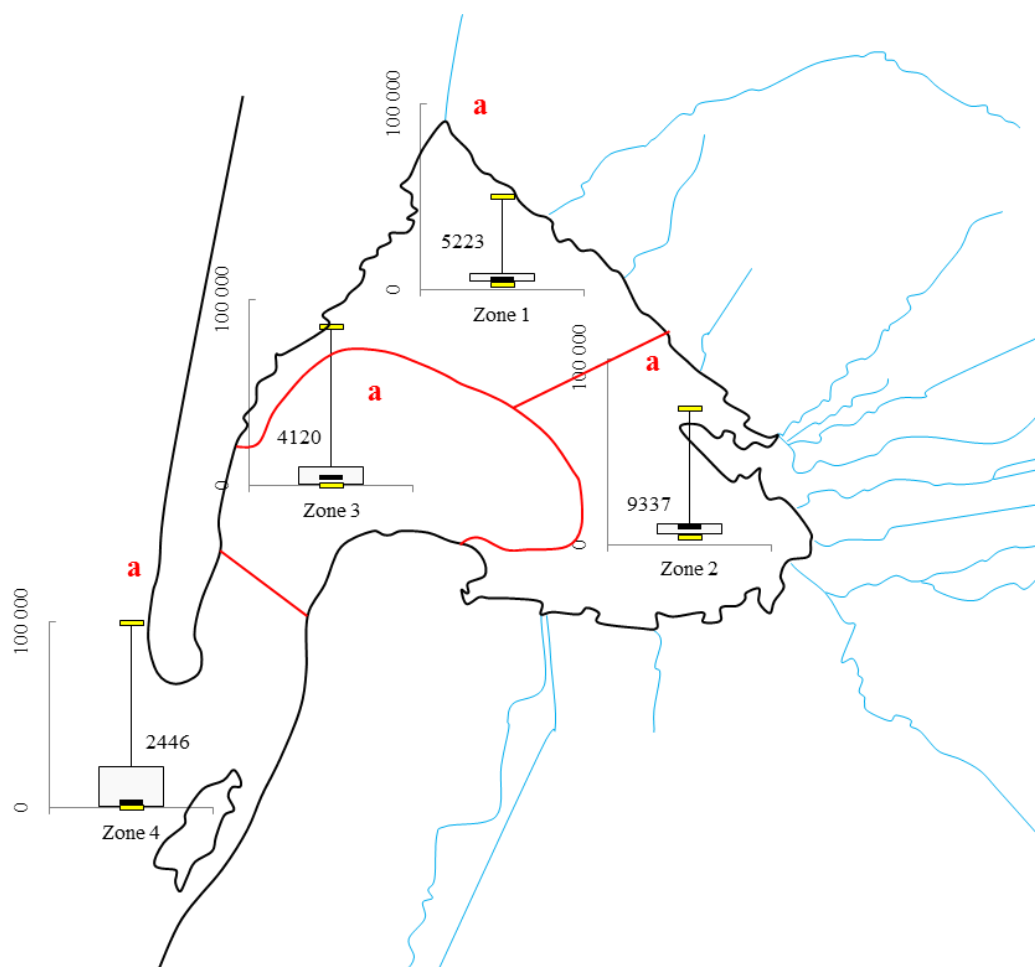
**En conclusion**, les tendances observées indiquent une contamination différentielle entre l'embouchure et la partie est du Bassin. Ces variations peuvent être mises en lien avec les caractéristiques des sédiments **prélevés** ; elles ne reflètent pas forcément la réalité du terrain car la variabilité spatiale de la granulométrie est majeure (des vases très fines peuvent côtoyer des sables grossiers dans une même zone). Les analyses réalisées mettent donc en évidence un biais lié (1) à l'échantillonnage des sédiments d'une part (sables plus souvent prélevés à Arguin par rapport aux vases) et (2) à l'importante variabilité géographique de ces sédiments (vases sableuses à l'Île aux oiseaux et sables à Eyraac) d'autre part.

**Bien que ces résultats rappellent les observations réalisées sur le compartiment biologique, ils ne peuvent être exploités ainsi. Ils mettent cependant en évidence l'importance d'étudier les paramètres de carbone organique et de granulométrie lorsque l'on s'intéresse au compartiment sédimentaire.**

## 2.4.2. Normalisation par le carbone organique total (COT)

Comme spécifié précédemment, étudier la contamination des sédiments par les HAP sans normalisation préalable présente peu d'intérêt dans le cadre de cette étude. Cette approche présente en effet un biais lié à la variabilité de « structure » (granulométrie) et de composition (teneur en COT) des sédiments. Il est donc nécessaire de s'affranchir des caractéristiques naturelles du sédiment si l'on veut juger de la « répartition réelle » des composés à travers la lagune.

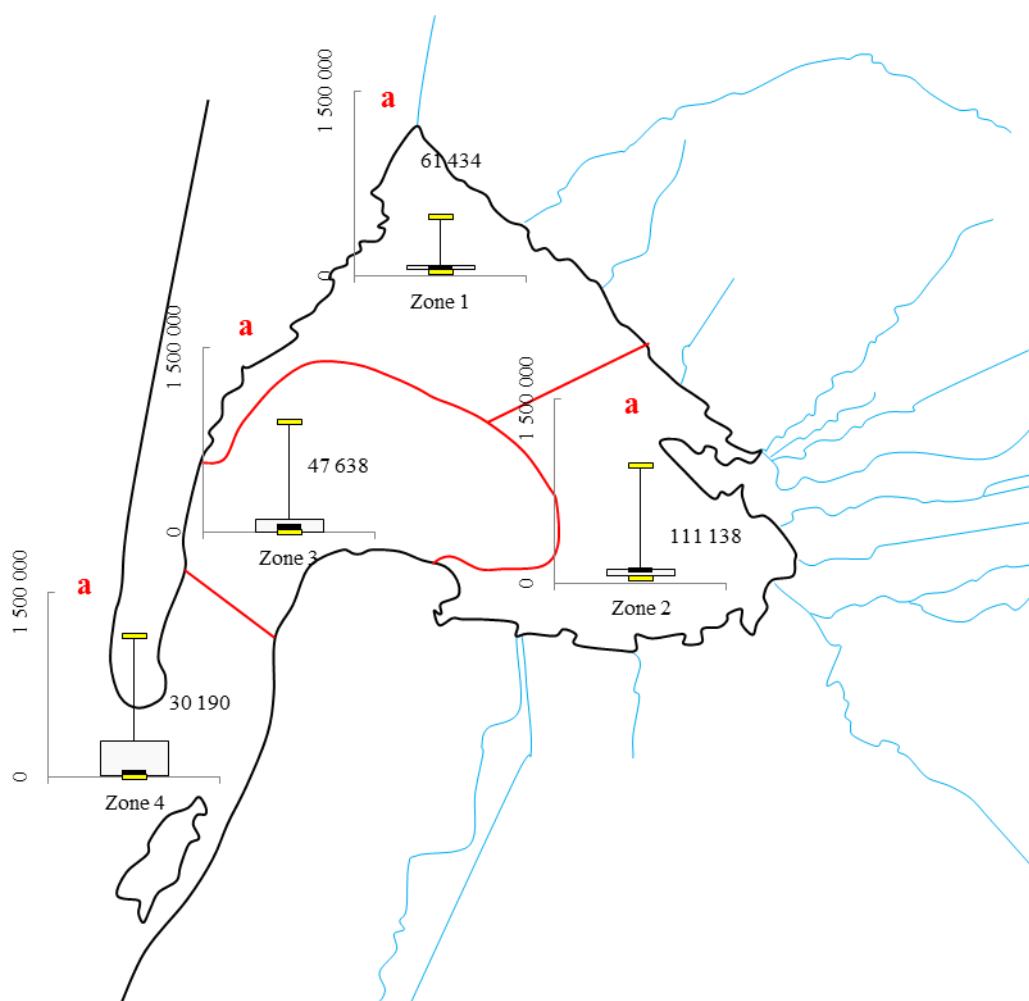
La Figure 25 présente les niveaux médians de BaP normalisés par le COT obtenus sur la période 2005 – 2014 au niveau des 4 zones d'intérêt. Les zones 1, 2, 3 et 4 présentent des concentrations de 5223 ng/g de CO, 4120 ng/g de CO, 9337 ng/g de CO et 2446 ng/g de CO. En dépit d'une variabilité non négligeable, **ces valeurs présentent les mêmes ordres de grandeur**. De plus, **les statistiques n'ont pas permis de détecter de différence significative entre les niveaux de BaP des différentes zones d'étude** (lettre « a » sur toutes les zones).



**Figure 25 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène (ng/g de carbone organique) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - normalisation par le COT.**

*Les lettres minuscules rouges indiquent une différence significative d'après le test de Kruskal-Wallis au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes (séparation de 50% des valeurs), leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles (25 et 75% des valeurs). Les effectifs sont de 14 pour la zone 1, 14 pour la zone 2, 53 pour la zone 3 et 29 pour la zone 4.*

La Figure 26 présente le même type de résultats mais pour l'ensemble des HAP sélectionnés dans cette matrice. **Les conclusions sont inchangées, puisqu'aucune différence n'a pu être détectée entre les 4 zones**. Les niveaux médians par zone calculés dans le cadre de cette analyse sont de 61 434 ng/g de CO, 111 138 ng/g de CO, 47 638 ng/g de CO et 30 190 ng/g de CO pour les zones 1, 2, 3 et 4.



**Figure 26 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g de carbone organique) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - normalisation par le COT.**

Les lettres minuscules rouges indiquent une différence significative d'après le test de Kruskal-Wallis au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes (séparation de 50% des valeurs), leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles (25 et 75% des valeurs). Les effectifs sont de 14 pour la zone 1, 14 pour la zone 2, 53 pour la zone 3 et 29 pour la zone 4.

Le Tableau 9, qui présente les niveaux moyens de HAP pour la période d'intérêt, indique que les moyennes sont proches des médianes calculées. **L'absence de différence entre les 4 zones illustrée par le BaP et la somme des composés semble par ailleurs généralisable à l'ensemble des composés étudiés, à l'exception du D(ah,ac)A.**

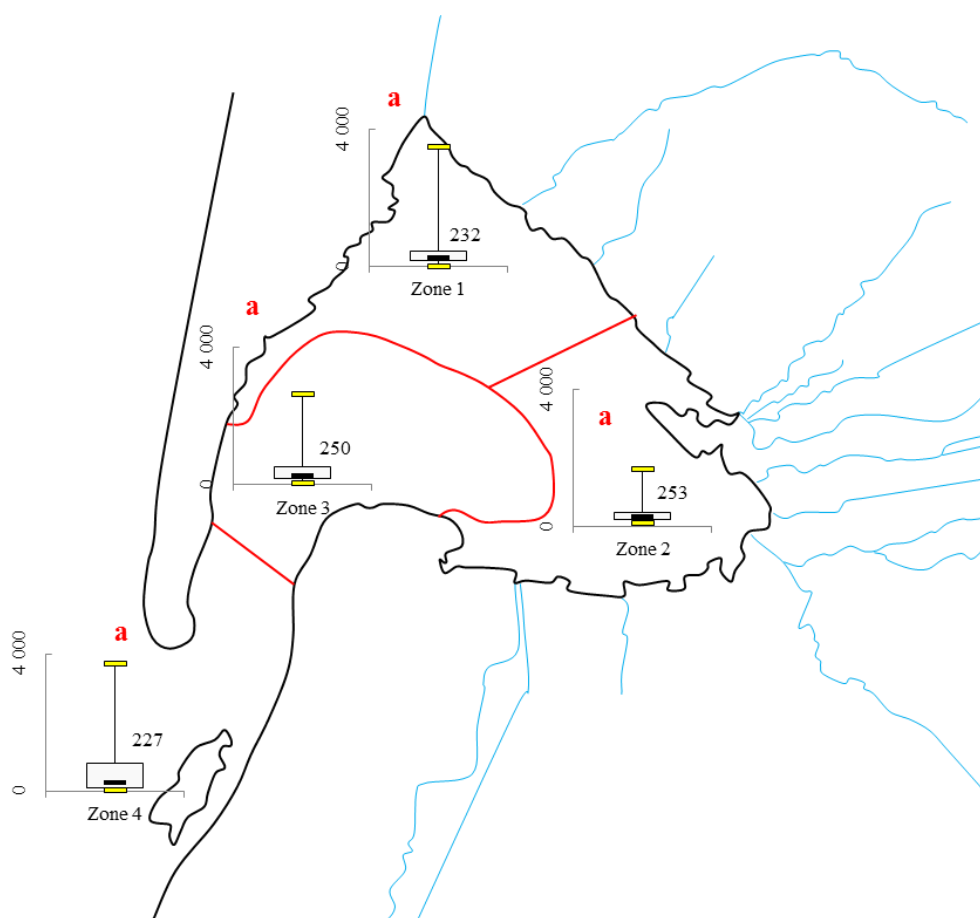
**En conclusion**, la normalisation par le COT est pertinente dans l'étude de la contamination des HAP dans le compartiment sédimentaire. Les sédiments issus de la partie est du Bassin d'Arcachon présentaient des niveaux de HAP supérieur par rapport au reste de la lagune en absence de normalisation. **Il apparaît au contraire qu'à teneur en carbone organique total équivalente, les sédiments du Bassin d'Arcachon se contaminent de manière homogène sur l'ensemble de la lagune.** Les différences observées précédemment sans normalisation sont donc bien liées aux variations naturelles de la composition des sédiments prélevés.



### 2.4.3. Normalisation par la granulométrie

La deuxième façon de normaliser les niveaux de HAP dans le compartiment sédimentaire est d'utiliser la granulométrie. Ce paramètre mesure les proportions des différentes «classes de tailles de grains» constituant la matrice. Il est admis que les HAP tendent à s'adsorber préférentiellement sur des particules de taille inférieure à 63 µm (silts). Normaliser par la granulométrie revient donc à normaliser par la proportion de particules dont la taille est inférieure à ce seuil.

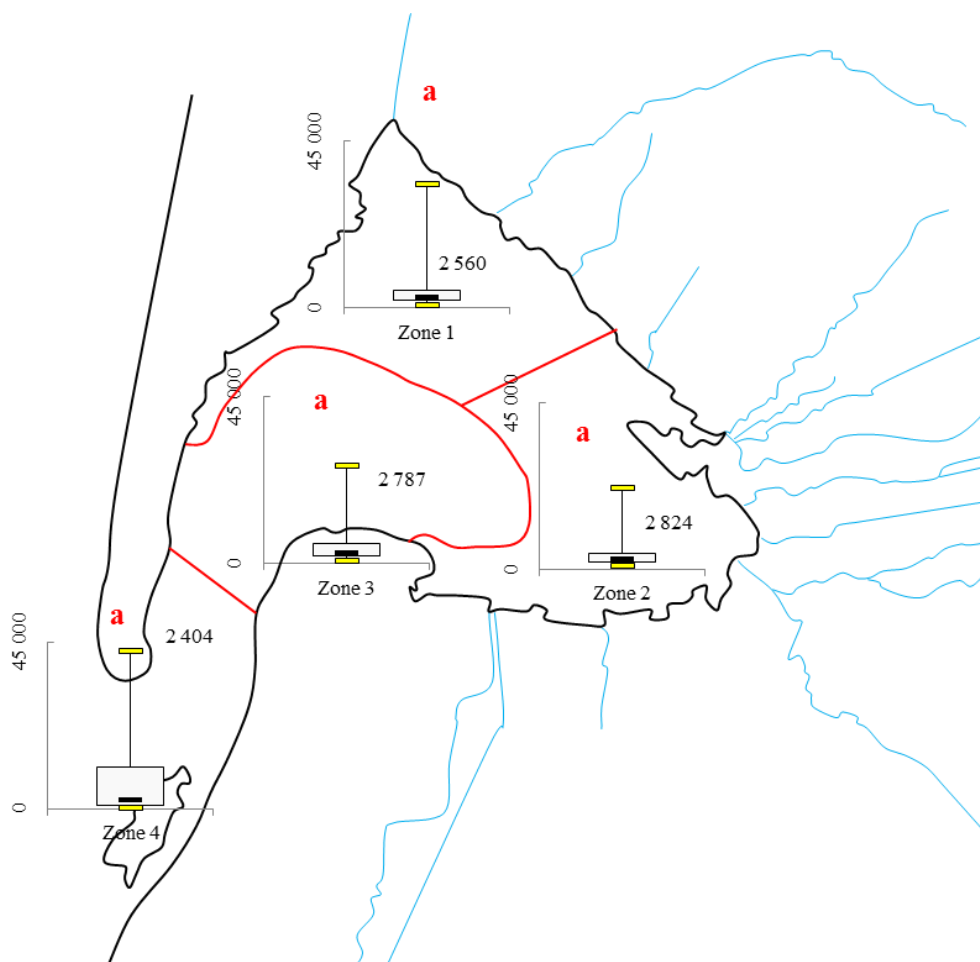
La Figure 27 présente les niveaux médians de BaP obtenus pour chaque zone sur la période 2005 – 2014. **La normalisation par le critère de granulométrie a uniformisé ces valeurs à l'échelle de la lagune.** En dépit d'une variabilité non négligeable, les zones 1, 2, 3 et 4 présentent des niveaux médians de BaP de 232 ng/g de sédiment inférieur à 63 µm (sed. < 63 µm), 253 ng/g sed. < 63 µm, 250 ng/g sed. < 63 µm et 227 ng/g sed. < 63 µm. **Les tests statistiques n'ont pas permis de différencier les 4 zones mathématiquement** (lettres « a »).



**Figure 27 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène (ng/g de sédiment inférieur à 63 µm) dans les sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 – 2014 - normalisation par la granulométrie.**

*Les lettres minuscules rouges indiquent une différence significative d'après le test de Kruskal-Wallis au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes (séparation de 50% des valeurs), leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles (25 et 75% des valeurs). Les effectifs sont de 27 pour la zone 1, 31 pour la zone 2, 44 pour la zone 3 et 24 pour la zone 4.*

La Figure 28 présente le même type de résultat mais pour la somme des HAP étudiés. On observe des niveaux médians pour ce paramètre de 2560 ng/g sed. < 63 µm, 2824 ng/g sed. < 63 µm, 2787 ng/g sed. < 63 µm et 2404 ng/g sed. < 63 µm pour les zones 1, 2, 3 et 4. **Ces valeurs très proches entre elles ne présentent aucune différence statistiquement significative d'après le test de Kruskal-Wallis** (lettres « a »).



**Figure 28 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g de sédiment inférieur à 63 µm) des sédiments issus de « l'intrabassin » sur la période 2005 - 2014, après normalisation par la granulométrie.**

Les lettres minuscules rouges indiquent une différence significative d'après le test de Kruskal-Wallis au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes (séparation de 50% des valeurs), leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles (25 et 75% des valeurs). Les effectifs sont de 27 pour la zone 1, 31 pour la zone 2, 44 pour la zone 3 et 24 pour la zone 4.

Le Tableau 9 complète ces informations et présente les moyennes et écart-types associés à ces valeurs médianes. On observe que les moyennes sont légèrement supérieures aux médianes, mais qu'elles présentent la même homogénéité entre les zones d'étude. **L'absence de différence entre les 4 zones d'intérêt observées pour le BaP et la somme des composés apparaît applicable à tous les autres composés.**

**En conclusion,** la granulométrie permet bien de normaliser et d'homogénéiser les données de contamination en s'affranchissant des variations de tailles des particules. On s'aperçoit **que la fraction sédimentaire inférieure à 63 µm se contamine de manière homogène à travers la lagune.**

Ces observations mettent en évidence **l'importance de considérer le critère de granulométrie dans l'étude des HAP pour la matrice sédimentaire.** Cette conclusion avait déjà été mise en évidence précédemment (2.4.1. Sans normalisation).

**Les données brutes** ont permis dans un premier temps de distinguer nettement le secteur est du Bassin (zones 1 et 2), dont les moyennes pour la somme des HAP est de l'ordre de 2 100 ng/g, ps, du reste de la lagune (zones 3 et 4), dont les niveaux sont de l'ordre de 800 ng HAP/g, ps (Tableau 9). Ces différences peuvent être mises en lien avec **l'hétérogénéité naturelle des sédiments au sein de la lagune**. Les paramètres hydrodynamiques et la structure de l'écosystème favorisent en effet l'accumulation de sédiments fins (granulométrie < 63 $\mu$ ) riches en matière organique (concentration supérieure en COT) dans les secteurs les plus internes (courants résiduels faibles, présence d'herbiers à zostères).

Le Tableau 9 indique que **cette différence entre l'est du Bassin et son embouchure concerne la totalité des composés étudiés et leur somme**. Sur le plan réglementaire, aucun seuil européen ne peut être confronté à ces données. Il existe néanmoins un arrêté mis en place dans le cadre de la surveillance des travaux de dragage (Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2015) qui impose certaines valeurs limites. Ces niveaux, appelés N1 et N2 (Tableau 10), permettent de statuer quant à la potentielle ré-immersion des sédiments après dragage (exemple du clapage en haute mer) sous réserve de leur bonne qualité chimique. En l'occurrence, **les moyennes reportées dans le Tableau 9 sont systématiquement inférieures au niveau N2**.

Cependant, ces seuils ne permettent pas de critiquer l'éventuelle toxicité des sédiments vis à vis du compartiment biologique. Une fois remise en suspension (exemple : vase fluide) une partie du sédiment peut en effet être captée par des organismes filtreurs tels que les huîtres et induire un transfert de contaminants (suite au flux et reflux des marées, après des activités nautiques en eau peu profonde, ou des activités de bioturbation, ou des tempêtes...). Ces processus bien connus ont déjà été décrits dans les travaux de Baumard (Pascale Baumard et al., 1998), dans les conclusions d'Alexia Crespo (Crespo, 2009) et sont cohérents avec les études menées par Florian Ganthy sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon (Ganthy, 2011). Néanmoins, la sensibilité des organismes face à ce type d'évènements demeure complexe à appréhender puisqu'elle est tributaire du stade de développement, de l'espèce et des conditions environnementales. Les organismes juvéniles sont souvent plus impactés que des adultes dans ce contexte. **Une vigilance doit donc être maintenue pour que ces niveaux demeurent stables**.

La littérature scientifique propose certaines valeurs guide (des couples de valeurs : ER-L / ER-M ; TEL / PEL ; TEC / PEC<sup>25</sup>) permettant de critiquer la toxicité potentielle d'un sédiment. Ces niveaux issus de la synthèse de nombreuses études de toxicologie ont été établis par Long et MacDonald dans les années 1990 (Long et al., 1995a; Macdonald et al., 1996; MacDonald et al., 2000) afin de servir d'aide à l'évaluation du risque et sont résumés dans le Tableau 8.

D'après ces auteurs (1) les concentrations inférieures à l'ER-L sont rarement associées à des effets toxiques, (2) la gamme de concentrations comprise entre l'ER-L et l'ER-M peut occasionnellement être associée à des effets biologiques et (3) les niveaux supérieurs à l'ER-M sont fréquemment associés à des effets sur le vivant. Les TEL et PEL délimitent des gammes de concentrations similaires aux ER-L et ER-M mais la méthode de calcul permettant de les définir diffère. Les TEC et PEC ont été définis pour des écosystèmes d'eau douce.

---

<sup>25</sup> ER-L et ER-M : Effect Range Low / Medium ; TEL et PEL : treshold / probable effect level ; TEC et PEC : treshold / probable effect concentration.

Dans le cadre de notre étude, seuls 5 composés ont pu être confrontés à ces seuils (phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène et benzo(a)pyrène). Plus de **90% des analyses réalisées après 2005 sur les sédiments issus de l'intrabassin présentent des niveaux pour ces 5 composés inférieurs à l'ER-L**. Si on compare ces niveaux aux TEL/PEL, on constate pour ces composés que les zones 1 et 2 présentent au moins 50% de valeurs comprises dans l'intervalle [TEL-PEL] et que les zones 3 et 4 présentent toujours moins de 30% de valeurs dans cet intervalle de concentrations (le reste est inférieur au TEL).

Bien que ces valeurs guide ne soient pas des critères absolus, elles peuvent servir de base de réflexion et semblent indiquer que les sédiments issus des zones 1 et 2 peuvent induire plus d'effets biologiques que ceux issus des zones 3 et 4. L'occurrence de ces effets dans de telles gammes de concentrations reste néanmoins « occasionnelle » d'après les auteurs ce qui souligne **le caractère très faiblement toxique des sédiments du plan d'eau** pour cette catégorie de contaminants.

Composé	Sédiments marins				Sédiments eau douce	
	Long et al., 1995		Macdonald et al., 1996		MacDonald et al., 2000	
	ER-L	ER-M	TEL	PEL	TEC	PEC
Naphtalène	160	2100	34,6	391	176	561
Acénaphtylène	44	640	5,87	128		
Acénaphène	16	500	6,71	88,9		
Fluorène	19	540	21,2	144	77,4	536
Anthracène	85	1100	46,9	245	57,2	845
Phénanthrène	240	1500	86,7	544	204	1170
Fluoranthène	600	5100	113	1494	423	2230
Pyrène	665	2600	153	1398	195	1520
Benzo(a)anthracène	261	1600	74,8	693	108	1050
Chrysène	384	2800	108	846	166	1290
Benzo(a)pyrène	430	1600	88,8	763	150	1450
Dibenzo(ah)anthracène	63	260	6,22	135	33	

**Tableau 8 : Valeurs guides (ng/g, ps) pour l'évaluation de la qualité des sédiments.**

ER-L et ER-M : Effect Range Low / Medium ; TEL et PEL : treshold / probable effect level ; TEC et PEC : treshold / probable effect concentration.

L'étude des sédiments dans une perspective de gestion doit par ailleurs permettre d'identifier les secteurs les plus sensibles et/ou les plus impactés par l'activité humaine. Il est donc nécessaire dans cet objectif de s'affranchir de l'influence de paramètres naturels tels que le COT ou la granulométrie qui modulent directement la capacité d'un sédiment à fixer les HAP. Cette opération dite de **normalisation** permet de « juger de la contamination réelle » du sédiment. Comme en attestent les analyses statistiques après normalisation, **les sédiments du Bassin d'Arcachon se contaminent de manière homogène à travers la lagune**. En effet, aucune variation significative n'est observable entre les 4 zones d'intérêt après ces transformations mathématiques. **Cette observation confirme que les HAP se répartissent largement à travers la lagune**, potentiellement du fait des courants (tributaires, houle, marée...) et des vents (Plus et al., 2006).

Cette observation peut être mise en lien avec de récents travaux réalisés par Dubois et al. en 2012. Cette étude montre grâce à l'isotopie que **la matière organique sédimentaire est qualitativement homogène à travers l'écosystème « Bassin d'Arcachon »** : d'origine principalement autochtone, elle se compose essentiellement de 25% de phanérogames dégradés, 19% de microphytobenthos, 20% de phytoplancton, 17% de macroalgues et 19% de matière organique issue des rivières. Ces résultats ne concernent néanmoins pas la zone de l'embouchure de la lagune, mais peuvent en partie expliquer pourquoi les HAP s'adsorbent sur la matière organique des sédiments de manière homogène dans l'ensemble du Bassin d'Arcachon.

**En conclusion le gradient de contamination observable de prime-abord dans les sédiments de la lagune est lié à la variation de paramètres naturels inhérents à la structure et la composition chimique du sédiment. En s'affranchissant de l'influence de ces variables, les HAP semblent se répartir de manière homogène au sein de la lagune, en lien avec l'hydrodynamisme naturel de cet écosystème.**

**Il est donc absolument nécessaire d'associer tout dosage de HAP dans le compartiment sédimentaire avec ses paramètres accompagnateurs : le COT et la granulométrie. Ces informations sont complémentaires et permettent de mieux comprendre le fonctionnement du milieu, notamment en ce qui concerne la dynamique de ces contaminants.**

Kruskal-Wallis - Différences entre zones (2005 - 2012)	Phénanthrène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)Anth.	Chrysène	Benzo(b,k,l)Fluo	Benzo(a)pyrène	Indéno(1,2,3-c,d)P.	Dibenzo(ah,ac)Anth.	Benzo(g,h,i)Per.	Somme
Sans normalisation (ng/g, ps)	69,4 < 0,0001	82,1 < 0,0001	80,7 < 0,0001	69,2 < 0,0001	78,8 < 0,0001	84,9 < 0,0001	82,1 < 0,0001	84,0 < 0,0001	81,2 < 0,0001	77,3 < 0,0001	81,0 < 0,0001
	134 ± 107	374 ± 251	299 ± 196	180 ± 119	187 ± 122	377 ± 245	196 ± 131	192 ± 135	40 ± 32	129 ± 94	2107 ± 1396
	134 ± 143	374 ± 357	309 ± 286	214 ± 223	186 ± 157	400 ± 326	200 ± 172	191 ± 151	44 ± 38	129 ± 110	2182 ± 1925
	49 ± 125	138 ± 375	115 ± 302	90 ± 272	77 ± 211	139 ± 342	68 ± 154	76 ± 180	17 ± 47	46 ± 105	815 ± 2070
	73 ± 173	132 ± 275	108 ± 202	74 ± 133	72 ± 142	124 ± 233	65 ± 123	54 ± 102	13 ± 23	39 ± 73	754 ± 1447
Illustration graphique											
	3,6 0,3	7,3 0,06	5,7 0,13	5,4 0,14	5,3 0,2	6,9 0,08	5,8 0,12	7,7 0,05	8,7 0,03	4,1 0,2	6,1 0,11
	7355 ± 10382	19198 ± 21822	15935 ± 18621	8986 ± 9240	9484 ± 10319	20009 ± 20282	10353 ± 12537	9839 ± 10118	2136 ± 2359	6328 ± 5842	109622 ± 121089
	14519 ± 29919	31730 ± 43308	26574 ± 36240	19568 ± 26435	14700 ± 13804	33242 ± 38435	15943 ± 18884	16634 ± 21189	3602 ± 3522	10355 ± 12349	186866 ± 243424
	7989 ± 13162	18753 ± 29145	18939 ± 32334	14131 ± 28146	11293 ± 20322	19769 ± 31227	10655 ± 17919	9199 ± 13412	2234 ± 4063	7234 ± 11420	120235 ± 196025
22282 ± 48020	31989 ± 50798	29827 ± 43156	22235 ± 33070	18347 ± 28608	33174 ± 50604	17064 ± 26691	15517 ± 23823	3637 ± 4000	11607 ± 17516	205679 ± 320377	
Normalisation COT (ng/g de carbone organique)											
	0,7 0,9	0,4 0,9	0,1 1,0	0,9 0,8	0,6 0,9	0,8 0,8	0,3 1,0	1,4 0,7	1,9 0,6	1,3 0,7	0,5 0,9
	313 ± 528	782 ± 1125	654 ± 961	364 ± 458	389 ± 524	776 ± 1028	423 ± 643	378 ± 517	85 ± 112	238 ± 309	4402 ± 6178
	295 ± 478	694 ± 727	577 ± 607	414 ± 457	343 ± 279	771 ± 662	368 ± 319	369 ± 351	95 ± 87	217 ± 211	4145 ± 4094
	322 ± 381	793 ± 825	773 ± 1017	540 ± 774	458 ± 542	838 ± 920	428 ± 495	405 ± 399	85 ± 95	306 ± 351	4947 ± 5617
925 ± 1935	1306 ± 1960	1157 ± 1495	860 ± 1203	723 ± 1049	1309 ± 1840	690 ± 997	634 ± 923	144 ± 232	458 ± 650	8207 ± 12025	
Normalisation Granulométrie (ng/g de sédiment < 63 µ)											

Tableau 9 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments du Bassin d'Arcachon (moyennes ± écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2005 – 2014.

## 2.5. Analyse des données « portuaires »

### 2.5.1. Généralités

Les données issues des vases portuaires ont également été étudiées. Ces mesures ont pour leur grande majorité été réalisées dans le cadre des suivis réglementaires avant les opérations de dragage dirigées par le SIBA et le CG33<sup>26</sup>. L'objectif de ces dosages est de comparer la contamination des sédiments dragués à divers seuils (Tableau 10) afin de statuer sur leur traitement (clapage en mer, ré-ensablement des plages etc...).

**Tableau 10 : Extrait de l'arrêté du 9 août 2006<sup>27</sup> – niveaux réglementaires de HAP à ne pas dépasser dans les sédiments dragués.**

<b>HAP (<math>\mu\text{g}/\text{kg}</math> de sédiment sec &lt; 2 mm)</b>	<b>Niveau N1</b>	<b>Niveau N2</b>
Naphtalène	160	1 130
Acénaphène	15	260
Acénaphthylène	40	340
Fluorène	20	280
Anthracène	85	590
Phénanthrène	240	870
Fluoranthène	600	2 850
Pyrène	500	1 500
Benzo(a)anthracène	260	930
Chrysène	380	1 590
Benzo(b)fluoranthène	400	900
Benzo(k)fluoranthène	200	400
Benzo(a)pyrène	430	1 015
Dibenzo(a,h)anthracène	60	160
Benzo(g,h,i)pérylène	1 700	5 650
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	1 700	5 650

Ces seuils sont particulièrement élevés par rapport aux niveaux mesurés en général dans les sédiments du Bassin d'Arcachon. De ce fait, les limites de détection (LD) pratiquées par les laboratoires sollicités sont souvent supérieures aux niveaux réels. Ce décalage a induit d'importantes lacunes dans les jeux de données (« Non Detected » values).

Un tri important a donc été réalisé dans le cadre des recherches de tendances temporelles pour le port d'Arcachon : seuls les composés pour lesquels le taux de détection était maximal sur les deux périodes d'étude ont été conservés (fluoranthène, benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, benzo(g,h,i)pérylène, indéno(1,2,3-c,d)pyrène).

Les autres ports ne présentant pas assez de données historiques, ils n'ont pu être soumis qu'à une comparaison géographique sur la période la plus récente de l'étude, mais avec plus de composés (Figure 20 et Tableau 7).

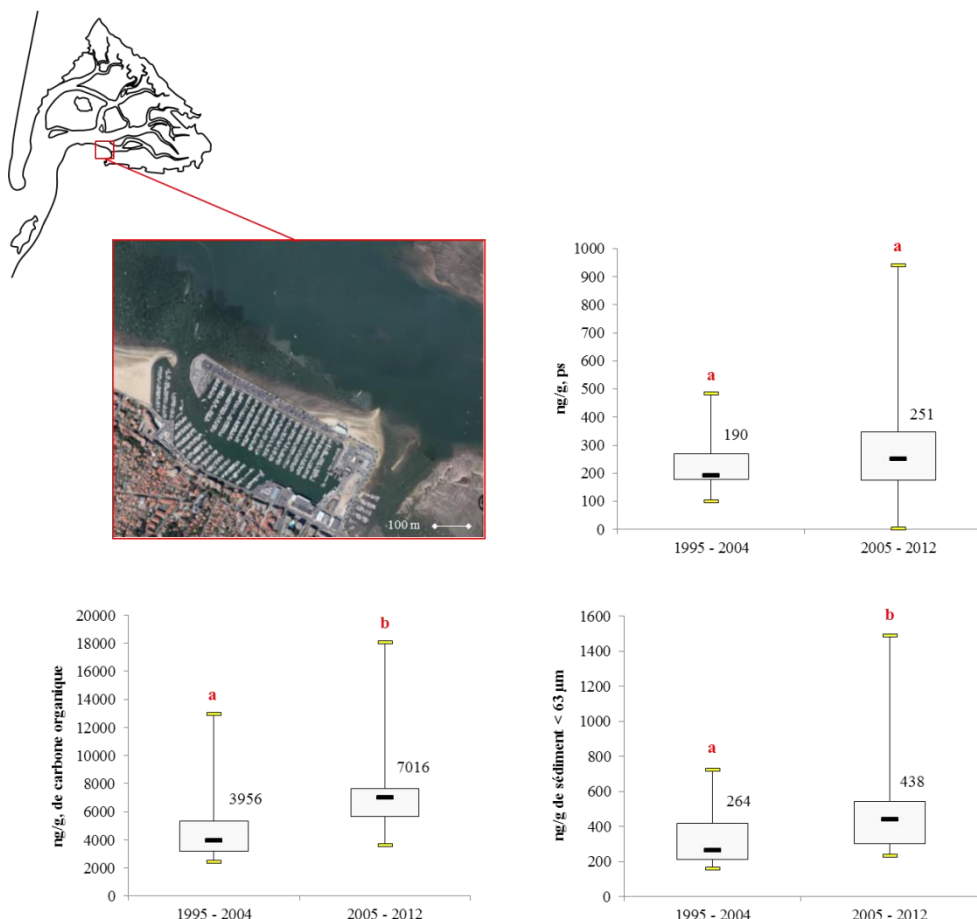
<sup>26</sup> Conseil général de la Gironde.

<sup>27</sup> Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2015.

## 2.5.2. Evolution temporelle de la contamination du port d'Arcachon

Le port d'Arcachon est le seul présentant assez de valeurs pour réaliser une analyse temporelle. Les niveaux moyens en HAP de la période 1995 – 2004 ont donc pu être comparés à ceux de 2005 – 2012 en tenant compte ou non des paramètres accompagnateurs de COT<sup>28</sup> et de granulométrie.

On observe ainsi qu'en **absence de normalisation**, aucun des composés étudiés ne présente de variation dans le temps (Tableau 11). Ce constat est illustré par la Figure 29 qui indique des niveaux médians de BaP allant de 190 ng/g, ps à 251 ng/g, ps et par la Figure 30 qui présente les sommes de HAP<sup>29</sup> allant de 1310 ng/g, ps à 1401 ng/g, ps.



**Figure 29 : Variabilité des niveaux de Benzo(a)pyrène dans les sédiments issus du port d'Arcachon - sans normalisation et avec normalisation par le COT et la granulométrie.**

Les lettres minuscules noires indiquent une différence significative d'après le test de Mann-Whitney au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes, leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles (25% et 75% des valeurs). Les effectifs sans normalisation sont de 25 pour 1995 – 2004 et 26 pour 2005 – 2012 ; en normalisant par le COT et la granulométrie, les effectifs sont de 21 en 1995 – 2004 et de 18 en 2005 – 2012.

Cette stabilité n'est cependant qu'apparente puisqu'après normalisation par le COT, les niveaux de HAP (BaP, IP, BP et somme des composés) présentent une augmentation dans le temps (Tableau 11). La Figure 29 indique notamment une hausse significative des niveaux de BaP : les médianes passent de 3 956 ng/g de carbone organique (CO) à 7 016 ng/g de CO. D'après la Figure 30, la somme des HAP considérés passe par ailleurs de 25 098 ng/g de CO à 39 951 ng/g de CO.

<sup>28</sup> Carbone Organique Total.

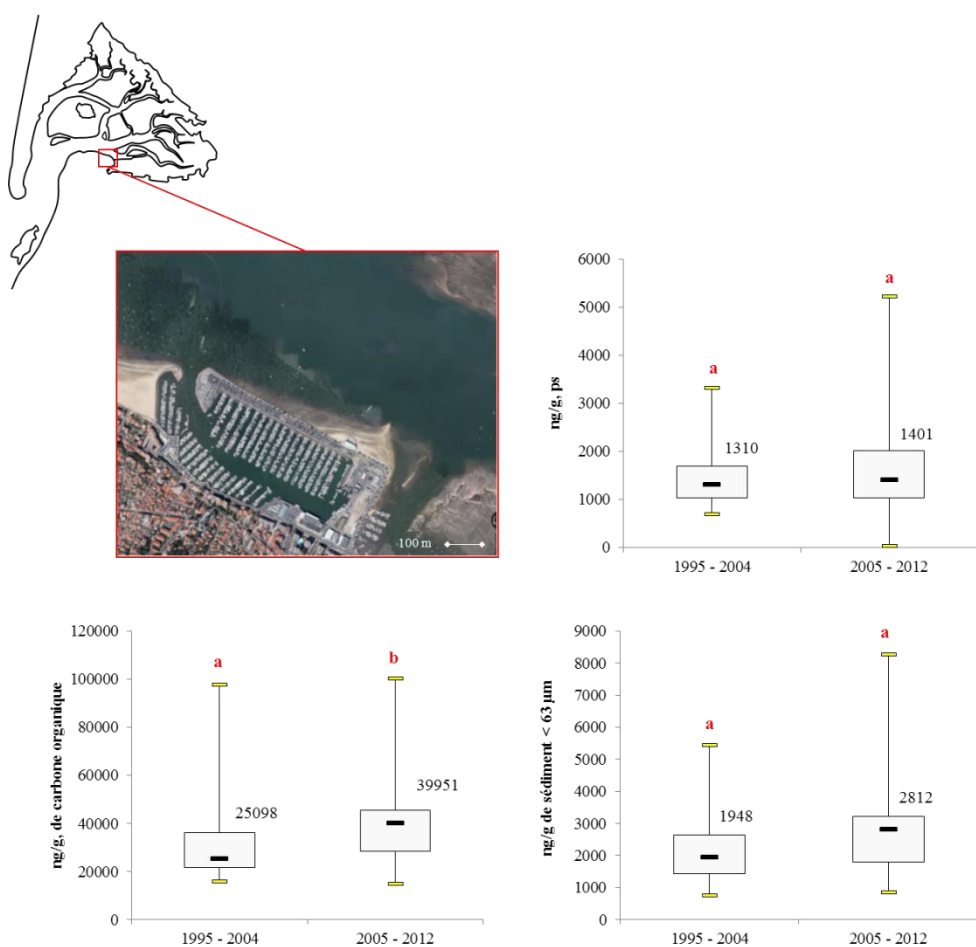
<sup>29</sup> Fluoranthène + benzo(b,j,k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + indéno(1,2,3-cd)pyrène + benzo(ghi)pérylène.



La normalisation par la granulométrie confirme cette observation pour le BaP avec des niveaux passant de 264 ng/g de sédiment < 63 µm (séd. < 63 µ) à 438 ng/g de séd. < 63 µm entre les deux périodes. D'après le Tableau 11 néanmoins seul ce composé est sujet à une augmentation significative suite à la normalisation par la granulométrie.

Cela peut s'expliquer par le fait que ce paramètre n'a pas varié au cours des 20 dernières années (environ 70% de sédiments inférieurs à 63 µm – test de Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ). Il est donc logique que la normalisation par la granulométrie n'ait pas affecté le résultat initial.

Cependant, les niveaux de COT n'ont pas évolué non plus en 20 ans (entre 4,8% et 4,5% en moyenne – test de Mann-Whitney,  $p > 0,05$ ) et pourtant la normalisation indique une hausse des niveaux de HAP dans le temps. Si la quantité de COT n'a pas changé, on peut donc en conclure que la matière organique sédimentaire du port a pu évoluer qualitativement au cours des 20 dernières années (il existe différents « types » de matières organiques qui peuvent adsorber les HAP de manière variable). Cette observation peut probablement être mise en lien avec un changement des usages.



**Figure 30 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) dans les sédiments issus du port d'Arcachon - sans normalisation et avec normalisation par le COT et la granulométrie.**

Les lettres minuscules noires indiquent une différence significative d'après le test de Mann-Whitney au seuil  $\alpha = 5\%$ . Les barres jaunes indiquent les min/max ; les barres noires indiquent les médianes, leur valeur est indiquée en noir ; les rectangles blancs délimitent les premiers et troisièmes quartiles. Les effectifs sans normalisation sont de 25 pour 1995 – 2004 et 26 pour 2005 – 2012 ; en normalisant par le COT et la granulométrie, les effectifs sont de 21 en 1995 – 2004 et de 18 en 2005 – 2012.

D'après les rapports rédigés par Julie Laulhère en 2006 (Laulhère, 2006), l'étude de l'impact des activités nautiques de l'Ifremer (Trut et al., 2008) et le rapport Géomer de 2010 (Le Berre et al., 2010), on peut affirmer que le nombre de bateaux sur le plan d'eau est resté relativement stable au cours des

10 dernières années (autour de 12 000). Bien que « de l'avis général », la motorisation ait augmentée, il faut également tenir compte de la modernisation des moteurs. **Ces éléments et les résultats présentés ne permettent pas de conclure à une augmentation significative des apports en HAP dans le port. On peut néanmoins suspecter une évolution qualitative des vases portuaires, probablement en lien avec une évolution des usages.**

Mann-Whitney - Evolution temporelle	Fluo	B(0,1,6)F	BaP	IP	BP	Somme
Sans normalisation (ng/g, ps)	395 ± 242 397 ± 380 336 0,84	486 ± 225 468 ± 323 342 0,76	235 ± 99 276 ± 189 268 0,29	209 ± 91 249 ± 138 264 0,25	197 ± 91 208 ± 134 327 0,98	1522 ± 705 1598 ± 1110 307 0,74
	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration
Normalisation COT (ng/g de CO)	8169 ± 6273 9542 ± 7124 153 0,32	10156 ± 5867 11627 ± 5514 136 0,14	4858 ± 2418 7130 ± 3139 82 0,003	4363 ± 2345 6069 ± 2225 104,5 0,02	3985 ± 2248 5390 ± 2200 109 0,03	31530 ± 18342 39759 ± 18734 117 0,04
	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration
Normalisation granulométrie (ng/g de séd < 63 µ)	570 ± 393 659 ± 578 166 0,53	705 ± 387 791 ± 499 165 0,51	333 ± 160 480 ± 286 108 0,02	290 ± 138 413 ± 189 122 0,06	272 ± 138 366 ± 187 12,6 0,08	2169 ± 1170 2709 ± 1663 138 0,15
	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration	Illustration

**Tableau 11 : Evolution des concentrations en HAP dans les sédiments du port d'Arcachon entre 1995 - 2004 et 2005 – 2012 - données analysées sans normalisation, avec normalisation par le COT et la granulométrie.**

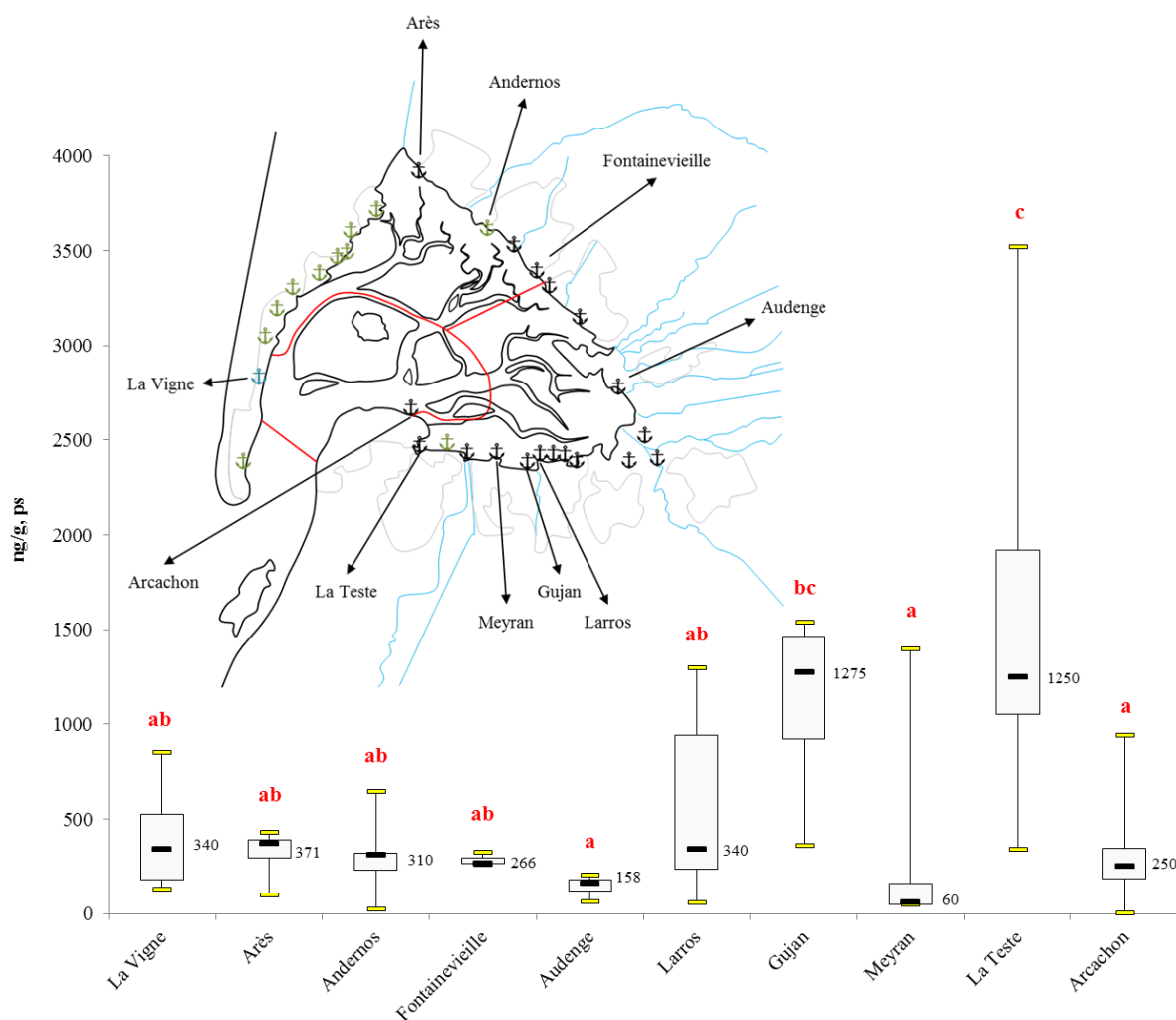
Les valeurs données sont les moyennes et leurs écart-types. Les lettres « n » correspondent aux effectifs ; les lettres « a » et « b » sur les histogrammes permettent d'indiquer la significativité du test de Mann-Whitney ( $\alpha = 5\%$ ).

## 2.5.3. Comparaison de la contamination des principaux ports du Bassin d'Arcachon

### 2.5.3.1. Sans normalisation

En dépit du manque de données sur la période antérieure à 2005, les concentrations mesurées dans les vases portuaires après cette année peuvent tout de même être utilisées pour comparer les ports entre eux. Bien que présentant un certain confinement, la structure des ports n'exclue pas une sortie de matériel contaminé en cas par exemple de forte marée ou de tempête.

La Figure 31 et la Figure 32 ci-dessous présentent les niveaux moyens pour le BaP et pour la somme des HAP considérés<sup>30</sup> au niveau des ports étudiés et sur la période suivant 2005. Dans un premier temps, les données n'ont pas été normalisées.



**Figure 31 : Variabilité des niveaux de BaP mesurés dans les vases des principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - sans normalisation.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de (1) 8 pour la Vigne, (2) 4 pour Arès, (3) 5 pour Andernos, (4) 3 pour Fontainevieille, (5) 8 pour Audenge, (6) 8 pour Larros, (7) 4 pour Gujan, (8) 7 pour Meyran, (9) 17 pour la Teste et (10) 27 pour Arcachon.

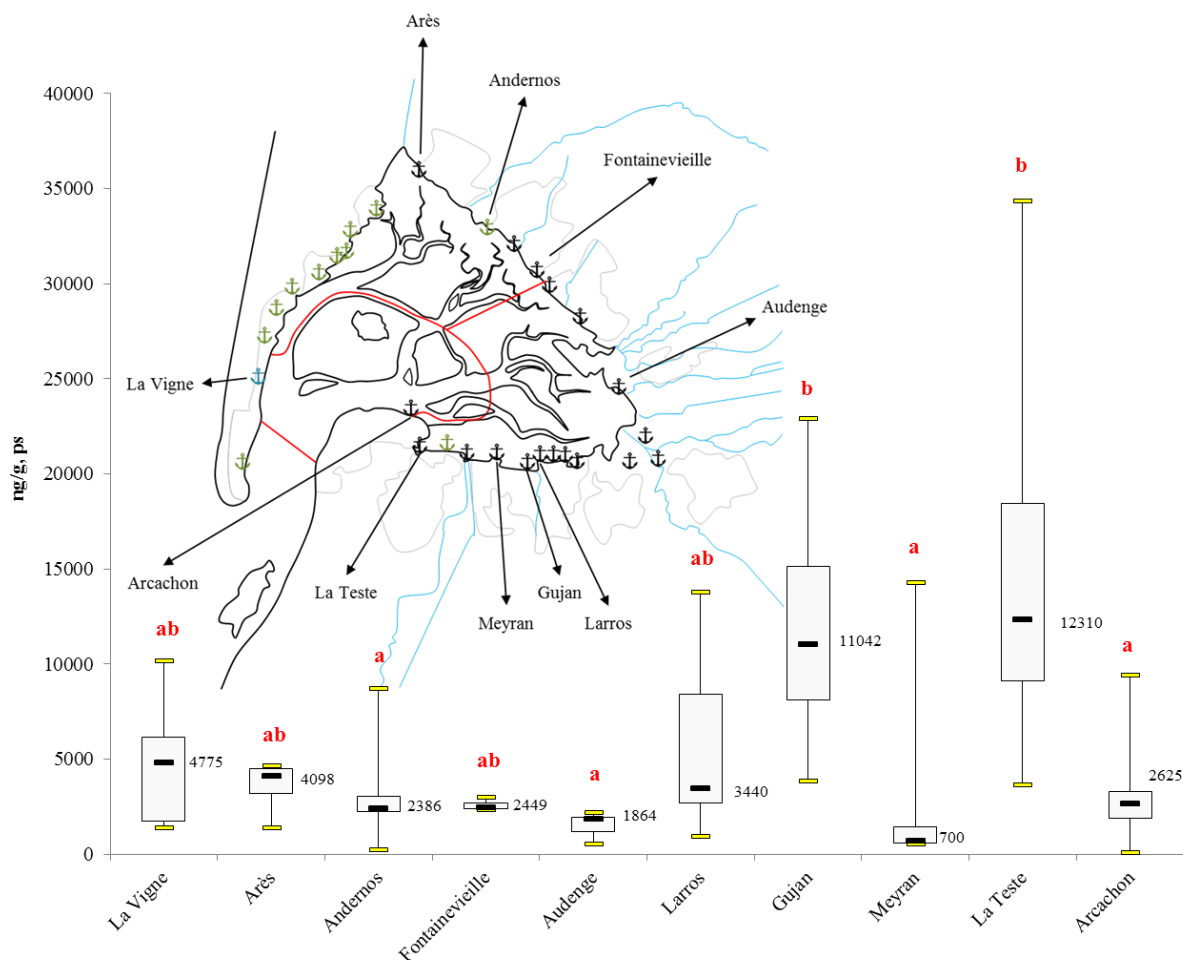
<sup>30</sup> Phénanthène + fluoranthène + pyrène + benzo(a)anthracène + chrysène + triphénylène + benzo(b,j,k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + indéno(1,2,3-cd)pyrène + dibenzo(ah+ac)anthracène + benzo(ghi)pérylène.

Concernant le BaP (Figure 31), les ports présentant les niveaux les plus élevés sont ceux de la Teste et de Gujan avec des médianes égales à 1250 ng/g, ps pour le premier et 1275 ng/g, ps pour le second. Ces deux sites en particulier dominent très nettement le reste des ports de la lagune pour lesquels les médianes sont comprises entre 60 ng/g, ps à Meyran (minimum) et 371 ng/g, ps à Arès (maximum).

Le port d’Arcachon, pourtant réputé pour être un des principaux de la façade Atlantique (en nombre d’anneaux) présente une médiane de contamination en BaP sur cette période de seulement 250 ng/g, ps. Cette valeur ne représente que 20% de la médiane calculée pour le port de la Teste, pourtant très rapproché géographiquement.

Ces résultats se retrouvent lorsque l’on s’intéresse à la somme des HAP sélectionnés pour l’étude des vases portuaires (Figure 32). Les ports de la Teste et de Gujan présentent encore les niveaux les plus importants (respectivement 12 310 ng/g, ps et 11 042 ng/g, ps). Ces valeurs sont très supérieures à celles retrouvées dans l’ensemble des autres ports étudiés dans cette étude : minimum à Meyran de 700 ng/g, ps et maximum à la Vigne de 4775 ng/g, ps.

Le port d’Arcachon présente notamment des concentrations médianes sur la période étudiée 4,7 fois inférieures à celles du port de la Teste (2625 ng/g, ps à Arcachon et 12 310 ng/g, ps à la Teste), ce qui fait écho aux résultats précédents concernant le BaP.



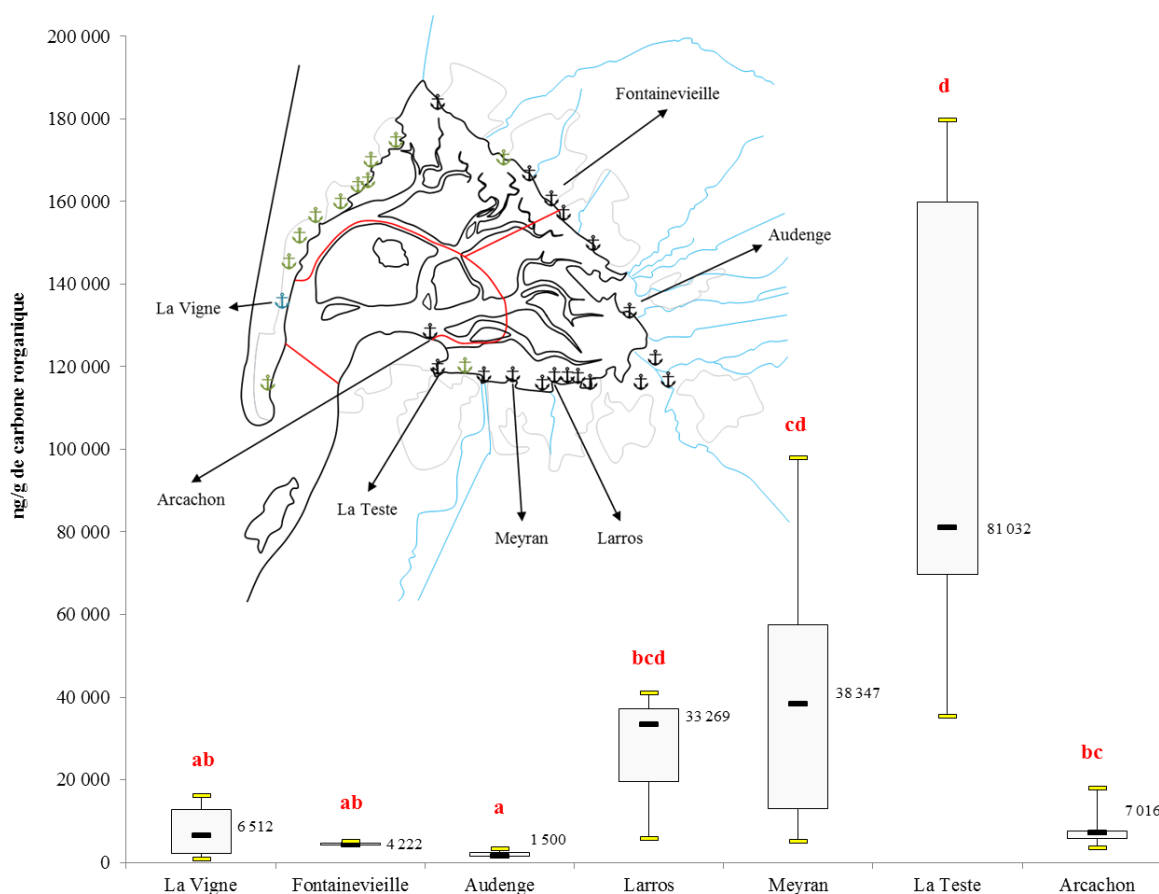
**Figure 32 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - sans normalisation.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de (1) 8 pour la Vigne, (2) 4 pour Arès, (3) 5 pour Andernos, (4) 3 pour Fontainevieille, (5) 8 pour Audenge, (6) 8 pour Larros, (7) 4 pour Gujan, (8) 7 pour Meyran, (9) 17 pour la Teste et (10) 27 pour Arcachon.

**En conclusion**, en absence de normalisation, les données de contamination des vases portuaires incitent à la surveillance pour **les ports de Gujan et de la Teste qui présentent des niveaux médians de BaP sur la période 2005 – 2014 supérieurs au niveau N2 de la réglementation** (1015 ng/g, ps - Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2015 et 2013). Le dépassement de ce seuil rend indispensable la réalisation d'analyses complémentaires dans la perspective d'immersion des sédiments dragués (Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2014). Ces deux ports présentent un profil très différent des autres dont les niveaux médians de BaP sont inférieurs au seuil N1. D'après la réglementation, des niveaux inférieurs à ce seuil sont considérés comme étant de l'ordre du « bruit de fond géochimique ».

### 2.5.3.2. Normalisation par le Carbone Organique Total (COT)

Les niveaux de HAP des sédiments portuaires après normalisation par le COT ont été comparés entre les sites présentant assez de données pour permettre un traitement statistique fiable. Les ports de Gujan, Andernos et Arès ont donc été ôtés de l'analyse. Les Figure 33 et Figure 34 présentent ces comparaisons pour le BaP dans le premier cas et pour la somme des HAP étudiés<sup>31</sup> dans le second. L'échelle des valeurs est très supérieure puisque les concentrations sont désormais exprimées en ng de HAP/g de carbone organique total (et pas en ng HAP/g, ps), dont les proportions sont de l'ordre de 1 à 10% du sédiment total.

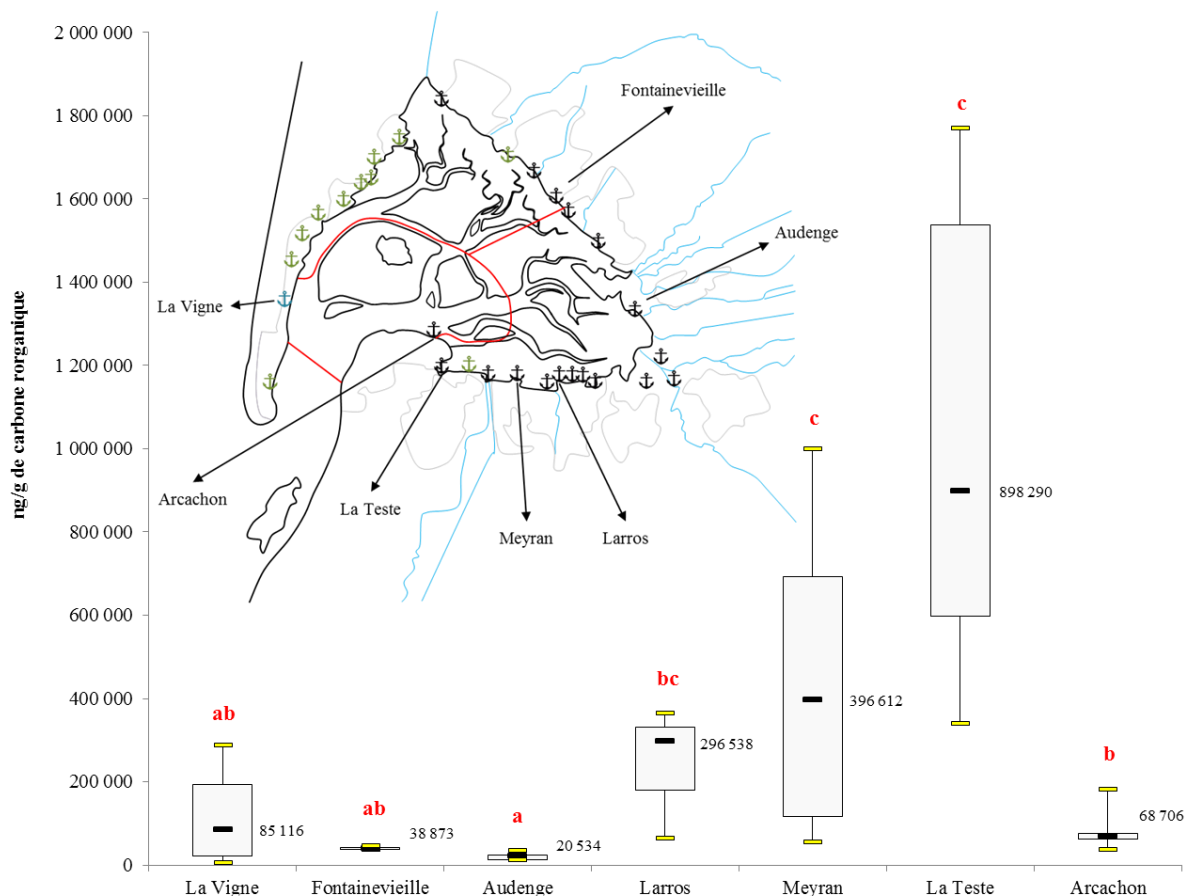


**Figure 33 : Variabilité des niveaux de BaP mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par le carbone organique total.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de (1) 7 pour la Vigne, (2) 3 pour Fontainevieille, (3) 5 pour Audenge, (4) 3 pour Larros, (5) 6 pour Meyran, (6) 10 pour la Teste et (7) 18 pour Arcachon.

Pour le BaP comme pour la somme des composés considérés, deux groupes de stations se distinguent. D'une part (1) les sites les plus impactés qui sont constitués des ports de la Teste, Meyran et Larros (médianes pour le BaP de 81 032, 38 347 et 33 269 ng BaP/g de carbone organique (CO) ; médianes pour la somme des HAP : 898 290, 396 612 et 296 538 ng HAP/g de CO) et (2) d'autre part les moins contaminés dont les concentrations médianes varient de 1 500 à 7 016 ng BaP/g de CO pour Audenge et Arcachon ou de 20 534 à 85 116 ng HAP totaux/g de CO pour Audenge et la Vigne.

<sup>31</sup> Phénanthrène + fluoranthène + pyrène + benzo(a)anthracène + chrysène + triphénylène + somme des benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène et benzo(k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + indéno(1,2,3-cd)pyrène + dibenzo(ah+ac)anthracène + benzo(ghi)pérylène.



**Figure 34 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par le carbone organique total.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de (1) 7 pour la Vigne, (2) 3 pour Fontainevieille, (3) 5 pour Audenge, (4) 3 pour Larros, (5) 6 pour Meyran, (6) 10 pour la Teste et (7) 18 pour Arcachon.

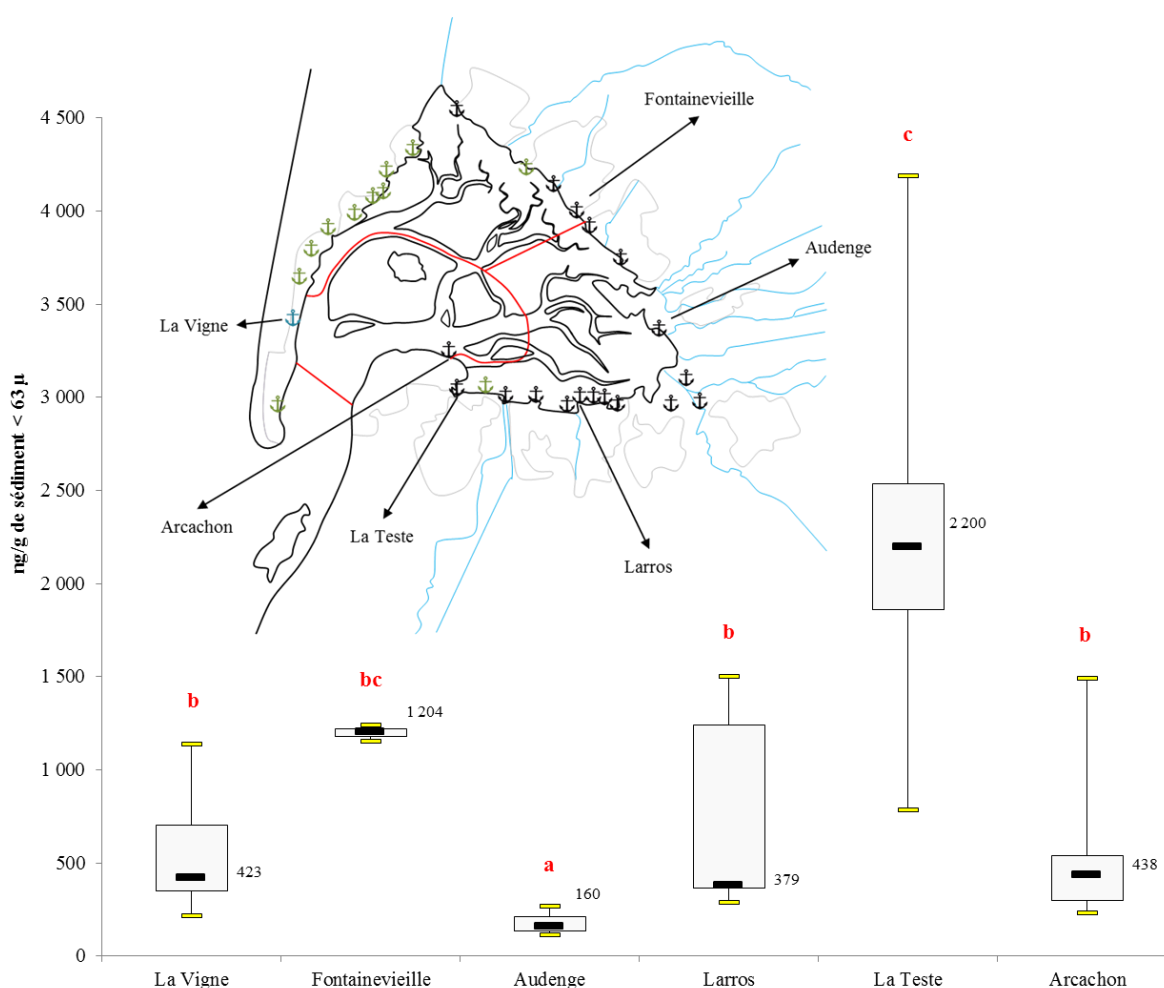
On constate que le port de Meyran présente désormais des concentrations importantes proches de celles du port de la Teste qui conserve le statut de port le plus impacté de la lagune. De même, on observe que les trois stations les plus impactées (La Teste, Meyran, Larros) correspondent à des ports proches géographiquement et situés sur la façade sud de la lagune, exception faite du port d'Arcachon qui conserve des niveaux faibles de HAP en comparaison.

**En conclusion**, la normalisation par le COT, bien qu'induisant une perte d'informations sur le jeu de données global, permet de discriminer les sites les plus impactés en termes d'apports. Les conclusions émises bien que proche de celles précédemment établies en absence de normalisation, sont légèrement différentes et mettent en évidence une contamination plus prononcées des ports situés sur la façade sud de la lagune (sauf le port d'Arcachon). Cette observation peut être liée à des apports supérieurs, moins de dragages et/ou des caractéristiques hydrodynamiques en faveur de la rétention des contaminants.

### 2.5.3.3. Normalisation par la granulométrie

La granulométrie est un autre paramètre accompagnateur à considérer lorsque l'on s'intéresse à la contamination des sédiments par les HAP. En effet, ces composés présentent une forte affinité pour la matière organique. Or il s'avère que les sédiments les plus riches en matières organique sont la plupart du temps les plus fins : des silts ou des argiles dont le diamètre des particules est inférieur à 63  $\mu\text{m}$  comme en attestent de nombreuses études (Bijoux, 2014; Crespo, 2009; Deltreil, 1969; Dubois et al., 2012). Il est donc commun de réaliser en complément une normalisation par la fraction sédimentaire inférieure à 63  $\mu\text{m}$ .

Les Figure 35 et Figure 36 présentent sur la période 2005 – 2014 le résultat de cette normalisation par la granulométrie en ce qui concerne d'une part le BaP et d'autre part la somme des HAP retenus<sup>32</sup>. Seuls les ports présentant une quantité suffisante de données ont été conservés, le site de Meyran a donc été ôté de l'analyse.



**Figure 35 : Variabilité des niveaux de BaP mesurés dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par la granulométrie.**

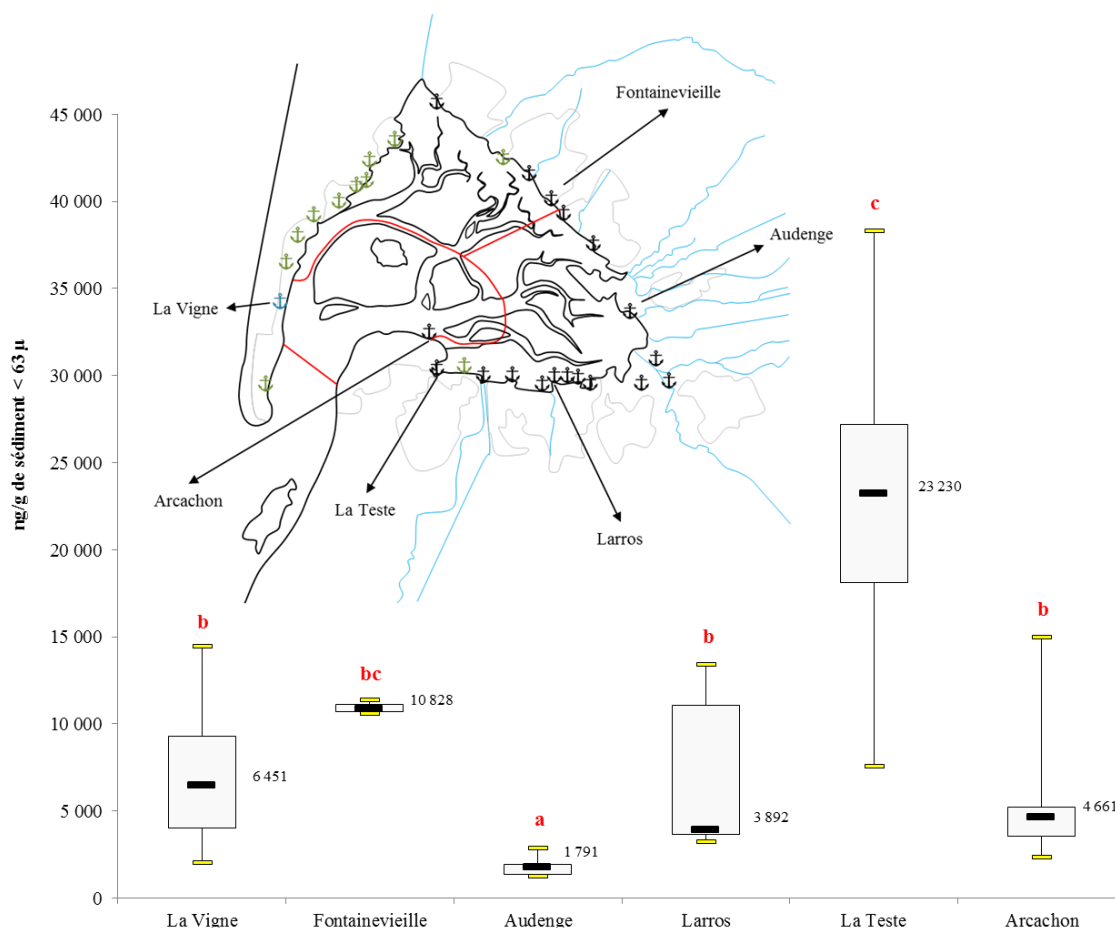
Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de (1) 7 pour la Vigne, (2) 3 pour Fontainevieille, (3) 5 pour Audenge, (4) 3 pour Larros, (5) 10 pour la Teste et (6) 18 pour Arcachon.

<sup>32</sup> Phénanthrène + fluoranthène + pyrène + benzo(a)anthracène + chrysène + triphénylène + somme des benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène et benzo(k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + indéno(1,2,3-cd)pyrène + dibenzo(ah+ac)anthracène + benzo(ghi)pérylène.



Le port de la Teste est encore la station la plus impactée de la lagune avec des niveaux médians sur la période étudiée atteignant 2 200 ng BaP/g de sédiment < 63 µm et 23 230 ng HAP totaux/g de sédiment < 63 µm.

Ces niveaux correspondent à environ 5 fois les médianes calculées pour le port d'Arcachon dont les niveaux de HAP sont voisins de ceux observés dans les autres ports étudiés. Les médianes mesurées vont de 160 ng BaP/g de sédiment < 63 µm pour Audenge à 1 204 ng BaP/g de sédiment < 63 µm pour Fontainevieille. Pour la somme des HAP, les valeurs médianes dans les ports les moins impactés s'échelonnent de 1 791 ng HAP/g de sédiment < à 63 µm pour Audenge à 10 828 ng HAP/g de sédiment < à 63 µm.



**Figure 36 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) mesurée dans les principaux ports du Bassin d'Arcachon entre 2005 et 2014 - normalisation par la granulométrie.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de (1) 7 pour la Vigne, (2) 3 pour Fontainevieille, (3) 5 pour Audenge, (4) 3 pour Larros, (5) 10 pour la Teste et (6) 18 pour Arcachon.

Le port d'Audenge conserve le statut de station la moins impactée tandis que le site de Fontainevieille présente des valeurs intermédiaires (lettres « bc »). Les niveaux de HAP normalisés à Fontainevieille se rapprochent statistiquement de ceux mesurés à la Teste, ce qui peut partiellement être attribué au fait que seules 3 valeurs ont été conservées pour l'analyse (faible puissance statistique).

**En conclusion,** en dépit d'une perte d'informations liée à la normalisation, les résultats obtenus concordent avec ceux précédemment observés après normalisation par le COT. Le port de la Teste reste le plus impacté de la lagune. Globalement, le port d'Arcachon reste un des moins contaminés en dépit d'une utilisation intense et d'une fréquentation forte.

#### 2.5.4. Vue d'ensemble de la contamination portuaire du Bassin d'Arcachon

---

Les données à notre disposition pour la réalisation de cette étude sont parcellaires et n'ont pas permis de développer une analyse temporelle aussi poussée que pour le compartiment biologique. Néanmoins, la réalisation des travaux de dragages durant les 10 dernières années a permis d'obtenir une densité d'informations suffisantes pour réaliser un état des lieux de la présence des HAP dans les vases portuaire de la lagune.

Pour avoir une vue d'ensemble de la contamination des différents ports de la lagune, il est intéressant de comparer les moyennes calculées sur 2005 – 2014 pour chaque composé (Tableau 12 et Tableau 13) avec le seuil N2 GEODE (Tableau 10) au-delà duquel l'immersion des sédiments dragués nécessite des analyses complémentaires. Ce niveau fait office de réglementation en matière de gestion des sédiments marins et peut servir de point de comparaison. Il est important de noter que ces valeurs ne peuvent cependant pas présumer d'une toxicité quelconque à l'égard du milieu naturel.

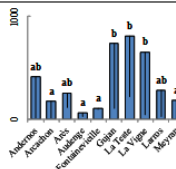
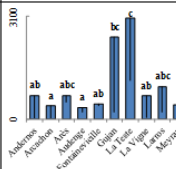
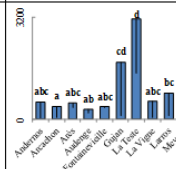
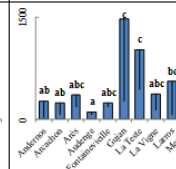
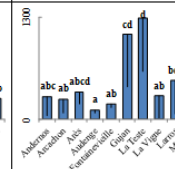
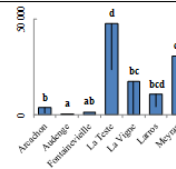
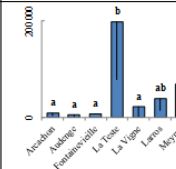
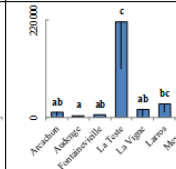
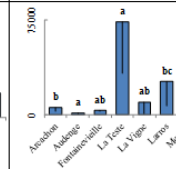
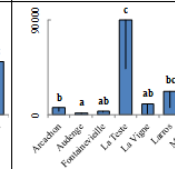
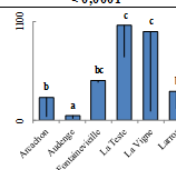
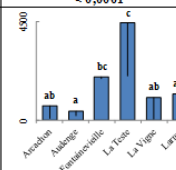
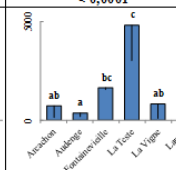
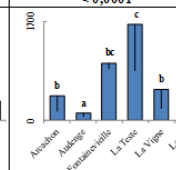
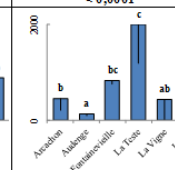
Ainsi pour 4 composés (phénanthrène, chrysène, indéno(1,2,3-cd)pyrène et benzo(g,h,i)pérylène) le niveau N2 n'est jamais dépassé. Pour tous les autres HAP retenus dans l'analyse, les ports de Gujan et de la Teste dépassent systématiquement ce seuil, sauf pour le fluoranthène pour lequel seul le port de la Teste est concerné. **Ces observations confirment les conclusions émises précédemment pour le port de la Teste qui est toujours le plus impacté, peu importe le mode de normalisation employé.**

Cette station et celle de Gujan sont proches géographiquement, ainsi que la station Meyran qui se distingue bien après normalisation par le COT. Visiblement, à l'exception du port d'Arcachon, **la façade sud de la lagune semble plus impactée au niveau de ces ports.**

Ces observations peuvent être mises en lien avec de potentiels apports supérieurs ou un hydrodynamisme favorisant la rétention des composés. Les travaux menés par l'Ifremer concernant l'hydrodynamisme de la lagune confirment en effet que les zones les plus internes du Bassin d'Arcachon présentent des courants résiduels presque nuls et sans direction précise, ainsi que des temps moyens de résidence des masses d'eau largement supérieurs par rapport à l'embouchure du Bassin (Plus et al., 2009). Ces éléments sont cohérents avec une « stagnation » plus importante des particules contaminées dans ces secteurs ; ce processus est probablement encore plus marqué dans les ports eux-mêmes qui présentent un confinement important.

L'auteur précise que ces seuls facteurs ne peuvent cependant pas présumer du devenir des sédiments au sein de la lagune. Il faut également tenir compte de la houle, des vents et de la navigation en zone peu profondes qui peuvent à l'inverse favoriser la remise en suspension et le transport sédimentaire (Roberts, 2012).

Un point important concernant le port de la Teste est que les derniers dragages réalisés par le Conseil Général de la Gironde ont eu lieu en 2005 ; les valeurs employées pour l'analyse sont donc relativement anciennes. Néanmoins, le port de Gujan Mestras, proche géographiquement, présente des valeurs voisines en dépit de dragages récents. Ces observations incitent à réaliser de nouvelles opérations de dragages dans cette zone, plus sensible que les autres en termes de dépôts sédimentaires. Les niveaux de HAP observés dans les sédiments de ces ports peuvent potentiellement être mis en lien avec les niveaux mesurés en zone 2 dans les sédiments.

Kruskal-Wallis - Différences entre ports (2005 - 2014)		Phénaanthrène	Floranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Chrysène
Sans normalisation (ng/g, ps)	Andernos	407 ± 622 (5)	712 ± 820 (5)	544 ± 521 (5)	269 ± 239 (5)	292 ± 242 (5)
	Arcachon	171 ± 215 (24)	397 ± 373 (27)	410 ± 358 (24)	242 ± 173 (24)	259 ± 177 (24)
	Arès	253 ± 144 (4)	709 ± 214 (4)	517 ± 150 (4)	354 ± 164 (4)	351 ± 158 (4)
	Audenge	61 ± 42 (8)	351 ± 140 (8)	313 ± 117 (8)	106 ± 45 (8)	116 ± 40 (8)
	Fontainevieille	105 ± 12 (3)	463 ± 65 (3)	385 ± 24 (3)	234 ± 47 (3)	198 ± 42 (3)
	Gujan	734 ± 628 (4)	2491 ± 2290 (4)	1789 ± 1669 (4)	1476 ± 1210 (4)	1078 ± 660 (4)
	La Teste	812 ± 600 (17)	3050 ± 1890 (17)	3143 ± 1709 (17)	1029 ± 592 (17)	1288 ± 680 (17)
	La Vigne	653 ± 617 (8)	701 ± 668 (8)	563 ± 502 (8)	366 ± 236 (8)	296 ± 293 (8)
	Larros	282 ± 257 (8)	978 ± 776 (8)	836 ± 730 (8)	555 ± 485 (8)	497 ± 425 (8)
	Meyran	179 ± 325 (7)	439 ± 846 (7)	369 ± 713 (7)	301 ± 579 (7)	278 ± 502 (7)
	K	44,2	46,7	48,2	45,0	46,6
	p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	Illustration					
Normalisation COT (ng/g de CO)	Arcachon	3664 ± 2542 (15)	9542 ± 7124 (18)	10747 ± 6915 (15)	5999 ± 2927 (15)	6560 ± 2714 (15)
	Audenge	542 ± 306 (5)	4976 ± 3011 (5)	4358 ± 2396 (5)	1358 ± 690 (5)	1612 ± 658 (5)
	Fontainevieille	1666 ± 152 (3)	7320 ± 864 (3)	6089 ± 242 (3)	3701 ± 651 (3)	3122 ± 590 (3)
	La Teste	47202 ± 23567 (10)	199195 ± 121448 (10)	216516 ± 107808 (10)	73464 ± 40789 (10)	89613 ± 46020 (10)
	La Vigne	17250 ± 20539 (7)	21182 ± 23188 (7)	17893 ± 18171 (7)	10165 ± 9624 (7)	10053 ± 10452 (7)
	Larros	10619 ± 6321 (3)	38685 ± 24693 (3)	30768 ± 18537 (3)	26496 ± 18976 (3)	22617 ± 15796 (3)
	Meyran	30389 ± 27103 (6)	69058 ± 68675 (6)	55173 ± 54721 (6)	41987 ± 40395 (6)	43170 ± 38072 (6)
	K	35,2	28,1	30,9	33,8	33,5
	p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	Illustration					
Normalisation ngramme métré (ng/g de ss.d. < 63 µ)	Arcachon	256 ± 219 (15)	659 ± 578 (18)	745 ± 595 (15)	416 ± 257 (15)	457 ± 249 (15)
	Audenge	50 ± 31 (5)	429 ± 222 (5)	374 ± 170 (5)	117 ± 48 (5)	141 ± 46 (5)
	Fontainevieille	447 ± 20 (3)	1959 ± 79 (3)	1636 ± 69 (3)	988 ± 94 (3)	832 ± 90 (3)
	La Teste	1057 ± 353 (10)	4449 ± 2413 (10)	4822 ± 1791 (10)	1645 ± 793 (10)	1991 ± 802 (10)
	La Vigne	985 ± 882 (7)	1035 ± 984 (7)	833 ± 721 (7)	531 ± 327 (7)	428 ± 423 (7)
	Larros	319 ± 190 (5)	1189 ± 709 (5)	956 ± 530 (5)	730 ± 596 (5)	636 ± 490 (5)
	K	32,2	26,5	28,5	27,8	29,0
	p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	Illustration					

**Tableau 12 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments portuaires du Bassin d'Arcachon (moyennes + écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2005 – 2014 – 1/2.**

Les chiffres entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d'indiquer visuellement les différences significatives entre les différents ports.

Kruskal-Wallis - Différences entre ports (2005 - 2014)		Benzo(b,j,k)fluoranthène	Benzo(a)pyrène	Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	Dibenzo(a,h,c)anthracène	Benzo(g,h,i)peryène	Somme
Somme normalisation (ng/g, ps)	Andernos	422 ± 327 (5)	306 ± 224 (5)	137 ± 95 (5)	44 ± 34 (5)	190 ± 129 (5)	3323 ± 3191 (5)
	Arcachon	470 ± 317 (27)	273 ± 186 (27)	252 ± 136 (27)	69 ± 45 (24)	206 ± 132 (27)	2833 ± 2021 (24)
	Aris	615 ± 345 (4)	318 ± 149 (4)	210 ± 95 (4)	44 ± 24 (4)	189 ± 90 (4)	3560 ± 1508 (4)
Audenge	254 ± 98 (8)	143 ± 53 (8)	104 ± 39 (8)	51 ± 43 (8)	93 ± 25 (8)	1592 ± 578 (8)	
Fontaineville	419 ± 53 (3)	283 ± 37 (3)	225 ± 40 (3)	100 ± 0 (3)	169 ± 31 (3)	2581 ± 347 (3)	
Gujan	1965 ± 883 (4)	1113 ± 534 (4)	770 ± 297 (4)	187 ± 106 (4)	608 ± 273 (4)	12210 ± 7980 (4)	
La Teste	2032 ± 1056 (17)	1531 ± 873 (17)	1039 ± 549 (17)	235 ± 194 (17)	784 ± 402 (17)	14943 ± 8152 (17)	
La Vigne	762 ± 618 (8)	383 ± 249 (8)	510 ± 491 (8)	113 ± 84 (8)	489 ± 641 (8)	4836 ± 3349 (8)	
Larros	983 ± 727 (8)	560 ± 482 (8)	413 ± 368 (8)	114 ± 102 (8)	332 ± 318 (8)	3570 ± 4591 (8)	
Meyran	507 ± 881 (7)	275 ± 499 (7)	221 ± 415 (7)	68 ± 66 (7)	161 ± 268 (7)	2796 ± 5086 (7)	
K	452	472	483	342	443	468	
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	
Illustration							
Normalisation COT (ng/g de COT)	Arcachon	11627 ± 5514 (18)	7130 ± 3139 (18)	6069 ± 2225 (18)	2069 ± 500 (15)	5390 ± 2260 (18)	73264 ± 32509 (15)
	Audenge	3211 ± 1427 (5)	2011 ± 821 (5)	1373 ± 384 (5)	294 ± 153 (5)	1426 ± 402 (5)	21161 ± 9317 (5)
	Fontaineville	6632 ± 700 (3)	4475 ± 477 (3)	3556 ± 552 (3)	1584 ± 37 (3)	2671 ± 420 (3)	40816 ± 4541 (3)
La Teste	140810 ± 75276 (10)	103326 ± 55203 (10)	74125 ± 40540 (10)	26030 ± 28013 (10)	61147 ± 28880 (10)	1031428 ± 539065 (10)	
La Vigne	16199 ± 14237 (7)	7611 ± 6208 (7)	6878 ± 4514 (7)	2181 ± 1665 (7)	6085 ± 3714 (7)	115497 ± 110077 (7)	
Larros	45601 ± 29125 (3)	26665 ± 18456 (3)	20107 ± 13241 (3)	5362 ± 2606 (3)	15696 ± 10375 (3)	242617 ± 157543 (3)	
Meyran	85683 ± 70837 (6)	41322 ± 35347 (6)	32506 ± 29335 (6)	17510 ± 17927 (6)	27293 ± 21752 (6)	444090 ± 387400 (6)	
K	36,7	35,5	36,9	36,0	37,0	34,0	
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	
Illustration							
Normalisation granulométrie (ng/g de sed < 63 µ)	Arcachon	791 ± 499 (18)	480 ± 286 (18)	413 ± 189 (18)	140 ± 42 (15)	366 ± 187 (18)	5085 ± 2925 (15)
	Audenge	278 ± 96 (5)	179 ± 63 (5)	121 ± 27 (5)	26 ± 15 (5)	126 ± 25 (5)	1842 ± 645 (5)
	Fontaineville	1777 ± 81 (3)	1199 ± 45 (3)	950 ± 74 (3)	427 ± 43 (3)	713 ± 57 (3)	10928 ± 386 (3)
La Teste	3086 ± 1189 (10)	2277 ± 887 (10)	1609 ± 550 (10)	500 ± 288 (10)	1363 ± 489 (10)	22801 ± 8897 (10)	
La Vigne	1094 ± 866 (7)	556 ± 324 (7)	729 ± 674 (7)	164 ± 111 (7)	718 ± 895 (7)	7072 ± 4617 (7)	
Larros	1351 ± 876 (5)	754 ± 571 (5)	537 ± 446 (5)	130 ± 122 (5)	445 ± 325 (5)	7047 ± 4824 (5)	
K	29,7	32,0	29,3	29,3	27,6	29,7	
p	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	
Illustration							

**Tableau 13 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments portuaires du Bassin d'Arcachon (moyennes ± écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2005 – 2014 – 2/2.**

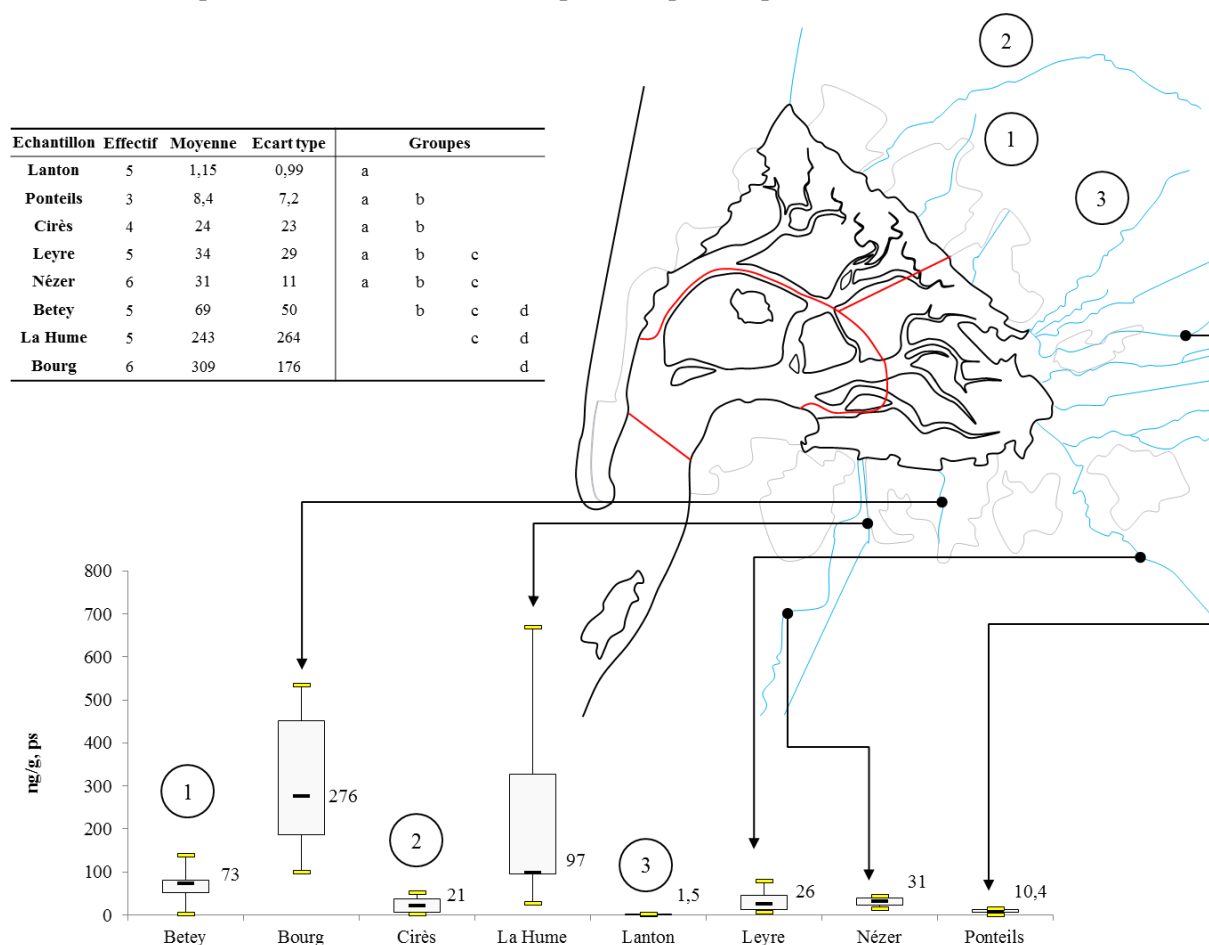
Les chiffres entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d'indiquer visuellement les différences significatives entre les différents ports.

## 2.6. Analyse des données « tributaires »

Les données de contamination des sédiments issus des tributaires ont été produites durant la thèse d'Alexia Crespo. Les prélèvements ont été réalisés entre 2006 et 2009 (projet région ASCOBAR). Les paramètres accompagnateurs de COT et de granulométrie n'ayant pas été systématiquement suivis, **les données normalisées n'ont pas pu être analysées statistiquement.**

Bien qu'incomplète, l'étude des niveaux de HAP en absence de normalisation présente un intérêt en première approche. On peut en effet supposer que les affluents sont susceptibles de charrier du matériel sédimentaire, contribuant ainsi à la présence des HAP dans les sédiments de la lagune.

Les Figure 37 et Figure 38 présentent la variabilité des niveaux de BaP et de la somme des HAP sélectionnés<sup>33</sup> dans les sédiments des différents tributaires. Les affluents ne présentant pas assez de valeurs ont été écartés de l'analyse. Les Tableau 14 et Tableau 15 résument en complément les résultats statistiques du test de Kruskal-Wallis pour chaque composé et leur somme.



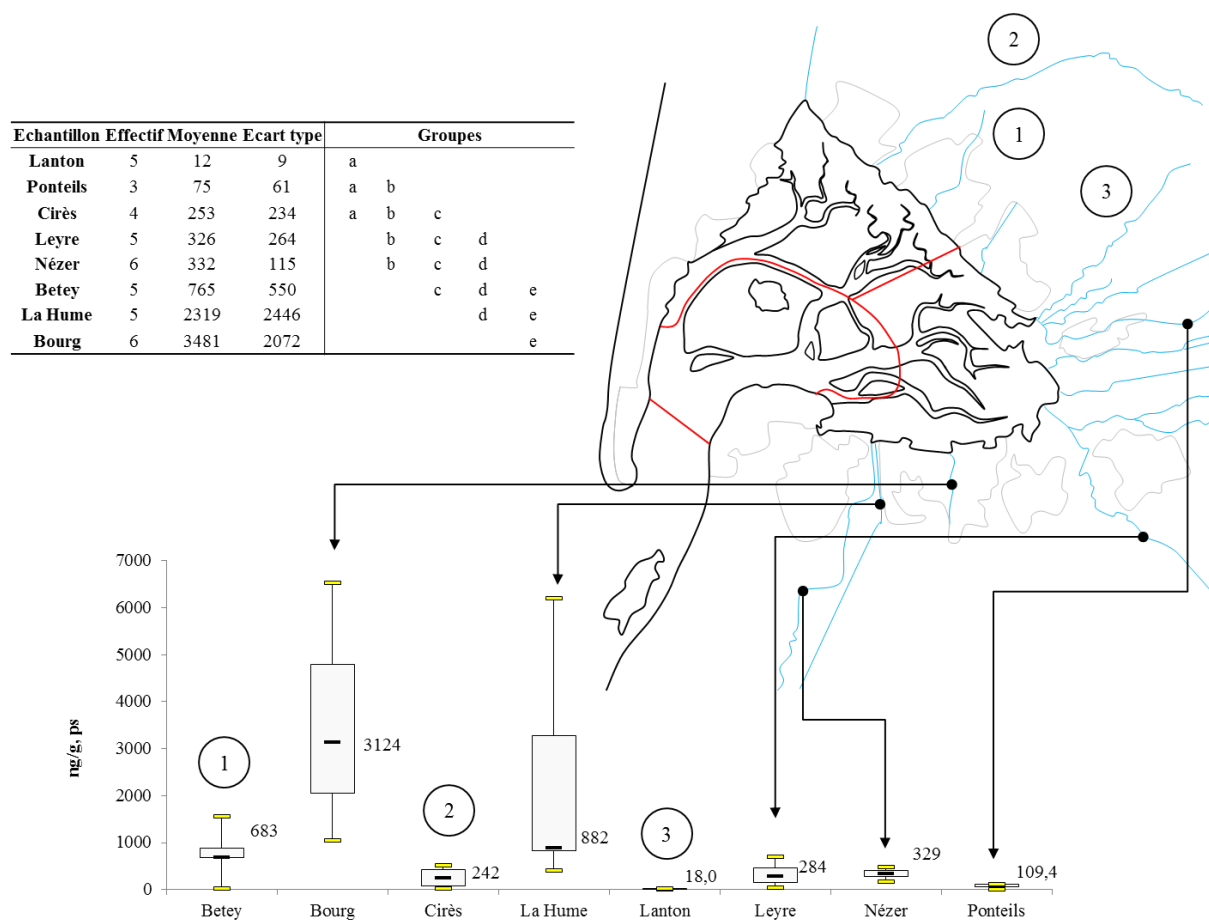
**Figure 37 : Variabilité des niveaux de BaP dans les sédiments issus des tributaires du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 - 2012.**

Le graphique en bas de la figure présente les médianes (traits noirs) encadrées par les quartiles à 75% et 25%. Les traits jaunes indiquent les minimum et maximum. Les chiffres noirs représentent les valeurs prises par les médianes. Les chiffres dans les cercles noirs permettent de repérer le tributaire concerné sur la carte. Le tableau en haut à gauche présente les moyennes, écart-types et effectifs à partir desquels les calculs ont été effectués. Les lettres minuscules permettent de discriminer les différences statistiques de contamination entre les différents tributaires.

<sup>33</sup> Phénanthrène + fluoranthène + pyrène + benzo(a)anthracène + chrysène + somme des benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène et benzo(k)fluoranthène + benzo(a)pyrène + indéno(1,2,3-cd)pyrène + dibenzo(ah+ac)anthracène + benzo(ghi)pérylène.

L'analyse statistique montre que pour tous les composés étudiés, les niveaux les plus élevés sont atteints au niveau du Bourg et de la Hume (Tableau 14 et Tableau 15). Ces deux ruisseaux présentent respectivement des niveaux moyens en BaP atteignant 309 et 243 ng BaP/g, ps ainsi que 3481 et 2319 ng HAP/g, ps pour la somme des composés étudiés. En dépit d'une variabilité importante comme en témoignent les écarts-types, ces deux sites sont les seuls à atteindre des maximums aussi élevés.

Ces valeurs moyennes diffèrent sensiblement des médianes indiquées sur les Figure 37 et Figure 38. Pour le BaP (Figure 37), les niveaux médians sont de 276 ng/g, ps dans le ruisseau du Bourg et de 97 ng/g, ps dans le ruisseau de la Hume. Pour la somme des HAP (Figure 38), les médianes sont de 3124 ng/g, ps pour le ruisseau du Bourg et de 882 ng/g, ps pour le ruisseau de la Hume. Cette différence peut être liée aux faibles effectifs à partir desquels les analyses ont été réalisées. On constate par ailleurs une variabilité très importante des niveaux de HAP dans le ruisseau de la Hume avec des écart-types supérieurs aux moyennes (Tableau 14 et Tableau 15).



**Figure 38 : Variabilité des niveaux de HAP (somme) dans les sédiments issus des tributaires du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 - 2012.**

Le graphique en bas de la figure présente les médianes (traits noirs) encadrées par les quartiles à 75% et 25%. Les traits jaunes indiquent les minimum et maximum. Les chiffres noirs représentent les valeurs prises par les médianes. Les chiffres dans les cercles noirs permettent de repérer le tributaire concerné sur la carte. Le tableau en haut à gauche présente les moyennes, écart-types et effectifs à partir desquels les calculs ont été effectués. Les lettres minuscules permettent de discriminer les différences statistiques de contamination entre les différents tributaires.

On peut constater que ces affluents sont localisés au sud du Bassin d'Arcachon et se jettent dans les eaux de la zone 2 dont les sédiments intrabassin comme portuaires présentent les niveaux les plus élevés en HAP. On peut supposer que ces deux tributaires contribuent à cette situation en charriant des sédiments riches en matière organique (COT élevé) qui se déposent rapidement au regard de l'hydrodynamisme faible de cette partie du plan d'eau.

Cette hypothèse est étayée par les quelques valeurs de COT<sup>34</sup> et de granulométrie qui ont été produites pour ces sédiments (pas assez pour une analyse statistique cependant). Le ruisseau du Bourg présentait en effet des valeurs de COT de 3,91% et 3,55% lors de prélèvements de sédiments en septembre 2007 et septembre 2008, pour une granulométrie pourtant relativement grossière en septembre 2007 (66% > 63 µm) ; de la même manière, les sédiments de la Hume présentaient une proportion non négligeable de COT avec des niveaux moyens de 3,33% et 1,14% de COT pour les mêmes dates (pas de données de granulométrie).

**On ne peut cependant pas relier ces données de façon directe à la contamination des sédiments du Bassin d’Arcachon.** Le manque de données ne permet pas de conclure sur cet aspect du cycle des contaminants. De plus, les apports en HAP par les tributaires ne peuvent être estimés qu’en associant les données de concentration à des débits pour obtenir des flux de contaminants. Nous n’avons ici pas assez d’information pour estimer la part de sédiments fins charriés dans la lagune ou la proportion de contaminants pouvant diffuser du sédiment vers la colonne d’eau.

---

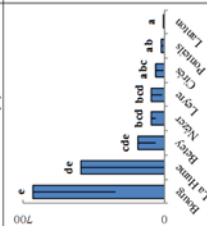
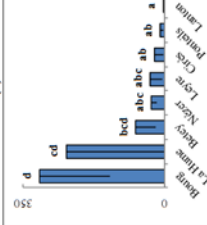
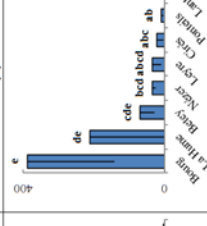
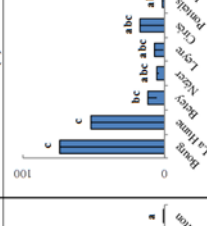
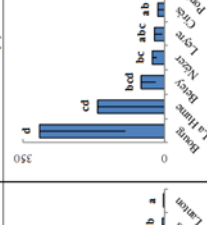
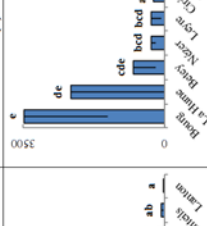
<sup>34</sup> Carbone Organique Total : ce paramètre permet d’estimer la teneur en matière organique d’un sédiment.

Kruskal-Wallis - Différences entre tributaires (2006 - 2009)	Sans normalisation (ng/g, ps)						
	K	p	Phénanthréne	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)Anth.	Chrysène
	29,1	< 0,0001	218 ± 112 (6)	496 ± 262 (6)	434 ± 244 (6)	293 ± 222 (6)	292
<i>Bourg</i>	124 ± 125 (5)		364 ± 370 (5)		312 ± 319 (5)	226 ± 254 (5)	311 ± 176 (6)
<i>La Hume</i>	45 ± 38 (5)		137 ± 109 (5)		113 ± 90 (5)	65 ± 44 (5)	212 ± 227 (5)
<i>Betey</i>	17 ± 7 (6)		51 ± 20 (6)		46 ± 18 (6)	26 ± 9 (6)	70 ± 52 (5)
<i>Nézer</i>	18 ± 14 (5)		48 ± 38 (5)		42 ± 35 (5)	28 ± 25 (5)	32 ± 13 (6)
<i>Leyre</i>	18 ± 16 (4)		41 ± 37 (4)		33 ± 30 (4)	18 ± 16 (4)	29 ± 24 (5)
<i>Cirés</i>	3 ± 2 (3)		11 ± 9 (3)		11 ± 9 (3)	5 ± 5 (3)	23 ± 21 (4)
<i>Pontetis</i>	2 ± 2 (5)		2 ± 1 (5)		1 ± 1 (5)	1 ± 1 (5)	6 ± 5 (3)
<i>Lanton</i>							1 ± 1 (5)
<b>Illustration</b>							

**Tableau 14 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments des tributaires du Bassin d'Arcachon (moyennes +- écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2006 – 2009 – (1/2)**

Les chiffres entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d'indiquer visuellement les différences significatives entre les différents ports.



Kruskal-Wallis - Différences entre tributaires (2006 - 2009)	K	p	Benzo(a,b,k)Fluo	Benzo(a)pyrène	Indéno(1,2,3-c,d)P.	Dibenzo(ah,c)Anth.	Benzo(g,h,i)Per.	Somme	
			29,5 < 0,0001	27,9 < 0,0001	28,8 < 0,0001	22,7 0,002	27,7 < 0,0001	29,2 < 0,0001	
			647 ± 410 (6)	309 ± 176 (6)	389 ± 247 (6)	74 ± 76 (6)	309 ± 215 (6)	3481 ± 2072 (6)	
			411 ± 435 (5)	243 ± 264 (5)	211 ± 227 (5)	52 ± 57 (5)	164 ± 174 (5)	2319 ± 2446 (5)	
			131 ± 90 (5)	69 ± 50 (5)	69 ± 43 (5)	11 ± 6 (5)	56 ± 36 (5)	765 ± 550 (5)	
			62 ± 22 (6)	31 ± 11 (6)	34 ± 10 (6)	5 ± 2 (6)	28 ± 10 (6)	332 ± 115 (6)	
			62 ± 55 (5)	34 ± 29 (5)	34 ± 27 (5)	7 ± 6 (5)	24 ± 19 (5)	326 ± 264 (5)	
			43 ± 41 (4)	24 ± 23 (4)	20 ± 20 (4)	17 ± 25 (4)	16 ± 17 (4)	253 ± 234 (4)	
			13 ± 11 (3)	8 ± 7 (3)	8 ± 7 (3)	1 ± 1 (3)	7 ± 6 (3)	75 ± 61 (3)	
			2 ± 1 (5)	1 ± 1 (5)	1 ± 1 (5)	0 ± 0 (5)	1 ± 1 (5)	12 ± 9 (5)	
									
			Sans normalisation (ng/g, ps)						
			Illustration						

**Tableau 15 : Résumé de la contamination moyenne des sédiments des tributaires du Bassin d'Arcachon (moyennes + écart-type) en fonction du type de normalisation employé ; période 2006 – 2009 – (2/2)**

Les chiffres entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d'indiquer visuellement les différences significatives entre les différents ports.



### 3. Analyse de la colonne d'eau

---

#### 3.1. Nature et origine des données

---

##### 3.1.1. Thèses de doctorat

---

Alexia Crespo, 2009 « Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le Bassin d'Arcachon ». Différentes études durant ces travaux ont été assortis d'analyses dans la colonne d'eau (dissout et particulaire) :

*Analyses réalisées sur les eaux prélevées lors de travaux de dragage dans les ports de Canal (Mars et Avril 2007), d'Arcachon (Octobre 2006) et d'Arès (Avril 2007).*

*Caractérisation de la contamination de la colonne d'eau durant un cycle de marée (Point fixe proche de Eyrac) en avril 2008.*

*Projets régions ASCOBAR en 2008 – 2009 : suivi de la contamination de la colonne d'eau (Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Île aux oiseaux, Le Tès, Eyrac, Comprian et Les Jaquets).*

Ninette Abou-Mrad, 2011 « Développements méthodologiques pour l'échantillonnage et l'analyse des hydrocarbures dans les systèmes aquatiques : Application dans des expérimentations en conditions semi-contrôlées et dans le milieu environnemental »

*Opération d'encagement d'huîtres diploïdes et triploïdes en été 2010 près de sites stratégiques tels que le port d'Arcachon, Île aux oiseaux, Arguin, Eyrac ; des échantillons d'eau ont été prélevés en parallèle. Un article se trouve dans le manuscrit mais n'a pas été publié : Abou Mrad, N., Belles, A., Peluhet L., Parlanti E., Budzinski H. Measuring PAH contamination in Arcachon's Bay during summer 2010. Coupling of passive sampling approaches and biological accumulation.*

Hugues Bijoux, 2014 « Etude de l'impact toxique des contaminants chimiques du Bassin d'Arcachon sur l'huître creuse *Crassostrea gigas* ; approches *in-situ* et expérimentales »

*Opérations d'encagement d'huîtres au niveau de stations stratégiques : Arguin, Bélisaire, Grand Banc, Île aux oiseaux, Le Tès, Eyrac. Deux opérations ont été réalisées : une de 2010 à 2011 et une de 2011 à 2012 (projet région Aquitaine « OSQUAR »). Des échantillons d'eau ont été prélevés en parallèle des organismes.*

##### 3.1.2. Etudes ponctuelles

---

SIBA et CG33 « Suivi Prestige » - Etude de la contamination de l'eau (analyses - LPTC)

*Etude ponctuelle réalisée en décembre 2002 (état 0 avant l'arrivée des nappes de fuel) et janvier 2003 sur la colonne d'eau au niveau de nombreuses stations du bassin d'Arcachon y compris des ports.*

Ifremer 2000 « Etude des causes du faible captage de naissain d'huître creuse dans le Bassin d'Arcachon en 1998 »

*Etude réalisée en 1999 par l'Ifremer afin d'apporter des éléments de réflexion autour de la variabilité de captage ostréicole dans le bassin d'Arcachon en lien potentiel avec la contamination du milieu. Des dosages de HAP dans les eaux ont été réalisés au niveau de la Vigne, les Jacquets, Comprian et le Port d'Arcachon.*

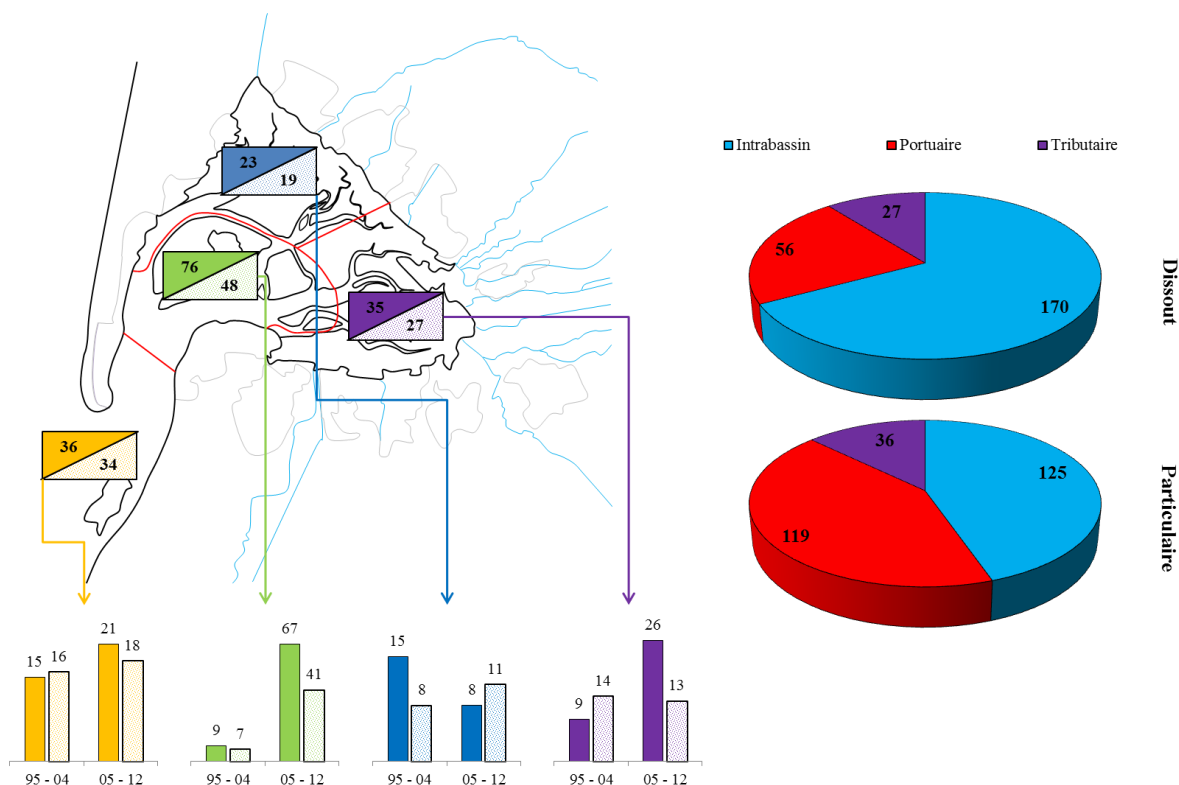
### 3.2. Statistiques descriptives

Les données concernant la contamination de la colonne d'eau se répartissent entre le **compartiment dissout** et le **compartiment particulaire**. Le seuil entre ces deux compartiments peut-être sujet à débat dans le milieu scientifique, mais la valeur de 0,7 µm est communément admise. De manière générale ces deux compartiments sont étudiés en même temps après filtration d'un échantillon d'eau au seuil de 0,7 µm. Il arrive cependant que certaines études ne s'intéressent ponctuellement qu'à un seul de ces deux sous-compartiments ; cela explique les inégalités dans les nombres d'analyses entre phase particulaire et dissoute.

D'après la Figure 39 la majorité des analyses réalisées concerne les zones « intrabassin » avec 170 échantillons pour le « dissout » et 125 pour le « particulaire ». Les ports sont moins étudiés en comparaison avec 56 analyses au niveau dissout et 119 au niveau particulaire. Enfin la colonne d'eau des tributaires du Bassin d'Arcachon est peu surveillée puisqu'une trentaine d'analyse seulement a été réalisée dans les deux compartiments.

En s'intéressant plus spécifiquement aux données « intrabassin » on peut observer sur la Figure 39 que la répartition géographique des analyses est homogène. La zone 3 est la seule présentant 76 analyses dans le compartiment dissout, dont 67 sur la période la plus récente de l'étude : 2005 – 2012. Cet écart est dû à la réalisation de nombreuses analyses dans cette zone durant la thèse d'Alexia Crespo en 2009 (Pilote dragage port d'Arcachon, Etude point fixe – cycle de marée, suivi saisonnier du programme ASCOBAR).

Les données portuaires présentent quant à elles 19 valeurs en 1995 – 2004 et 100 en 2005 – 2012 pour le particulaire pour seulement 24 en 1995 – 2004 et 32 en 2005 – 2012 pour le dissout. Les données issues des tributaires ont été entièrement produites en 2008 – 2009 lors de la thèse d'Alexia Crespo pour le suivi saisonnier du programme ASCOBAR.



**Figure 39 : Répartition des analyses dans le temps et l'espace pour les compartiments dissouts et particulaires.**  
 La partie gauche de la figure concerne les données « Intrabassin » : les figurés « pleins » concernent le compartiment dissout et les figurés « pointillés » concernent le compartiment particulaire.

### 3.3. Traitement des données

---

**Au niveau chronologique**, en dépit d'un nombre d'analyses suffisant dans l'absolu, les tests statistiques n'ont pas pu être réalisés. Les données issues de la colonne d'eau présentent en effet une répartition trop inégale dans le temps et trop peu de sources pour permettre ce type d'analyses. Par exemple, la période « 1995 – 2004 » n'est en réalité représentée que par des données de 2002 – 2003 issues du « Suivi Prestige » suite au naufrage du pétrolier ; cette série d'analyses ne peut être considérée comme représentative de la période considérée. Par la suite, aucune valeur n'a été produite pour ce compartiment avant 2006 (thèse Alexia Crespo).

**Au niveau spatial**, une démarche similaire à celle employée pour les sédiments et le compartiment biologique a été employée. Les données « **intrabassin** » issues de la totalité de la chronique (puisqu'elles ne s'étalent que de 2002 à 2012) ont été comparées entre les 4 zones d'étude grâce au test de Kruskal-Wallis. Cette analyse a été réalisée d'une part pour le compartiment dissout et d'autre part pour le compartiment particulaire.

Les données produites à partir d'échantillons **portuaires** n'ont pas pu être analysées géographiquement en raison d'un grand manque de valeurs pour la plupart des ports de la lagune. La grande majorité des dosages effectués ont été réalisés dans le port d'Arcachon, et seules deux ou trois valeurs existent pour les autres stations ce qui induit un biais trop important pour comparer ces sites.

Les analyses réalisées dans la colonne d'eau des **tributaires** ont permis une comparaison des différentes rivières étudiées, cependant aucune différence de contamination n'est apparue dans le compartiment dissout ce qui explique son absence des résultats. L'étude de la contamination des particules des tributaires a en revanche révélé certaines variations géographiques, traitées de la même manière que précédemment, grâce au test de Kruskal-Wallis.

**De manière générale**, concernant le compartiment particulaire, les valeurs fournies sont exprimées en « ng HAP/g de particules sèches » ou en « ng HAP/L d'eau filtrée ». Ces deux données sont complémentaires et expriment la contamination d'un échantillon de deux façons : en fonction de la masse de particules ou en fonction du volume d'eau filtré pour obtenir cette quantité de particules. Les composés sélectionnés pour caractériser ce compartiment sont : phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b,j,k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, dibenzo(ah,ac)anthracène, benzo(ghi)pérylène.

Pour le compartiment dissout, seuls deux composés ont été conservés en raison de leur détection systématique dans les échantillons sélectionnés : le fluoranthène et le pyrène. Ces deux molécules sont des HAP de faible poids moléculaires connus pour leur solubilité.

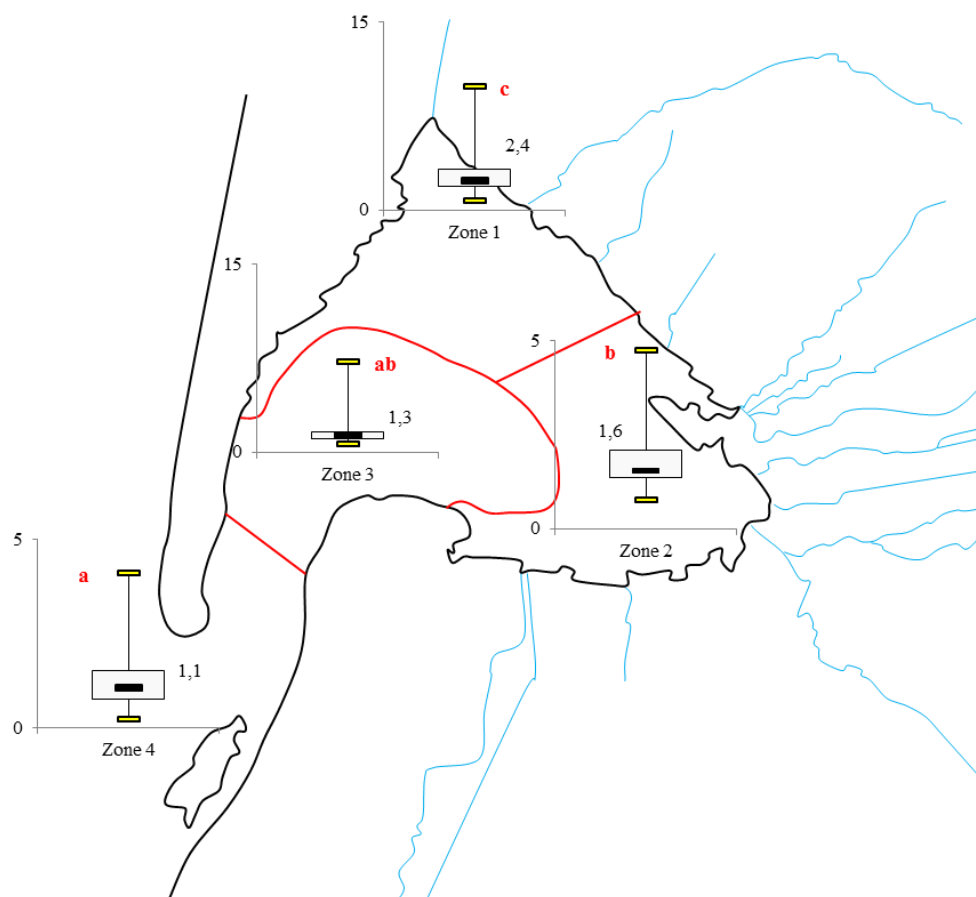
### 3.4. Analyse des données de la colonne d'eau

#### 3.4.1. Le compartiment « dissout »

Concernant le compartiment dissout, peu de données sont disponibles en raison des propriétés physico-chimiques des HAP. Ces composés sont principalement hydrophobes (Boehm, 2005), ce qui implique qu'ils soient principalement adsorbés sur les particules en suspension ou dans les sédiments.

Deux composés ont néanmoins pu être conservés pour l'analyse statistique : le fluoranthène et le pyrène. Ces deux molécules sont présentes de façon récurrente dans la quasi-totalité des échantillons traités et représentent des traceurs pertinents de la famille des HAP. Le fluoranthène est notamment employé en tant que tel par l'Ifremer pour rendre compte des niveaux de HAP au niveau des sites surveillés dans le cadre du ROCCH.

Les Figure 40, Figure 41 et Figure 42 rendent compte des niveaux moyens par zone en fluoranthène, pyrène et en leur somme. Les tendances observées sont les mêmes pour chacun de ces paramètres : les zones 1 et 2 présentent systématiquement des concentrations dans la colonne d'eau significativement supérieures à celles retrouvées en milieu et sortie de Bassin.



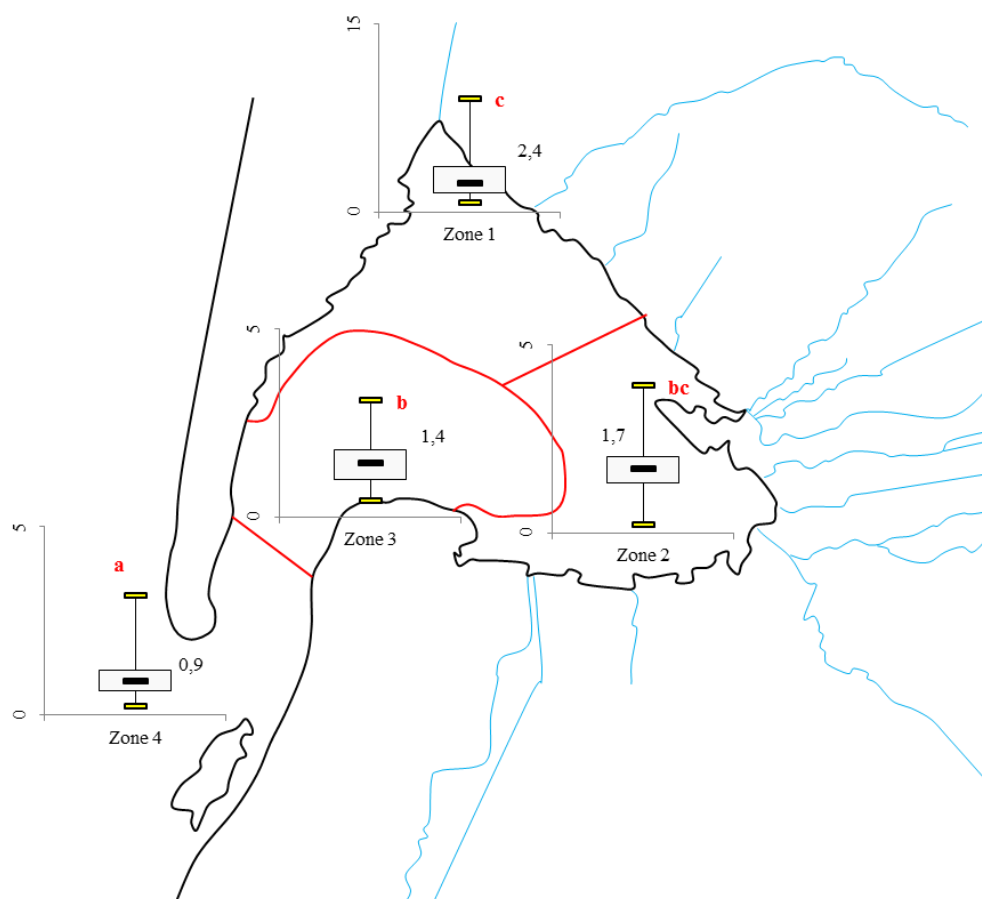
**Figure 40 : Variabilité des niveaux de fluoranthène dissout (ng/L) dans le Bassin d'Arcachon (période 1999 – 2012).**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 23 pour la zone 1, 35 pour la zone 2, 76 pour la zone 3 et 36 pour la zone 4.

Ces niveaux sont de l'ordre des « traces » (ng/L) mais un facteur 2 environ est observable entre la médiane de la zone 4 et celle de la zone 1 pour la somme des composés étudiés (Figure 42) : 1,9 ng/L

pour la zone 4 et 4,5 ng/L pour la zone 1. Ce facteur se retrouve pour le fluoranthène seul (Figure 40 : 1,1 ng/L en zone 4 vs 2,4 ng/L en zone 1) et pour le pyrène (Figure 41 : 0,9 ng/L pour la zone 4 vs 2,4 ng/L pour la zone 1).

Bien que le compartiment dissout ne soit pas le plus pertinent pour l'étude des HAP, on s'aperçoit néanmoins qu'il permet de retrouver les tendances précédemment établies dans les compartiments sédimentaires et biologiques. Ces niveaux de HAP dans l'eau résultent d'un équilibre chimique entre de nombreux paramètres tels que la diffusion de composés à partir du sédiment et des particules en suspension ou des apports dans les zones orientales du Bassin associées à un hydrodynamisme plus faible.



**Figure 41 : Variabilité des niveaux de pyrène dissout (ng/L) dans le Bassin d'Arcachon (période 1999 – 2012).**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 23 pour la zone 1, 35 pour la zone 2, 76 pour la zone 3 et 36 pour la zone 4.

Il est par ailleurs intéressant de constater que les composés que l'on détecte le plus souvent dans l'eau et qui ont été choisis pour cette étude, font également partis des HAP les plus bioaccumulés par les huîtres.

Cette observation peut indiquer un lien fort entre le compartiment dissout et la contamination d'animaux filtreurs dont les activités respiratoires et de nutrition impliquent un échange constant avec leur milieu environnant.

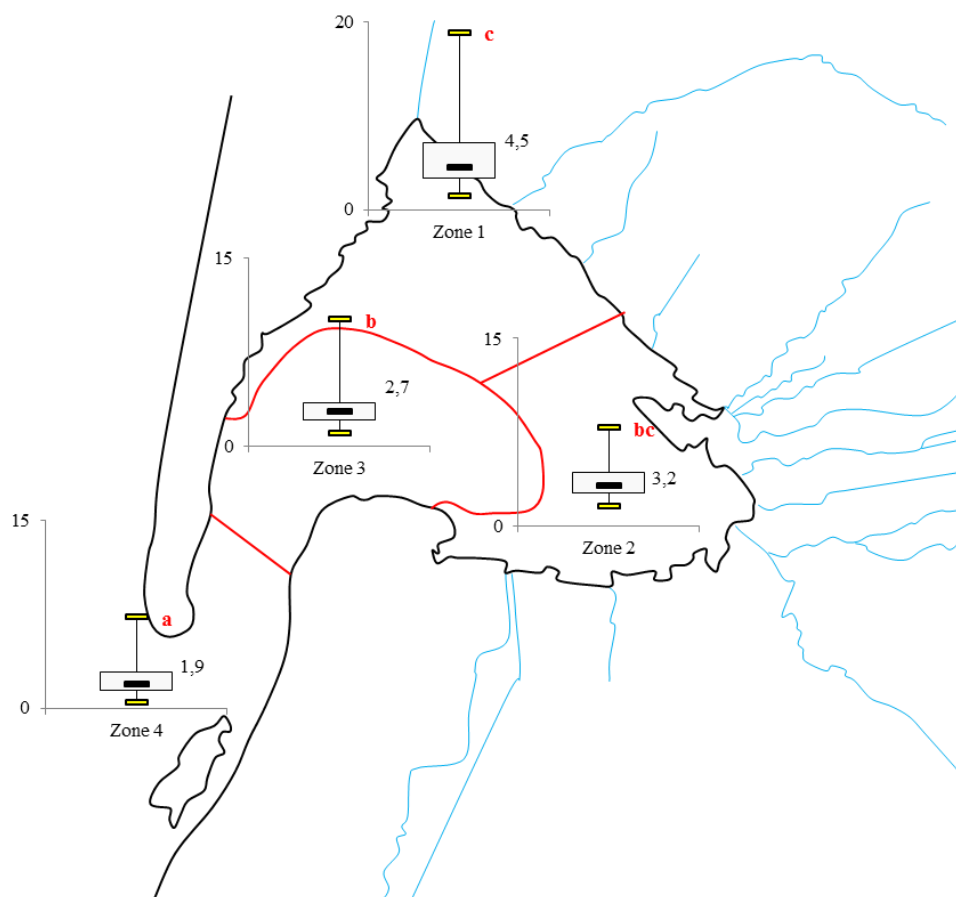


Figure 42 : Variabilité des niveaux de HAP dissouts (ng/L) dans le Bassin d’Arcachon (période 1999 – 2012).

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 23 pour la zone 1, 35 pour la zone 2, 76 pour la zone 3 et 36 pour la zone 4.

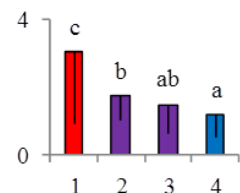
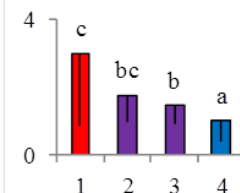
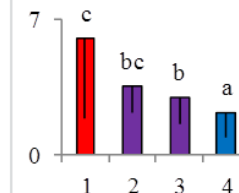
Kruskal-Wallis - Différence entre zones (1999 - 2012)	Fluoranthène	Pyrène	Somme
<b>K</b>	41,4	42,0	43,2
<b>p</b>	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
<b>Zone 1 (n = 23)</b>	3 ± 2,1	3 ± 2,1	6 ± 4,1
<b>Zone 2 (n=35)</b>	1,7 ± 0,7	1,8 ± 0,8	3,5 ± 1,4
<b>Zone 3 (n=76)</b>	1,5 ± 0,9	1,5 ± 0,6	3 ± 1,3
<b>Zone 4 (n=36)</b>	1,2 ± 0,7	1 ± 0,6	2,2 ± 1,3
<b>Illustration</b>			

Tableau 16 : Résumé des comparaisons entre zones pour le compartiment dissout.

Les chiffres « n » entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d’indiquer visuellement les différences significatives entre les différentes zones.

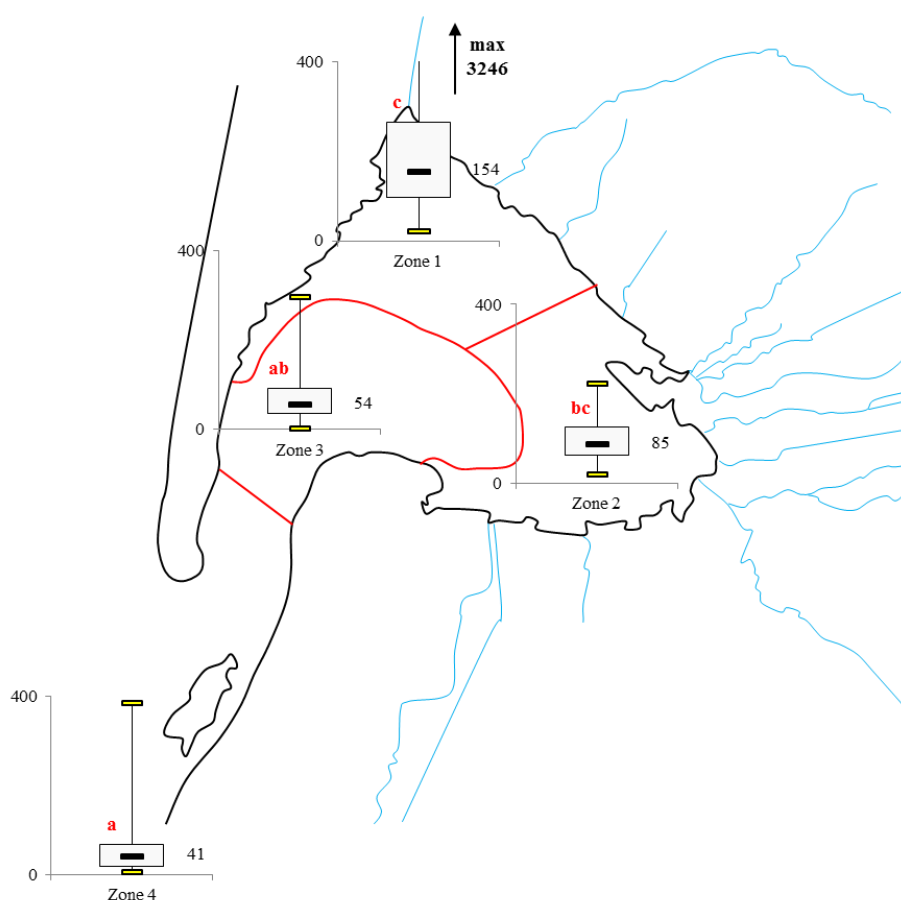


### 3.4.2. Le compartiment « particulaire »

#### 3.4.2.1. Intrabassin

L'étude du compartiment particulaire a été réalisée selon deux approches : la première consiste à exprimer les résultats en « ng/g, ps de particules » et la seconde à exprimer ce même résultat en « ng/L d'eau filtrée ». Ces deux analyses sont complémentaires.

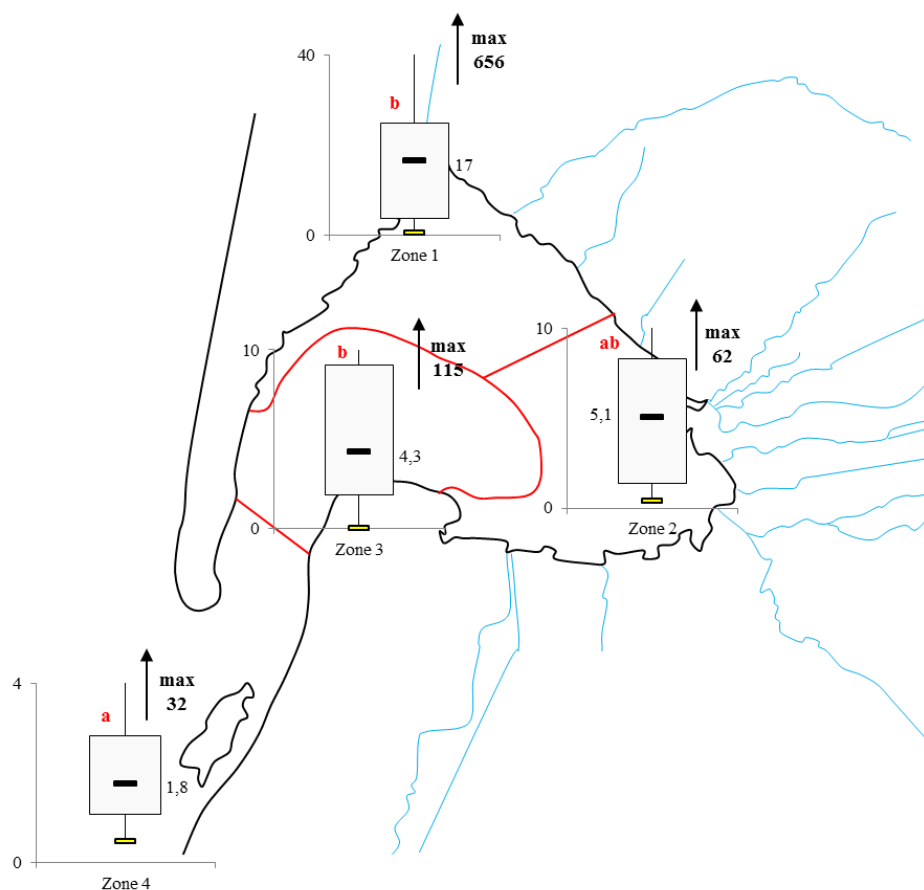
Les Figure 43 et Figure 44 présentent ces deux approches pour le BaP et se focalisent sur les comparaisons entre les différentes zones d'études durant la période 2002 – 2010. Contrairement à ce qui a été observé précédemment pour les autres compartiments, la zone 1 présente une contamination nettement supérieure aux trois autres alors que les zones 1 et 2 formaient auparavant un ensemble dont la contamination était équivalente.



**Figure 43 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/g, ps) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010).**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 25 pour la zone 1, 18 pour la zone 2, 47 pour la zone 3 et 35 pour la zone 4.

Les maximums atteints au niveau de la zone 1 sont effectivement très élevés au regard des niveaux observables sur le reste du plan d'eau. Pour le BaP la zone 1 indique des concentrations médianes dans les particules de 154 ng BaP/g, ps soit 17 ng BaP/L d'eau filtrée. Ces niveaux sont respectivement 4 fois et 10 fois supérieurs à ceux calculés pour la zone 4 (41 ng BaP/g, ps et 1,8 ng BaP/L d'eau filtrée).



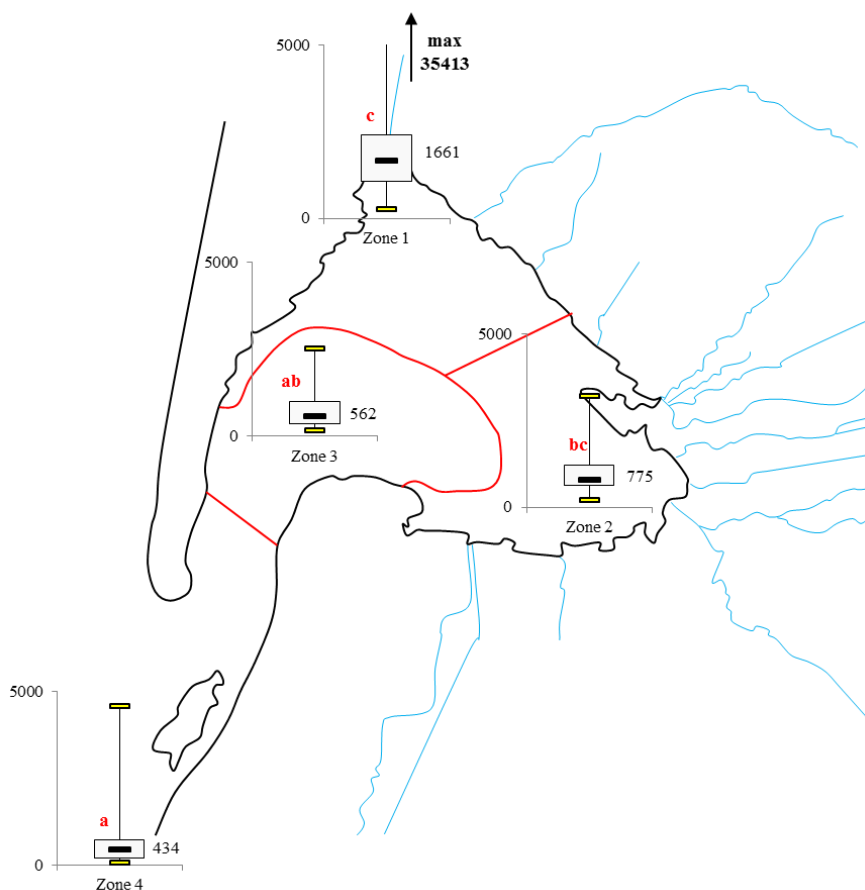
**Figure 44 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/L) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010).**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 25 pour la zone 1, 18 pour la zone 2, 47 pour la zone 3 et 35 pour la zone 4.

L'étude de la somme des composés grâce aux Figure 45 et Figure 46 conduit à des observations similaires avec la zone 1 qui présente des concentrations médianes de 1661 ng HAP/g, ps et 162 ng HAP/L d'eau filtrée. Ces niveaux représentent 4 fois et 8 fois ceux calculés pour la zone 4 (434 ng HAP/g, ps et 21 ng HAP/L d'eau filtrée).

Ces informations sont complémentaires puisqu'elles indiquent que pour un même volume d'eau filtré, les organismes situés en zone 1 ingéreront *a priori* entre 8 et 10 fois plus de HAP que ceux situés en zone 4. Cependant si l'on raisonne en termes de « masse sèche », les animaux de la zone 1 ne se contamineront qu'environ 4 fois plus que des organismes situés en zone 4 pour une même quantité de matière ingérée. Ces chiffres sont supérieurs au facteur 2 précédemment établi entre la contamination des organismes en zone 1 et ceux de la zone 4. Cette observation étaye l'hypothèse d'une métabolisation potentielle de cette catégorie de contaminants chez les huîtres ; ou d'un tri des particules contaminées avant ingestion.

Les huîtres présentent en effet un comportement alimentaire complexe tributaire de nombreux paramètres externes tels que la présence de nourriture (phytoplancton, microphytobenthos, matériel organique détritique...), la qualité de la nourriture (phytoplancton mort ou vivant), leurs besoins métaboliques (période de gamétogenèse ou de croissance somatique), la température (Haure et al., 1998) etc...



**Figure 45 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g, ps) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010).**

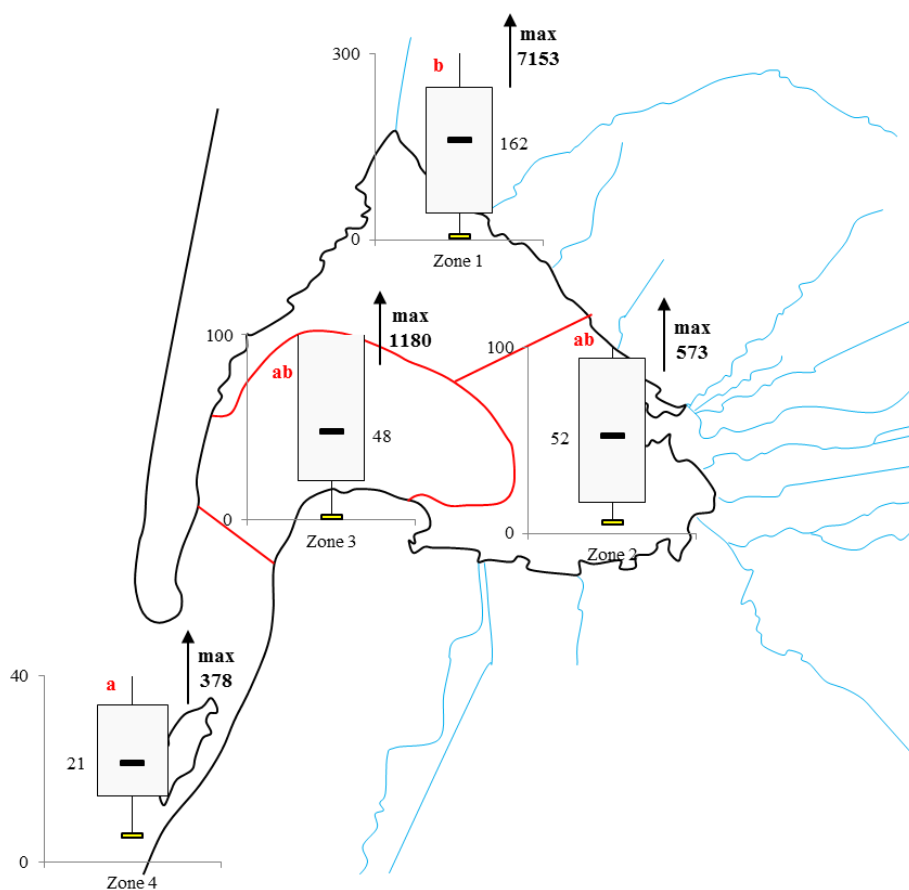
Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 25 pour la zone 1, 18 pour la zone 2, 47 pour la zone 3 et 35 pour la zone 4.

Des études ont notamment montré que le rythme valvaire des huîtres est fortement perturbé en présence d'algues toxiques (Haberborn et al., 2010) et que des charges particulaires trop importantes pouvaient induire une diminution du taux de filtration de ces organismes (Pastoureaud et al., 1996).

Leur capacité de « tri » du matériel filtré avant ingestion (organique et/ou minéral ; vivant et/ou mort ; critère de taille) présuppose également une tendance à se contaminer par les particules supérieures dans les conditions de vie que l'on retrouve dans la section orientale de la lagune : le matériel sédimentaire remis en suspension par les marées et les courants est en effet riche en matière organique (microphytobenthos vivant constituant environ 25% de la matière organique sédimentaire), ce qui favorise l'adsorption des HAP et leur transfert vers le biota.

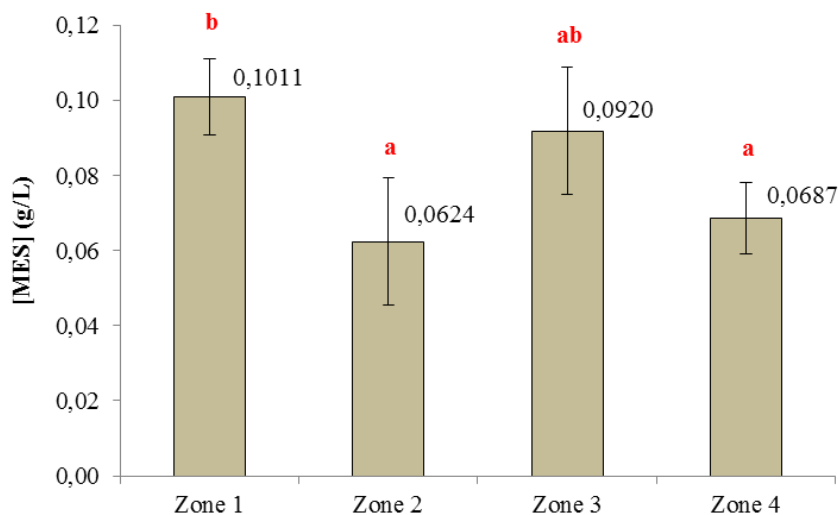
Les Figure 47 et Figure 48 indiquent par ailleurs que la zone 1 est également celle dont les concentrations en MES<sup>35</sup> sont les plus importantes (100 mg/L en moyenne). Cela laisse supposer que la quantité de MES influe sur les concentrations en HAP mesurées puisqu'elles représentent des sites d'adsorption privilégiés pour ces composés. Les MES présentent néanmoins une diversité importante qualitativement. La nature même des particules (minérales ou organiques, fraîches ou dégradées...) est donc également susceptible d'influencer leur capacité d'adsorption des HAP.

<sup>35</sup> Matières En Suspension



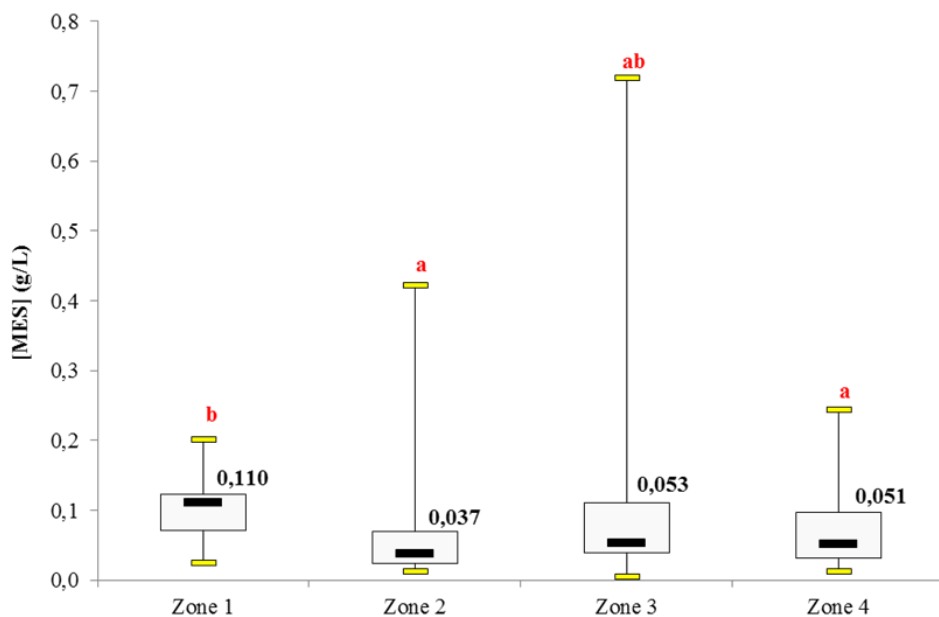
**Figure 46 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/L) dans les particules du Bassin d'Arcachon (2002 - 2010).**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 25 pour la zone 1, 18 pour la zone 2, 47 pour la zone 3 et 35 pour la zone 4.



**Figure 47 : Niveaux moyens ( $\pm$  ES) de MES dans les prélèvements réalisés dans le Bassin d'Arcachon entre 2002 et 2010.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres noires représentent les erreurs standards ( $ES = ET / \text{racine de l'effectif}$ ). Les effectifs sont de 25 pour la zone 1, 18 pour la zone 2, 47 pour la zone 3 et 35 pour la zone 4.



**Figure 48 : Variabilité des niveaux de MES lors des prélèvements de particules réalisés dans le Bassin d'Arcachon entre 2002 et 2010.**

Les lettres indiquent les différences significatives selon le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Les barres jaunes représentent les maximum et minimum ; les barres noires représentent les médianes ; les rectangles noirs indiquent les quartiles 75% et quartiles 25%. Les effectifs sont de 25 pour la zone 1, 18 pour la zone 2, 47 pour la zone 3 et 35 pour la zone 4.

Kruskal-Wallis - Différence entre zones (2002 - 2010)	Particulate en ng/ps										Somme
	Phénaanthrène	Fluoranthène	Pyrène	Benzo(a)anthracène	Chrys. + Triph.	Benzo(b,j,k)flu.	Benzo(a)pyrène	Indéno(1,2,3-c,d)pyr.	Dibenzo(ah,ac)anth.	Benzo(ghi,per)fléne	
K	34,9	33,0	30,7	31,7	34,4	37,2	37,8	39,9	31,0	39,5	35,4
p	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Zone 1 (n=25)	155 ± 66	573 ± 282	460 ± 219	254 ± 121	290,8 ± 124,5	565 ± 253,3	308 ± 124	238 ± 91	37 ± 16	210 ± 80	3086 ± 1559
Zone 2 (n=18)	56 ± 7	159 ± 21	129 ± 17	89 ± 27	168,5 ± 82,9	191,1 ± 26,7	97 ± 13	87 ± 12	13 ± 2	77 ± 11	1057 ± 180
Zone 3 (n=47)	40 ± 3	120 ± 11	103 ± 23	50 ± 5	65,7 ± 6,6	143,8 ± 15,3	70 ± 8	67 ± 8	10 ± 1	57 ± 6	747 ± 76
Zone 4 (n=35)	49 ± 11	116 ± 23	98 ± 21	41 ± 10	59,3 ± 12,7	110,5 ± 22,6	58 ± 11	45 ± 9	7 ± 2	41 ± 7	624 ± 133
Illustration											
K	15,3	18,0	17,3	19,8	18,4	20,9	21,3	22,8	19,7	21,2	19,3
p	0,002	0,0004	0,001	0,0002	0,0004	0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0002	<0,0001	0,0002
Zone 1 (n=25)	21,2 ± 13,6	84,4 ± 38,2	67 ± 43,2	37,1 ± 24,9	40,8 ± 25,7	79,1 ± 48,8	42,4 ± 25,7	32,3 ± 18,8	5,2 ± 3,4	28,6 ± 16,7	438,1 ± 280,9
Zone 2 (n=18)	4,3 ± 1,3	13,5 ± 5	11,6 ± 4,5	7,4 ± 2,8	11,4 ± 4,5	17,1 ± 6,2	9 ± 3,4	7,5 ± 2,2	1,1 ± 0,3	7 ± 2,5	89,9 ± 31,4
Zone 3 (n=47)	4,9 ± 1,2	15,8 ± 4,2	14,1 ± 5,6	6,6 ± 1,7	8,9 ± 2,5	19,2 ± 5,5	9,3 ± 2,6	8,6 ± 2,5	1,2 ± 0,2	7,5 ± 2,1	96 ± 26
Zone 4 (n=35)	3,2 ± 0,9	8 ± 2,5	6,5 ± 1,9	3,2 ± 1	4,3 ± 1,2	8,5 ± 2,5	4,2 ± 1,2	3,9 ± 1,3	0,7 ± 0,3	3,3 ± 0,9	45,8 ± 13,5
Illustration											

Tableau 17 : Résumé des comparaisons entre zones pour les particules en « intrabassin » (moyenne ± ES)

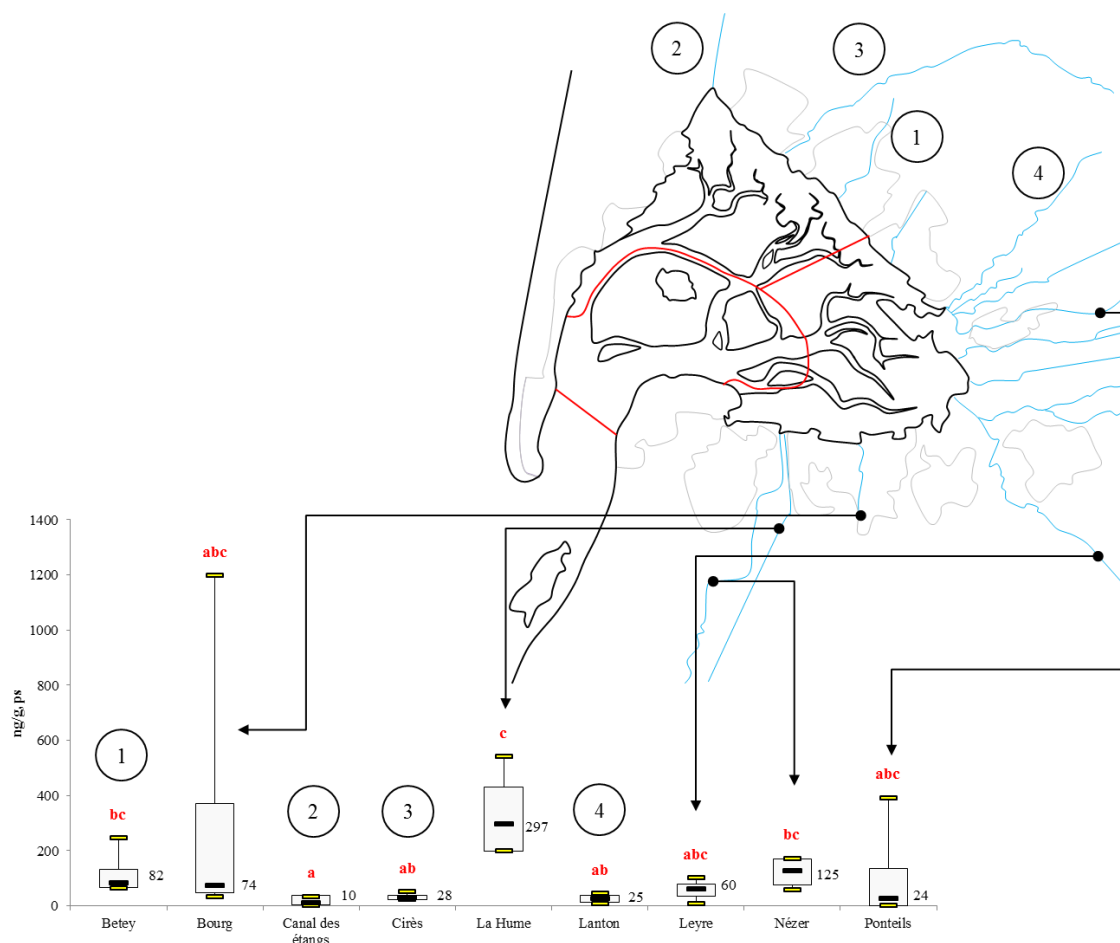
Les chiffres « n » entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d'indiquer visuellement les différences significatives entre les différentes zones.

### 3.4.2.2. Tributaires

Bien que le jeu de données soit réduit, l'homogénéité des effectifs entre les différents tributaires a tout de même permis de les comparer entre eux (4 valeurs par tributaire). Le compartiment particulaire présente ainsi une variabilité notable dans sa contamination, que les résultats soient exprimés en ng/g, ps ou en ng/L.

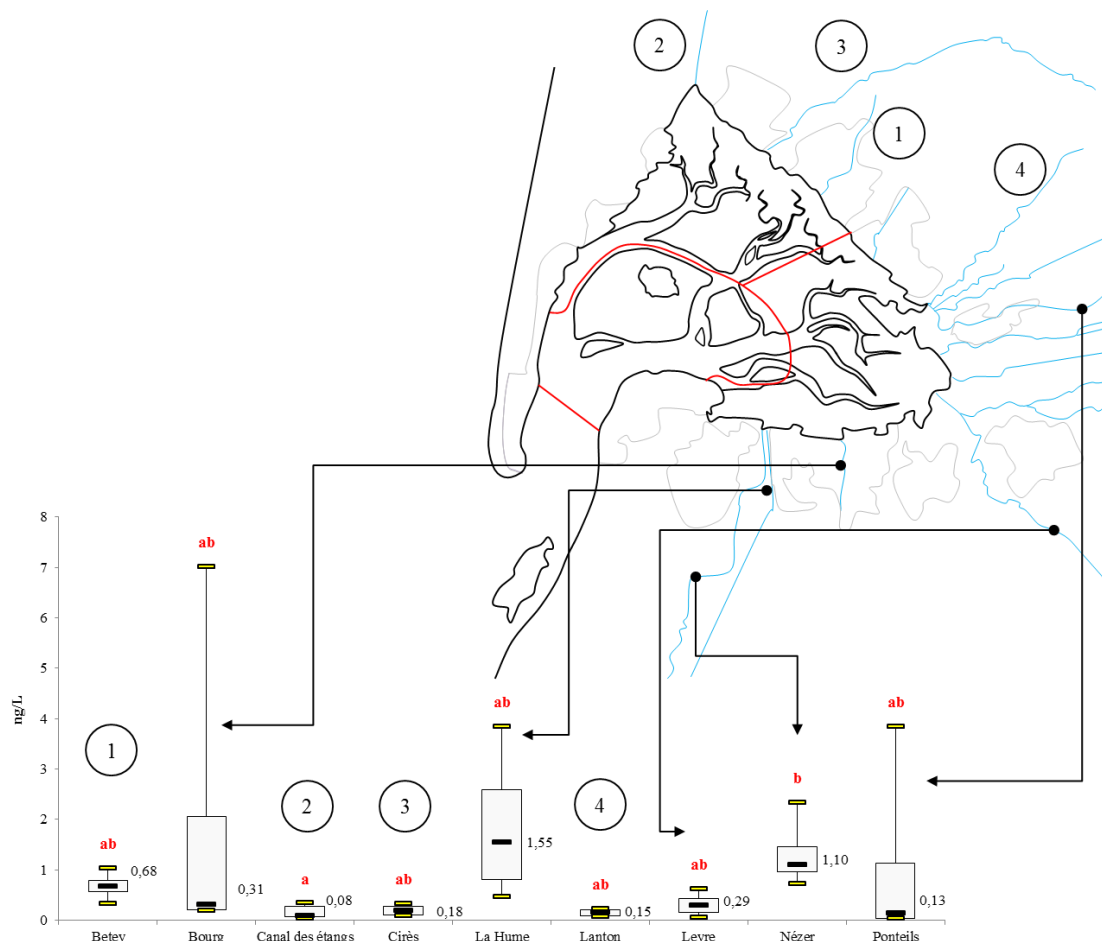
Les Figure 49 et Figure 50 présentent les niveaux médians mesurés dans les particules des tributaires sur la période 2008 – 2009 pour le BaP seul. On observe ainsi que les niveaux les plus élevés sont mesurés dans le tributaire de la Hume (297 ng BaP/g, ps ou 1,55 ng BaP/L d'eau filtrée). En fonction de l'unité employée, le résultat statistique varie légèrement. Exprimer les résultats en ng BaP/L permet de mettre en évidence une contamination de la craste de Nézer supérieure aux autres (1,10 ng BaP/L). Ces observations sont confirmées par l'étude des moyennes (Tableau 18) puisque le ruisseau de la Hume présente une contamination supérieure associée à une variabilité relativement faible ( $333 \pm 167$  ng BaP/g, ps).

Les autres ruisseaux étudiés sont caractérisés par des niveaux médians et moyens du même ordre de grandeur ( $100^{\text{aine}}$  de ng BaP/g, ps et moins) ou sont associés à une variabilité de leur contamination trop importante pour être statistiquement discriminés (ex. ruisseau du Bourg avec  $344 \pm 569$  ng BaP/g, ps en moyenne).



**Figure 49 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/g, ps) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009)**

Les barres noires représentent les médianes ; les barres jaunes représentent les minimum et maximum ; les cadres noirs autour de la médiane symbolisent les quartiles 25% et 75% ; les chiffres noirs sont les valeurs des médianes ; les lettres en rouge indiquent la significativité du test de Kruskal-Wallis au seuil de 5%. Les effectifs sont de 4 pour chaque tributaire.



**Figure 50 : Variabilité des niveaux de BaP (ng/L) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009)**

Les barres noires représentent les médianes ; les barres jaunes représentent les minimum et maximum ; les cadres noirs autour de la médiane symbolisent les quartiles 25% et 75% ; les chiffres noirs sont les valeurs des médianes ; les lettres en rouge indiquent la significativité du test de Kruskal-Wallis au seuil de 5%. Les effectifs sont de 4 pour chaque tributaire.

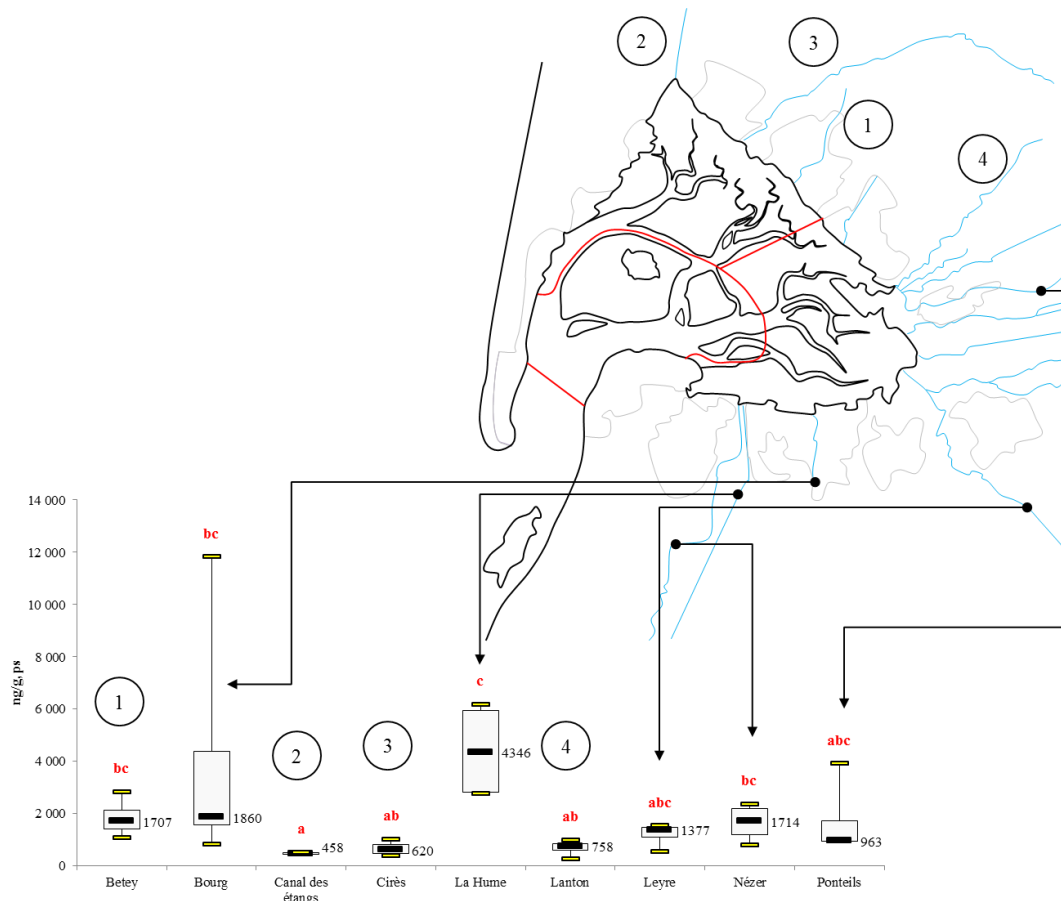
L'étude de la somme des HAP sélectionnés (Figure 51 et Figure 52) mène à des conclusions similaires puisque le tributaire de la Hume présente toujours les niveaux médians les plus élevés (4346 ng HAP/g, ps ou 22,5 ng HAP/L d'eau filtrée). La craste de Nézer se caractérise encore par des concentrations voisines en HAP lorsque les résultats sont exprimés en ng/L d'eau filtrée : 16,7 ng HAP/L.

De manière globale, les autres tributaires semblent contaminés de manière relativement homogène avec des valeurs s'échelonnant de 458 ng HAP/g, ps (ou 5,4 ng HAP/L) pour le Canal des étangs à 1860 ng/g, ps (ou 7,6 ng HAP/L) pour le ruisseau du Bourg.

L'étude des moyennes par le Tableau 18 est cohérente avec les observations précédentes : le ruisseau de la Hume présente des niveaux moyens de  $4403 \pm 1874$  ng HAP/g, ps (ou  $24 \pm 17$  ng HAP/L). Ces concentrations sont proches de celles atteintes dans la craste de Nézer lorsque l'on considère la contamination par unité de volume :  $18 \pm 8$  ng HAP/L.

Les niveaux atteints dans les autres tributaires sont relativement homogènes et oscillent entre  $463 \pm 42$  ng HAP/g, ps (ou  $5 \pm 1$  ng HAP/L) dans le Canal des étangs et  $1691 \pm 1474$  ng HAP/g, ps (ou  $13 \pm 17$  ng HAP/L) dans le ruisseau du Ponteils. La valeur moyenne du ruisseau du Bourg ne peut être classée avec les autres en raison de la variabilité trop importante qui lui est associée :  $4086 \pm 5179$  ng HAP/g, ps (ou  $22 \pm 31$  ng HAP/L).



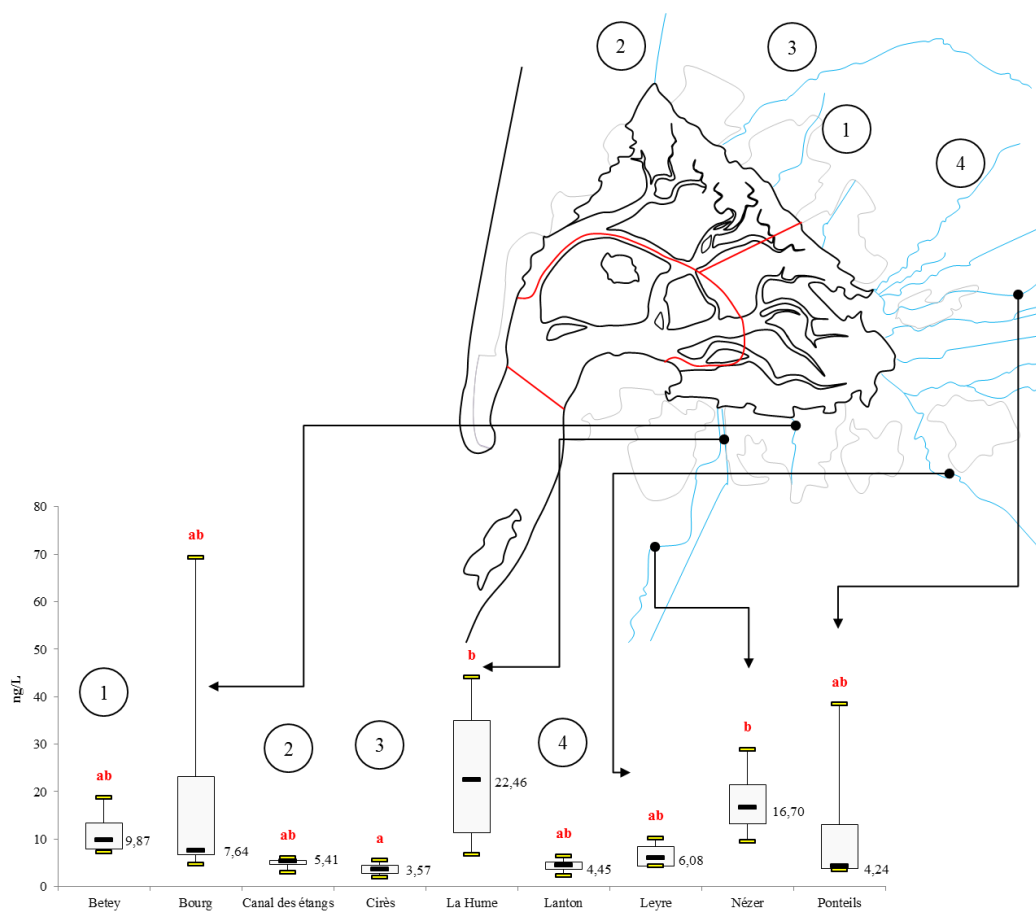


**Figure 51 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/g, ps) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009)**

Les barres noires représentent les médianes ; les barres jaunes représentent les minimum et maximum ; les cadres noirs autour de la médiane symbolisent les quartiles 25% et 75% ; les chiffres noirs sont les valeurs des médianes ; les lettres en rouge indiquent la significativité du test de Kruskal-Wallis au seuil de 5%. Les effectifs sont de 4 pour chaque tributaire.

**En conclusion** on observe donc une variabilité relativement faible de la contamination en HAP des particules prélevées dans les tributaires. Les niveaux atteints sont de l'ordre du  $\mu\text{g/g}$ , ps pour la somme des HAP considérés (ou de la dizaine de  $\text{ng/L}$  d'eau filtrée). Seul le ruisseau de la Hume se distingue des autres avec des concentrations environ deux fois supérieures. Les observations réalisées au niveau de la craste de Nézer, indiquent par ailleurs que les eaux de ce ruisseau présentaient une grande quantité de particules modérément contaminées (concentrations moyennes en  $\text{ng/g}$ , ps mais élevées en  $\text{ng/L}$ ).

**Ces résultats rappellent les observations réalisées précédemment dans les sédiments de ces mêmes tributaires** : les niveaux les plus élevés étaient déjà observés dans le ruisseau du Bourg, de la Hume, mais pas au niveau de la craste de Nézer. On peut donc supposer que la contamination des particules mesurées ici est en lien avec une remise en suspension de sédiments fins déjà contaminés dans le lit de ces rivières. L'incohérence entre les niveaux mesurés dans les sédiments et les particules de la craste de Nézer pourrait indiquer des débits plus importants susceptibles de charrier une plus grande quantité de particules potentiellement plus grossières et moins contaminées.



**Figure 52 : Variabilité des niveaux de HAP (somme en ng/L) entre les différents tributaires étudiés (2008 - 2009)**

*Les barres noires représentent les médianes ; les barres jaunes représentent les minimum et maximum ; les cadres noirs autour de la médiane symbolisent les quartiles 25% et 75% ; les chiffres noirs sont les valeurs des médianes ; les lettres en rouge indiquent la significativité du test de Kruskal-Wallis au seuil de 5%. Les effectifs sont de 4 pour chaque tributaire.*

Municipalité - Différence entre tributaires (2002 - 2010)	Pénalité		Furancatène		Pyrene		Benzodiazépine		Chrysiène		Benzofurancatène		Indole (1,2,3-c, 4-pyr.)		Benzofurancatène		Somme				
	K	p	K	p	K	p	K	p	K	p	K	p	K	p	K	p	K	p			
Particulier en mg/L	Bérey (n = 4)	111	0,028	204	0,002	22,2	0,003	24,5	0,001	26,0	0,001	22,7	0,004	24,7	0,004	21,2	0,004	23,8	0,004	23,6	0,004
	Boung (n = 4)	320,9 ± 186		203,7 ± 167		238,8 ± 145		82 ± 37,4		147,7 ± 103		266,1 ± 170		131,7 ± 86		117,5 ± 85		107,7 ± 74,9		107,7 ± 74,9	
	Canal des Erings (n = 4)	659 ± 180		553 ± 146,7		458 ± 143		282 ± 107,4		202,7 ± 141		682 ± 131,8		464 ± 96		344 ± 89		317 ± 67,9		406 ± 97,9	
	Crus (n = 4)	211,2 ± 67,6		84,7 ± 35		55 ± 14,2		105,4 ± 4,8		187 ± 62,1		33 ± 15,3		33 ± 15,4		20 ± 8,7		12,8 ± 10,1		654 ± 284	
	La Hume (n = 4)	498,6 ± 119		677,9 ± 302,3		572 ± 252,5		201,9 ± 185,2		449,2 ± 187,5		807,8 ± 445		488,2 ± 271,2		313,5 ± 121,1		313,5 ± 121,1		448,2 ± 187,4	
	Lanton (n = 4)	386,8 ± 245,8		108,3 ± 60,8		67,2 ± 36,1		107 ± 9,7		21 ± 14,7		34,1 ± 42,3		20,9 ± 23,4		13,5 ± 16,7		13,5 ± 16,7		687,1 ± 304,8	
	Leyre (n = 4)	484 ± 213,2		188,7 ± 77,5		163,3 ± 117		282 ± 27,6		67,1 ± 30,4		134,2 ± 81,9		107,4 ± 72,6		53,8 ± 41,7		53,8 ± 41,7		1205,4 ± 433,6	
	Nearr (n = 4)	200,6 ± 148,7		213,4 ± 106,4		196,3 ± 97,6		68,2 ± 50,3		138,7 ± 77,9		259,6 ± 157		188 ± 88,6		202,7 ± 64,7		202,7 ± 64,7		1457,7 ± 731	
	Fontèbe (n = 4)	497,1 ± 200,5		548,9 ± 254,9		216,9 ± 228,5		71,4 ± 112,9		192 ± 127,9		188,7 ± 338,5		130,1 ± 206,1		118,8 ± 187,6		118,8 ± 187,6		1890,8 ± 1474	
	Illustration																				
Particulier en µg/L	Bérey (n = 4)	3,5	0,0	16,9	0,008	17,2	0,008	19,4	0,004	29,2	0,008	20,4	0,009	20,5	0,004	18,4	0,004	20,2	0,004	19,6	0,004
	Boung (n = 4)	2,8 ± 1,9		1,8 ± 1		1,5 ± 0,7		0,5 ± 0,4		0,5 ± 0,3		1,6 ± 0,6		0,9 ± 0,4		0,7 ± 0,3		0,8 ± 0,3		11,4 ± 5,3	
	Canal des Erings (n = 4)	3,2 ± 1		2,9 ± 9		2,7 ± 9		1,3 ± 3		1,6 ± 7		3,9 ± 7		2,7 ± 4,5		2,4 ± 4		2,1 ± 3,4		22,3 ± 31,4	
	Crus (n = 4)	1,8 ± 0,6		0,4 ± 0,3		0,3 ± 0,3		0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1		0,3 ± 0,3		0,2 ± 0,2		0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1		5 ± 1,4	
	La Hume (n = 4)	2,2 ± 0,8		3,7 ± 2,7		3,1 ± 2,3		1,6 ± 1,6		2,4 ± 1,7		4,6 ± 3,8		1,9 ± 1,5		1,6 ± 1,5		1,7 ± 1,2		3,6 ± 1,5	
	Lanton (n = 4)	2,2 ± 1,4		0,7 ± 0,4		0,4 ± 0,2		0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1		0,2 ± 0,2		0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1		0,1 ± 0,1		23,9 ± 17,2	
	Leyre (n = 4)	2,2 ± 1,3		0,6 ± 0,5		1 ± 0,9		0,2 ± 0,2		0,4 ± 0,2		0,7 ± 0,5		0,2 ± 0,2		0,2 ± 0,2		0,4 ± 0,2		4,4 ± 1,7	
	Nearr (n = 4)	2,8 ± 1,6		2,2 ± 1,1		2,1 ± 1,1		0,8 ± 0,7		1,2 ± 0,7		2,2 ± 1,1		2,1 ± 1,1		2,1 ± 1,1		2,3 ± 1,1		17,9 ± 6,9	
	Fontèbe (n = 4)	2,2 ± 0,2		1,8 ± 2,7		1,7 ± 2,3		0,8 ± 1,2		0,8 ± 1,4		1,9 ± 2,5		1,9 ± 2,5		1,4 ± 2,1		1,1 ± 1,9		12,8 ± 17,2	
	Illustration																				

Tableau 18 : Résumé des comparaisons entre tributaires pour les particules (moyenne ± ET)

Les chiffres « n » entre parenthèses correspondent aux effectifs à partir desquels les moyennes ont été calculées. K indique la statistique de test de Kruskal-Wallis et p la p valeur permettant de critiquer la significativité du test statistique. Les lettres sur les histogrammes permettent d'indiquer visuellement les différences significatives entre les différents tributaires



## 4. Synthèse

L'objectif de ce premier axe était de faire un état des lieux des connaissances concernant la contamination du Bassin d'Arcachon par les HAP. Les trois grands compartiments (aquatiques, biologique, sédimentaire) ont été étudiés selon des approches spatiales et temporelles lorsque cela était possible. L'outil statistique a ainsi permis l'extraction de tendances géographiques et/ou chronologiques nous permettant de tirer certaines conclusions quant au fonctionnement de l'écosystème Bassin d'Arcachon.

### 4.1. Le compartiment biologique

**Concernant ce compartiment**, en dépit de certaines lacunes dans les données de base, des conclusions importantes ont pu être émises. **Les niveaux médians de HAP entre la période 1996/2004 et 2005/2013 ont été multipliés par deux en moyenne (Figure 53)**, indifféremment du mode de traitement des concentrations en HAP. Cette augmentation dans le temps concerne presque la totalité des composés étudiés et leurs sommes, y compris des éléments réglementés par l'Union Européenne tels que le BaP ou la somme BaA + Chrys + BaP + BbF. Ces hausses sont par ailleurs plus marquées pour les zones les plus internes de la lagune.

Au niveau géographique local, les analyses réalisées ont permis de conclure de manière nette que les zones les plus orientales étaient les plus marquées par la présence des HAP. **Les secteurs 1 et 2 présentent une contamination environ deux fois plus importante que la sortie de la lagune.** Cette différence s'est accentuée avec le temps, du fait d'une augmentation des concentrations en HAP plus rapide dans le sud-est du Bassin (zone 2).

A l'échelle nationale enfin, la comparaison des résultats Ifremer (ROCCH) sur le reste du littoral Atlantique avec les valeurs médianes arcachonnaises indique une différence importante de contamination. **La somme des composés étudiés sur le Bassin d'Arcachon présente pour la période la plus récente de l'étude, des niveaux médians en HAP deux fois supérieurs au reste du littoral.**

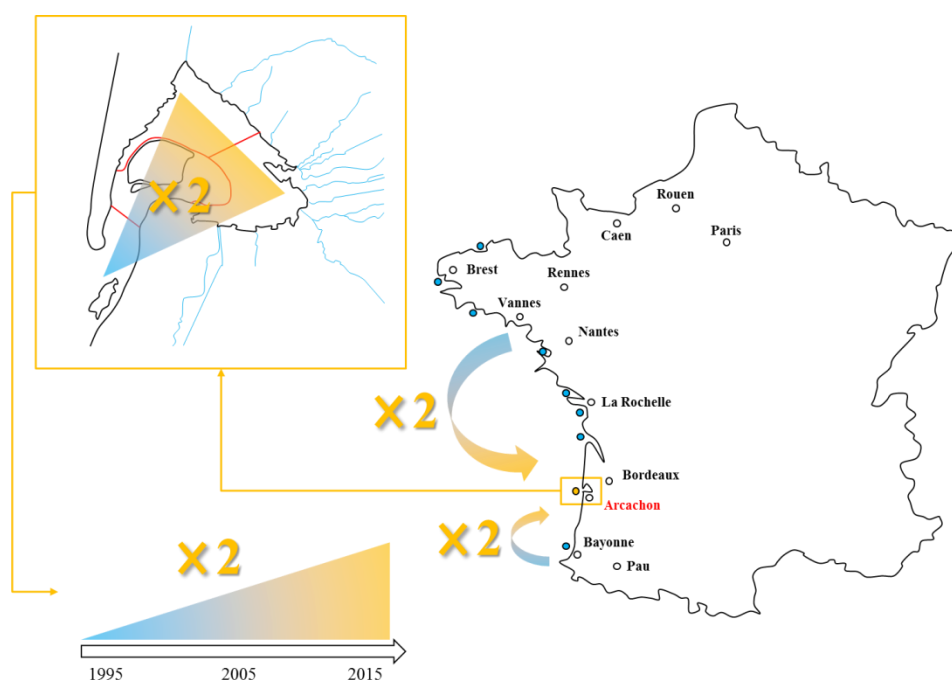


Figure 53 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment biologique par les HAP.

**En résumé, la contamination des huîtres du Bassin d’Arcachon par les HAP a été multipliée par deux au cours des 20 dernières années et se rapproche des limites règlementaires européennes en ce qui concerne le BaP et la somme ‘ BaA + BaP + Chrys + BbF ’. De ce fait, la lagune présente les huîtres les plus impactées par les HAP de la façade Atlantique si l’on se réfère aux sites étudiés par l’Ifremer (ROCCH). Cette observation doit néanmoins être nuancée puisque l’écosystème étudié ici présente une hétérogénéité spatiale forte dans les valeurs de bioaccumulation : les stations les plus océaniques (dans les passes) présentent des niveaux équivalents au reste du littoral.**

#### **4.2. Le compartiment sédimentaire**

---

Les sédiments du Bassin d’Arcachon présentent une forte hétérogénéité spatiale au sein de l’écosystème, mais peuvent globalement être assimilés à des « sables plus ou moins envasés » en fonction de la zone d’intérêt. Les sables les moins envasés sont présents dans les zones subtidales des chenaux et dans les passes ; ils représentent un substrat grossier et minéral peu favorable à l’adsorption des HAP. En revanche, les sables les plus envasés, présents au niveau des zones intertidales, sont caractérisés par une forte proportion de matériel à faible granulométrie et à teneur en carbone organique élevée ; ces propriétés sont très favorables à la fixation des HAP, les vases représentent donc un « réservoir » important pour ces composés. Leur remise en suspension par des processus biotiques (bioturbation) et abiotiques (hydrodynamisme, passage de bateaux) peut être à l’origine d’un transfert vers le compartiment biologique (filtration par des mollusques par exemple).

Les concentrations en HAP dans **les sédiments de la lagune** présentent une **forte variabilité**, mais ont tout de même révélé un **gradient croissant de contamination allant de l’extérieur du Bassin d’Arcachon vers l’intérieur (facteur 3 environ)**. Cette observation est liée à la présence de larges vasières dans les secteurs à l’est du plan d’eau. Le lien avec la contamination supérieure des huîtres dans ces zones peut être fait puisque ces organismes sont capables de filtrer des particules sédimentaires fines remises en suspension (ex. courants de marées). Les niveaux atteints ne dépassent jamais les seuils GEODE « N2 » en intrabassin et présentent une toxicité a priori très faible pour le vivant d’après les valeurs guides de Long et MacDonald (Long et al., 1995b; Macdonald et al., 1996).

Il est néanmoins important de considérer la **granulométrie** et la **teneur en carbone organique** du sédiment pour appréhender la spatialisation de la contamination dans ce compartiment. Il s’avère qu’**après normalisation des données par ces deux paramètres, les niveaux en HAP des sédiments de la lagune ne varient pas spatialement**. Ce constat indique que pour une granulométrie et une teneur en carbone organique équivalente les sédiments du Bassin d’Arcachon se contaminent de manière homogène à travers l’écosystème. Cela souligne l’**uniformité de la matière organique sédimentaire au sein du Bassin d’Arcachon** et l’hydrodynamisme fort de l’écosystème qui favorise la répartition des contaminants dans la lagune.

Les **sédiments des ports** dont la contamination a été étudiée de la même manière présentent des **niveaux nettement supérieurs à ceux mesurés dans les secteurs les plus impactés de l’intrabassin**. Cette observation rend compte d’une forte proportion de sédiments fins riches en matière organique et d’apports probablement supérieurs en HAP (activité nautique). Ces zones particulièrement encaissées évacuent mal les vases qui s’y stockent et présentent un risque de comblement justifiant des dragages réguliers. Ces actions peuvent permettre de maintenir un niveau de contamination « stable » en évacuant les couches supérieures de sédiments les plus contaminées. Bien que nécessaire pour la circulation des bateaux, le dragage permet donc également d’éviter la mobilisation de sédiments contaminés vers l’intrabassin lors de potentiels événements de tempêtes. **Parmi les stations étudiées, les ports de la façade sud du Bassin présentent les niveaux les plus élevés, avec notamment la Teste et Gujan dont les concentrations en HAP dépassent systématiquement les seuils GEODE**

**N2 pour la moitié des composés retenus dans l'étude.** Cette observation est attribuée à la situation géographique de ces ports dont le faible hydrodynamisme favorise la rétention des contaminants, ainsi qu'à une fréquence de dragages inférieure.

Un commentaire intéressant peut par ailleurs être fait concernant le **port d'Arcachon**. Bien qu'étant le second port de la façade Atlantique (après La Rochelle), cette station présente une **contamination du compartiment sédimentaire parmi les plus faibles de la lagune** (légèrement supérieure à celle des sédiments intrabassin de la zone 2). Cette observation peut être associée à la gestion du port responsable sur le plan environnemental (ramassage des déchets flottants, des nappes d'hydrocarbures, et récupération des eaux de ruissellement sur l'aire de carénage avant rejet). On peut néanmoins constater que **la contamination des vases portuaires à Arcachon a augmenté de manière significative sur les 20 dernières années**, ce qui peut potentiellement traduire une augmentation d'activité nautique et de la consommation de carburant.

Enfin **les sédiments issus des tributaires**, étudiés sur une très courte période, présentent une forte hétérogénéité dans leur contamination. Ces valeurs, bien que non normalisées, indiquent une **domination nette de la contamination mesurée dans le ruisseau du Bourg et dans celui de la Hume** (niveaux équivalents à ceux retrouvés dans les sédiments intrabassin de la zone 2). Ces deux ruisseaux sont reliés au Bassin par la façade sud, ce qui fait par ailleurs écho aux résultats précédemment commentés pour les ports. On peut supposer qu'ils sont donc partiellement responsables des niveaux supérieurs mesurés dans les vases des ports de cette zone (sédimentation dans des zones à l'hydrodynamisme faible).

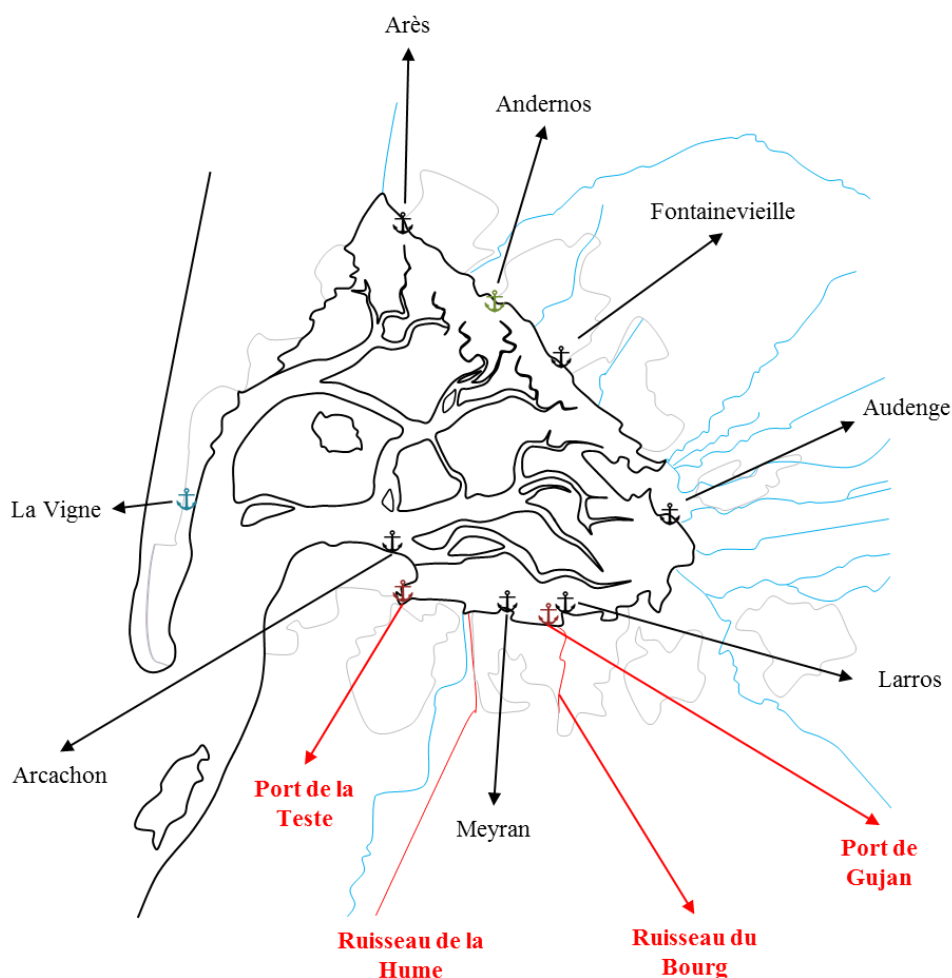


Figure 54 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment sédimentaire par les HAP.

En résumé, les sédiments du Bassin d’Arcachon présentent un gradient de contamination croissant allant de l’océan vers les terres, en lien avec la variabilité des caractéristiques de granulométrie et de teneur en carbone organique. Cette observation peut partiellement expliquer les résultats observés dans les matrices biologiques (transfert sédiment – biota). Les niveaux de HAP mesurés dans les ports et les tributaires sont par ailleurs supérieurs à ceux de l’intrabassin (surtout les ports de La Teste et Gujan et les ruisseaux de la Hume et du Bourg). De manière globale ce sont les stations de la façade sud qui présentent les niveaux en HAP les plus élevés, en lien avec l’hydrodynamisme de cette zone (courants résiduels faibles et temps de séjour moyens des masses d’eaux importants).

### 4.3. La colonne d’eau

La colonne d’eau est un compartiment « double » puisqu’il prend en compte d’une part les composés réellement dissouts et d’autre part les composés adsorbés sur la phase particulaire (en suspension). La répartition des contaminants entre ces deux « sous-compartiments » dépend des caractéristiques physico-chimiques des polluants et de leur affinité pour l’eau, le carbone organique etc... (ex.  $\log K_{ow}$ ). Les HAP sont des composés connus pour leur hydrophobicité, ce qui explique que la majorité d’entre eux soit adsorbée sur les particules en suspension. Les plus légers (naphthalène, acénaphène, acénaphthylène, pyrène, phénanthrène, fluoranthène...) sont néanmoins caractérisés par une solubilité dans l’eau importante et se retrouvent majoritairement dans la phase dissoute comme en témoignent les résultats expérimentaux de la Figure 55. Le  $\log K_{ow}$  qui caractérise la répartition entre l’octanol et l’eau d’un composé chimique permet de critiquer son hydrophobicité : plus la valeur est élevée plus le composé est hydrophobe et a tendance à s’adsorber sur des particules par exemple. On observe ici que ce paramètre augmente avec la masse du composé, à l’inverse de la solubilité dans l’eau qui évolue logiquement de manière opposée.

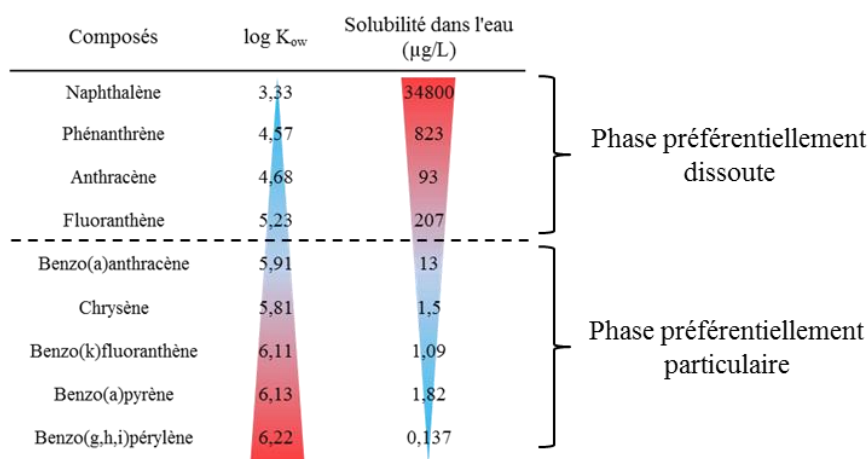


Figure 55 : Relation entre le  $\log K_{ow}$  et la solubilité dans l'eau de certains HAP (Gert-Jan de Maagd et al., 1998).

Les deux spéciations présentent un intérêt en termes de contamination du compartiment biologique, surtout si l’on s’intéresse à des organismes filtreurs tels que les huîtres. Des composés dissouts peuvent en effet être absorbés par diffusion au travers des membranes biologiques lors de la respiration (voie directe de contamination par les branchies). D’autre part, les particules représentent un compartiment nutritif pour ces organismes qui peuvent donc se contaminer en filtrant et en assimilant leur nourriture (contamination indirecte par le tractus digestif).

Les résultats obtenus concernant la phase dissoute sont très lacunaires en raison de l’hydrophobicité des HAP décrite précédemment. Néanmoins, deux composés présents de manière récurrente dans la totalité des échantillons étudiés (fluoranthène et pyrène) ont permis d’étudier géographiquement la répartition des HAP dans cette phase à l’échelle du Bassin. Les résultats obtenus font écho à ceux déjà



décrits pour les compartiments biologiques et sédimentaires, puisque les zones situées à l'est de la lagune (surtout la zone 1 au nord) présentent les niveaux les plus élevés pour la somme de ces deux composés (facteur 3 entre les niveaux moyens dans les passes et la zone 1). L'hydrodynamisme différentiel de la lagune associé à la proximité des zones urbaines sont probablement à l'origine de ces observations.

Le constat concernant la phase particulaire est tout à fait similaire. Les stations situées le plus à l'est de la lagune présentent la contamination la plus élevée, que l'on exprime les valeurs de concentrations par rapport à la masse de particules (ng/g, ps) ou par rapport au volume d'eau filtré (ng/L). Dans ce contexte, la zone 1 située au nord du Bassin présente une nette domination des niveaux de HAP mesurés, avec des particules jusqu'à 5 fois plus contaminées que celles de la zone 4 dans les passes (facteur 8 si l'on exprime le résultat en ng/L). Cette originalité pourrait potentiellement s'expliquer par des apports supérieurs dans cette zone (rejets pluviaux éventuellement). On ne peut cependant pas conclure de manière absolue sur le transfert des HAP de ce compartiment vers le biota en raison du déterminisme complexe de ce processus (nature, quantité et taille des particules, état physiologique de l'organisme, température etc...).

**En résumé, la contamination de la colonne d'eau présente des tendances géographiques similaires à celle des autres compartiments étudiés : les zones orientales sont plus impactées que les parties les plus occidentales de la lagune. Les huîtres étant des animaux filtreurs, il est très probable que ce compartiment joue un rôle prépondérant dans leur contamination. Certains éléments supplémentaires sont néanmoins nécessaires pour conclure de manière exhaustive sur le transfert des HAP vers le compartiment biologique.**

#### 4.4. Facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration

---

En complément, il est intéressant de calculer des **facteurs de bioaccumulation (BAF)** et de **bioconcentration (BCF)**. Ces ratios sont des outils théoriques permettant d'illustrer le **rapport relatif entre la contamination des organismes et celle de leur milieu**. En émettant le postulat que les huîtres sont en équilibre avec leur environnement (stabilité des entrées et sorties de contaminants) on peut donc calculer ces facteurs comme le simple rapport entre la concentration en contaminant dans l'organisme, divisée par la concentration dans l'eau (BCF) ou dans le sédiment et les particules (BAF).

**Les huîtres étant des animaux filtreurs**, elles se contaminent par la **colonne d'eau via la respiration** (composés dissouts) et **la nutrition** (composés adsorbés sur des matières en suspension pouvant être issues du sédiment). Le Bassin d'Arcachon a déjà été décrit comme un environnement globalement turbide dans lequel il est admis que **les organismes filtreurs se contaminent majoritairement par la phase particulaire** (Baumard et al., 1999). L'étude des BAF et BCF par zone peut permettre néanmoins de nuancer cette affirmation géographiquement, en lien avec l'hétérogénéité de la lagune en terme d'hydrodynamisme et de granulométrie (pour les sédiments).

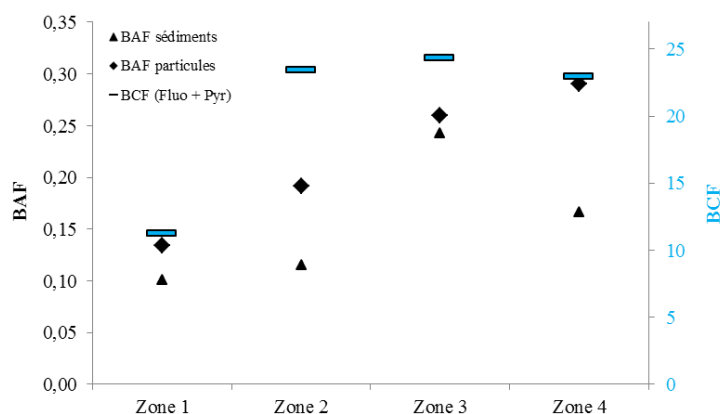
La Figure 56 permet d'étudier les BAF moyens calculés pour chaque zone à partir du sédiment et des particules<sup>36</sup>. On observe ainsi que **ces rapports sont du mêmes ordre de grandeur pour les sédiments et les particules que ceux calculés en 2009 par Alexia Crespo (Crespo, 2009) : inférieurs à 0,5**. Les BAF les plus importants sont calculés pour les zones 3 et 4 (zone 3 : 0,24 et 0,26 pour sédiments et particules ; zone 4 : 0,17 et 0,29 pour sédiments et particules). Ces deux zones présentent également les BCF pour la somme Fluo + Pyr les plus forts (zone 3 : 24 ; zone 4 : 23). Ces

---

<sup>36</sup> Les 10 composés considérés sont : phénanthrène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène + triphénylène, somme des benzo(b+j+k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, dibenzo(ah+ac)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène.

valeurs indiquent que les niveaux de HAP atteints dans les huîtres pour ces deux zones sont particulièrement élevés au regard de la contamination de leur milieu plutôt modérée voire faible dans le cas des sédiments sableux de la zone 4.

A l'inverse, la zone 1 présente les BAF et BCF les plus faibles. En dépit de concentrations en HAP élevées dans les organismes et les compartiments abiotiques, leur ratio demeure bas (0,11 et 0,13 pour sédiments et particules), ce qui indique potentiellement une biodisponibilité des contaminants inférieure à celle des zones 3 et 4. La zone 2 présente un profil intermédiaire, avec un BAF sédiment du même ordre de grandeur que celui de la zone 1 (0,15), mais avec un BAF particule intermédiaire (0,19) et un BCF élevé (23), identique à celui des zones 3 et 4.



**Figure 56 : Facteurs de bioaccumulation moyens pour les sédiments et les particules et facteurs de bioconcentration pour la somme Fluo + Pyr entre 2005 et 2012.**

*Les BAF sédiments (▲) et les BAF particules (◆) se rapportent à l'axe de gauche. Les barres bleues représentent les BCF pour la fraction dissoute et se réfèrent à l'axe de droite en bleu.*

Ces différences entre les BAF et BCF des diverses zones de la lagune calculés sur les sommes de HAP peuvent potentiellement traduire une **hétérogénéité spatiale dans les processus de contamination**. Bien que moins abondants en sortie de Bassin, les HAP semblent s'accumuler « plus efficacement » dans les organismes des zones 3 et 4. Les sédiments de ces stations, principalement dans la zone 4, sont pourtant très sableux et donc pauvres en matière organique et en HAP (ce qui explique un BAF sédiment élevé). Ils sont par ailleurs peu mobilisables par la remise en suspension des courants du fait de leur granulométrie importante.

On en déduit que **les organismes de la zone 4 se contaminent essentiellement par les particules de la colonne d'eau**. Les particules responsables de cette contamination peuvent être issues de l'intérieur de la lagune (blooms phytoplanctoniques internes, remise en suspension de microphytobenthos et de vases fines) ou de l'extérieur du Bassin.

A l'inverse **les zones 1 et 2 situées en fond de Bassin** se caractérisent par les BAF les plus faibles de la lagune. Ces faibles valeurs peuvent être liées à une biodisponibilité inférieure des HAP associés aux sédiments et aux particules dans ces zones. Les zones orientales du Bassin peuvent effectivement présenter des niveaux de matière organique dissoute (MOD) supérieurs, en lien avec les apports terrigènes des rivières. Or, la littérature fait état d'une diminution de la biodisponibilité des HAP lorsque la MOD augmente (Akkanen et al., 2012).

Cette hypothèse est cohérente avec certains résultats obtenus lors des travaux de thèse de Chloé de Perre (De Perre, 2009) dont les analyses de terrain établissent en été 2008 des concentrations allant de 20 à 30 mg/L de carbone organique dissout (COD) aux abords de Arès et Andernos (vs 11 et 13 mg/L pour Grand Banc et l'Île aux oiseaux en mars 2008).

**Pour résumer, il est admis au regard de (1) la physiologie de l'huître et (2) des caractéristiques physico-chimiques des HAP que ces organismes se contaminent majoritairement par la phase particulaire.** Ces particules peuvent être issues d'une remise en suspension des sédiments fins (vases) ou de particules déjà présentes telles que le phytoplancton.

L'étude des BAF et BCF permet de conclure que **les huîtres prélevées dans le fond du Bassin ne se contaminent néanmoins pas aussi « efficacement » que celles situées à la sortie de la lagune (ratios plus faibles).** Cela peut s'expliquer par la grande quantité de vases fines en fond de Bassin : bien qu'étant le vecteur majoritaire de contamination pour les huîtres, leur forte affinité pour les HAP peut induire une baisse de leur biodisponibilité pour les organismes filtreurs. Cette hypothèse est étayée la présence supérieure de MOD dans les secteurs orientaux du Bassin.

L'abondance de **sables pauvres en matière organique en sortie de Bassin permet finalement de conclure que les organismes issus de ces zones se contaminent préférentiellement par la colonne d'eau (phase dissoute et particulaire).** Le sédiment ne contribue pas ou très peu à la contamination globale des organismes au niveau de ces stations.

## 4.5. Lien potentiel de la contamination avec la variabilité du captage

### 4.5.1. Le captage naturel

Le captage est le terme employé par la profession ostréicole pour désigner le processus de « recrutement » des larves d’huîtres. Brièvement, après émissions des gamètes (spermatozoïdes et ovocytes) dans le milieu naturel par les géniteurs en été (l’émission gamétique ou encore « ponte »), une fécondation externe dans la colonne d’eau a lieu. La rencontre des gamètes donne naissance à un zygote qui évoluera en larve veligère dite « D » (pour sa forme) en 24h environ. Cette larve pélagique<sup>37</sup> évolue dans la colonne d’eau jusqu’à sa fixation sur un substrat solide (après une vingtaine de jours), c’est le processus de **recrutement**.

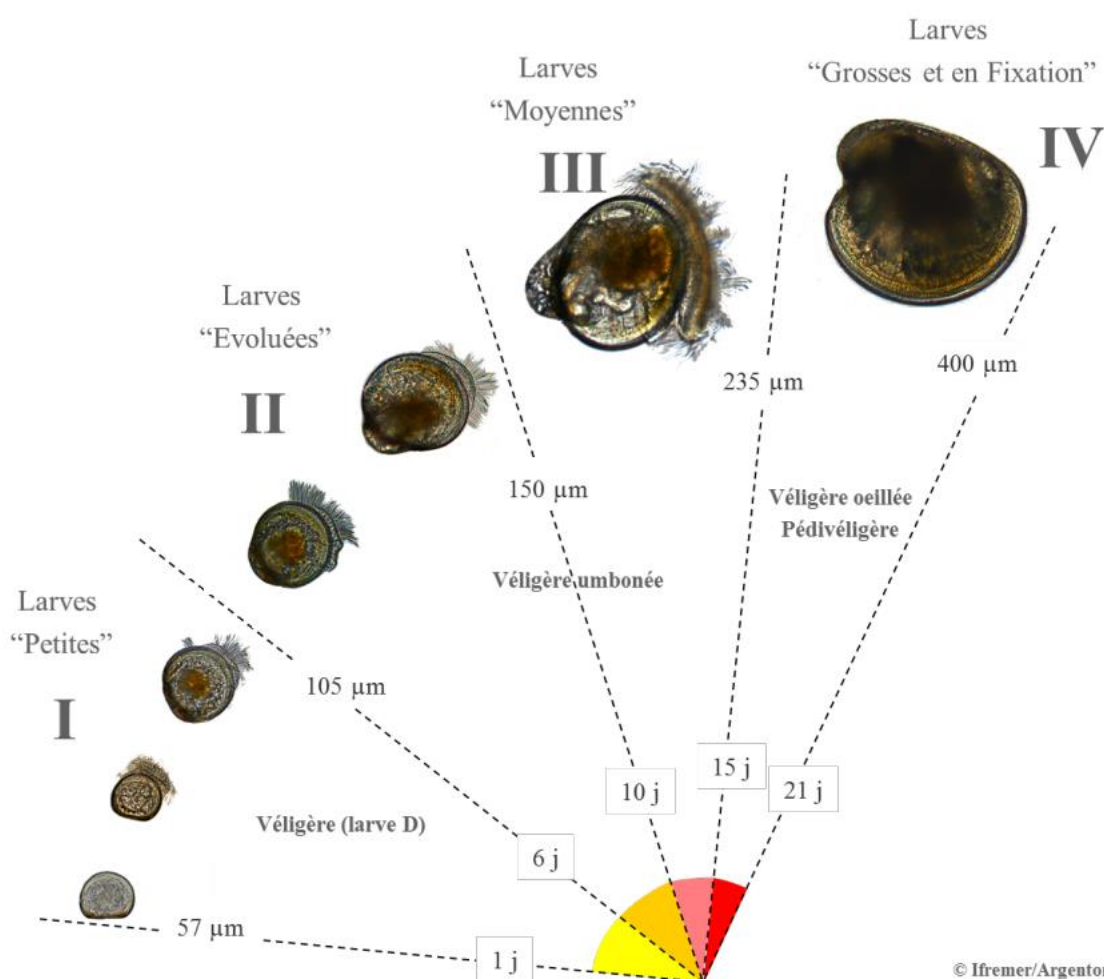


Figure 57 : Planche de détermination des stades larvaires chez l’huître creuse, *Crassostrea gigas*, d’après le rapport annuel VeLyGer<sup>38</sup> 2015 (Pouvreau, 2015).

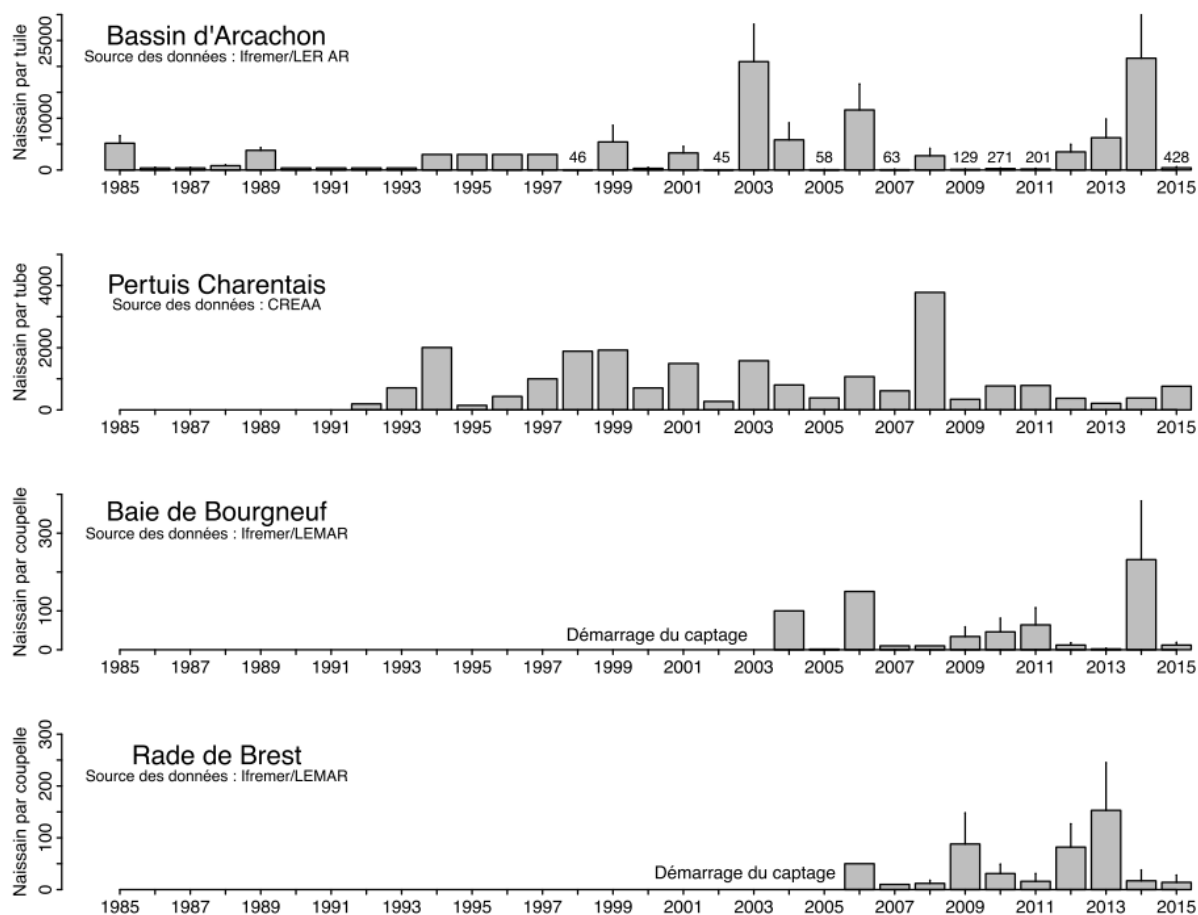
Pour les ostréiculteurs, le **captage naturel** consiste à disposer dans le milieu des substrats solides (des collecteurs, en général des tuiles chaulées ou des coupelles en plastique par exemple) sur lesquels

<sup>37</sup> Pélagique – qui évolue dans la colonne d’eau.

<sup>38</sup> VeLyGer : Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l’huître creuse en France. C’est un réseau national mis en place à la demande du Comité National de la Conchyliculture (CNC) et piloté par l’IFREMER visant à décrypter les causes à l’origine des variabilités de captage de naissain en France.

peuvent se fixer les larves d’huîtres qui adoptent alors un mode de vie benthique<sup>39</sup>. Elles sont ensuite récupérées par les professionnels (détroquage) qui les font grossir avant commercialisation.

Le captage est donc un processus naturel permettant aux « centres naisseurs » de récolter de 60 à 70% de la matière première nécessaire à la pratique de l’ostréiculture : **le naissein** (sinon production en écloserie). Traditionnellement, le Bassin d’Arcachon et le Bassin de Marennes-Oléron sont les plus grands sites de captages français puisqu’ils réunissent les conditions de nutrition, de température et de salinité nécessaires à la reproduction de l’huître creuse *Crassostrea gigas*. Depuis quelques années néanmoins, cette activité n’est plus l’apanage de ces seuls « centres historiques », puisque la Baie de Bourgneuf et la Rade de Brest pratiquent également avec succès le captage naturel depuis les années 2000 (Figure 58) pour quelques dizaines d’entreprises ostréicoles.



**Figure 58 : Variabilité interannuelle du captage naturel dans les différents centres naisseurs français d’après le rapport annuel VeLyGer 2015 (Pouvreau, 2015).**

*LER/AR – Laboratoire Environnement - Ressource d’Arcachon (IFREMER) ; LEMAR – Laboratoire des sciences de l’environnement marin (IFREMER) ; CREEA – Centre Régional d’Expérimentation et d’Applications Aquacoles.*

La Figure 58 issue du dernier rapport annuel du réseau VeLyGer (2015) synthétise les résultats de surveillance du captage au niveau des 4 sites indiqués précédemment. Bien que la variabilité interannuelle soit marquée sur toutes les stations, le Bassin d’Arcachon présente des différences particulièrement marquées avec des années de captages presque nulles (1998, 2002, 2005, 2007, 2009) et des années de captage exceptionnel (2003, 2006, 2013, 2014).

Différents travaux se sont déjà intéressés au déterminisme du captage afin de comprendre ses variations qui peuvent fortement impacter la profession. Il ressort globalement de ces études, que

<sup>39</sup> Benthique – qui vie en lien avec le fond marin.

différents paramètres environnementaux sont impliqués, et que leur concours peut influencer l'intensité du phénomène. La thèse d'Ismaël Bernard (Bernard, 2011) et les articles associés (Bernard et al., 2011) permettent notamment de statuer sur l'effet d'un certain nombre de ces paramètres tels que la température, la ressource nutritive (phytoplancton), le vent, la salinité. En réalité, ces facteurs vont principalement exercer une influence sur deux éléments : les géniteurs et la survie des larves.

Par exemple (Figure 59), des températures élevées à la sortie de l'hiver favorisent la gamétogenèse, et déterminent la date de frai (émission gamétique). Une ressource abondante en phytoplancton permet par ailleurs d'augmenter la quantité de gamètes produite (fécondité). Néanmoins, ces mêmes paramètres conditionnent également la survie des larves après la fécondation, ce qui est primordial puisqu'elles se développent une vingtaine de jours dans la colonne d'eau avant de se fixer. Le nanoplancton par exemple, abondant en été dans le Bassin d'Arcachon, est impliqué dans la survie des larves qui prolifèrent en cette période (Maurer et al., 1984).

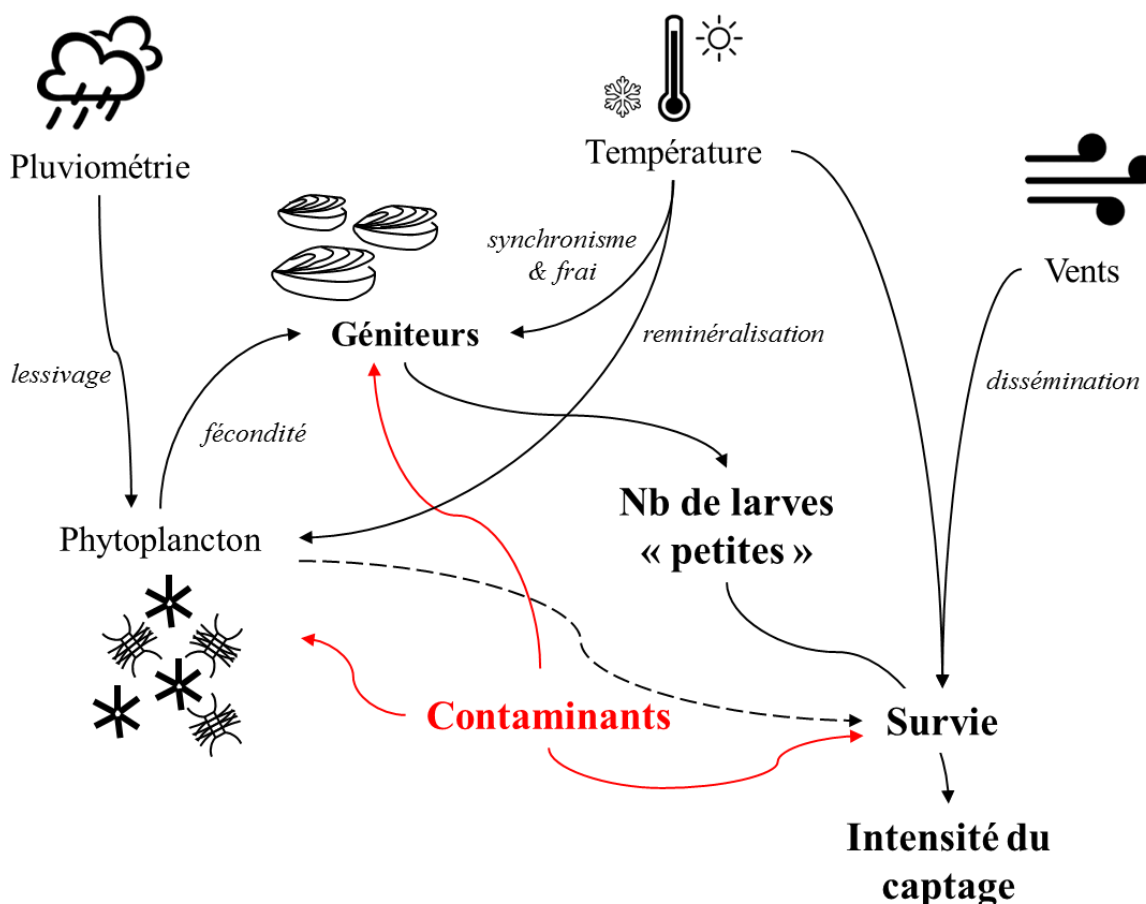


Figure 59 : Schéma récapitulatif des principaux facteurs impliqués dans la régulation du captage chez *Crassostrea gigas* dans le Bassin d'Arcachon.

#### 4.5.2. Impact potentiel de la présence de HAP

Comme indiqué précédemment, les HAP sont des composés connus pour leur toxicité. En effet leur hydrophobicité leur procure une affinité importante avec les membranes phospholipidiques constituant les cellules du « Vivant », ce qui implique qu'ils puissent agir sur le processus de captage au niveau de la ressource nutritive vivante (le phytoplancton), sur les géniteurs eux-mêmes ou sur les larves (Figure 59).

De récentes études font notamment état d'une toxicité accrue des HAP vis-à-vis des petites espèces de phytoplancton par rapport aux grandes espèces (Echeveste et al., 2010a). Les effets des polluants testés (HAP légers et « assez solubles dans l'eau ») sont par ailleurs plus forts sur des souches naturelles par rapport à des souches cultivées (Echeveste et al., 2010b). Ces mêmes travaux attestent également du fait que des mélanges de contaminants organiques « complexes » et issus du milieu naturel induisent une toxicité largement supérieure par rapport à des composés utilisés seuls en laboratoire (pyrène et phénanthrène typiquement).

Les concentrations à partir desquelles les auteurs observent un effet toxique (diminution de la chlorophylle *a*, diminution de la viabilité et de l'abondance) correspondent à des niveaux 20 à 40 fois supérieurs à ceux trouvés dans l'océan Atlantique (ordre de la centaine de pg par litre) ce qui est compatible avec les niveaux retrouvés dans le Bassin d'Arcachon (ordre du ng par litre). On apprend également que les HAP présentent une toxicité accrue en présence d'ultraviolets, et que cet effet est d'autant plus important que les espèces phytoplanctoniques sont petites (Echeveste et al., 2011).

La survie larvaire elle-même peut par ailleurs être conditionnée par la présence de contaminants tels que les HAP. Les travaux d'Olivier Geffard dans les années 2000 (Geffard et al., 2004, 2003), ont par exemple mis en évidence une toxicité par sédiments contact des HAP sur les larves d'huîtres (*Crassostrea gigas*). Plus précisément, il semble que les HAP les plus légers présents dans des éluviats de sédiments (donc les plus solubles dans l'eau) soient biodisponibles (Geffard et al., 2001) pour des larves d'huîtres (stade D). Il a par ailleurs été montré à cette époque que la présence de ces contaminants dans l'organisme induisait des déformations larvaires (méthode de His et al., 1997). On peut raisonnablement supposer que l'intensité de ces déformations conditionne la survie des larves et leurs capacités de recrutement. Ce type de résultats a également été rapporté en 2006 à des niveaux de contamination néanmoins supérieurs (Cachot et al., 2006).

De manière plus globale, la présence de contaminants biodisponibles dans le milieu naturel est susceptible d'induire une accumulation dans les organismes et des effets toxiques. La gestion de cette contamination implique une dépense énergétique supplémentaire (activation de mécanismes de défenses tels que la métabolisation ou l'excrétion) pouvant augmenter le coût métabolique basal de « maintenance » (Sokolova et al., 2012a, 2012b). Cette observation est d'autant plus pertinente dans un contexte estival sur le Bassin d'Arcachon, puisque les huîtres sont soumises à un stress modérés liés aux contaminants, mais également à des stress plus ou moins importants liés à la température par exemple.

Ainsi, bien qu'aucun élément spécifique n'atteste d'un lien direct entre les HAP et la variabilité de captage de *Crassostrea gigas* sur le Bassin d'Arcachon, on peut supposer que leur présence contribue à moduler ce processus. Les éléments précédents attestent en effet que ces contaminants peuvent interagir avec le compartiment biologique au niveau de la ressource nutritive des huîtres, au niveau des larves elles-mêmes et également au niveau des géniteurs.





# Bilan des sources

---

---

1.	GENERALITES ET DEMARCHE ADOPTEE .....	128
2.	APPROCHE MOLECULAIRE .....	130
2.1.	<i>Etude des empreintes moléculaires</i> .....	130
2.2.	<i>Le calcul d'indices pour le diagnostic des sources</i> .....	132
2.2.1.	Dans les huîtres .....	132
2.2.2.	Dans les sédiments .....	133
2.2.3.	Dans les particules .....	134
2.2.4.	Dans la phase dissoute .....	135
2.3.	<i>Synthèse de l'approche moléculaire</i> .....	136
3.	LES SOURCES DE HAP DANS LE BASSIN D'ARCACHON .....	138
3.1.	<i>Apports liés à l'activité nautique</i> .....	138
3.1.1.	Généralités .....	138
3.1.2.	Méthodologie .....	139
3.1.2.1.	Estimation basée sur la consommation de carburant .....	140
3.1.2.2.	Estimation basée sur les pratiques des usagers .....	144
3.1.3.	Le cas du Bassin d'Arcachon .....	148
3.1.3.1.	Méthode basée sur la consommation de carburant .....	148
3.1.3.2.	Méthode basée sur les pratiques des usagers .....	150
3.1.3.3.	Conclusion .....	152
3.2.	<i>Apports liés au transport routier</i> .....	153
3.2.1.	Généralités .....	153
3.2.2.	Méthodologie .....	153
3.2.3.	Le cas du Bassin d'Arcachon .....	155
3.3.	<i>Apports liés aux secteurs résidentiels et tertiaires</i> .....	157
3.3.1.	Généralités .....	157
3.3.2.	Note sur le « bois – énergie » .....	158
3.3.3.	Méthodologie .....	160
3.3.4.	Le cas du Bassin d'Arcachon .....	161
3.3.4.1.	Situation générale .....	161
3.3.4.2.	Effet d'une modernisation du parc d'équipement .....	163
3.3.4.3.	Conclusion .....	166
3.4.	<i>Apports liés aux feux de forêt</i> .....	167
3.4.1.	Généralités .....	167
3.4.2.	Méthodologie .....	168
3.4.2.1.	Généralités .....	168
3.4.2.2.	Les facteurs d'émissions .....	169
3.4.2.1.	Les surfaces de forêts incendiées et leur conversion en masse .....	171
3.4.2.2.	Résumé de la démarche .....	174
3.4.3.	Le cas des Landes de Gascogne .....	175
3.4.4.	Le cas du Bassin d'Arcachon .....	176
3.4.4.1.	Avant 2006 .....	176
3.4.4.2.	Après 2006 .....	177
3.4.4.3.	Conclusion .....	179
3.5.	<i>Apports liés aux usages industriels</i> .....	180
3.5.1.	Aspects règlementaires .....	180
3.5.2.	Estimation des émissions industrielles de HAP .....	181
3.6.	<i>Apports liés aux pluies</i> .....	183
3.6.1.	Généralités .....	183
3.6.2.	Contamination par les HAP des eaux de ruissellement .....	184



# 1. Généralités et démarche adoptée

---

La première partie de cette étude a permis de caractériser la contamination de la lagune par les HAP et son évolution dans le temps lorsque cela était possible. Ce diagnostic a confirmé les tendances identifiées en 2013 par l'Ifremer (Auby et al., 2013) : une augmentation des niveaux de HAP dans la chair des huîtres sur les 20 dernières années.

Bien que cette observation concerne la globalité de la lagune, la hausse des concentrations demeure plus marquée dans le secteur oriental du Bassin d'Arcachon (zones 1 et 2). Il est par ailleurs important de noter que **les seuils réglementaires ne sont pas dépassés**.

Il est légitime dans ce contexte de s'interroger sur les sources potentielles de ces composés et sur l'évolution dans le temps de ces sources. La gestion du territoire doit donc passer par un travail en amont concernant l'origine des HAP. Cette approche permettra la mise en place de mesures efficaces afin de réduire les apports dans les eaux de la lagune.

Ce chapitre présente les recherches menées autour de cet axe de réflexion. L'objectif ici est donc d'apporter des éléments de réponses aux questions suivantes :

**Quelles sont les sources de HAP autour du Bassin d'Arcachon ?**

**Peut-on quantifier ces sources et les hiérarchiser ?**

**Comment ces sources ont-elles évolué dans le temps ?**

**Peut-on prévoir l'évolution de ces sources ?**

Une « approche moléculaire » a été employée dans un premier temps afin d'identifier les sources principales de HAP (distinction entre l'origine pétrogénique<sup>40</sup> de l'origine pyrolytique<sup>41</sup>). Ces outils employés dans la littérature scientifique sont les « empreintes moléculaires » (proportions relatives des différents HAP dans les matrices d'intérêt) et les « rapports de concentrations » (certaines gammes de valeurs peuvent être associées à une origine pétrogénique ou pyrolytique).

Après cette première étape, des recherches plus poussées ont été menées pour quantifier précisément la contribution de chaque source potentielle à la contamination générale de la lagune : le nautisme, les transports routiers, le chauffage résidentiel (combustion de biomasse), l'industrie et le pluvial (ruissellement). Pour cela, des calculs d'émissions annuelles de HAP par secteur ont été réalisés en se basant sur (1) la méthodologie d'organismes officiels tels que le CITEPA, (2) les données disponibles dans la littérature et (3) celles fournies par les professionnels du territoire (ostréiculteurs, pêcheurs, acteurs du domaine de l'énergie, industriels etc...).

Les résultats d'émissions fournis ont été systématiquement déclinés pour (1) le territoire administratif du SIBA<sup>42</sup> et (2) celui du SYBARVAL<sup>43</sup> (Figure 60). Bien qu'elles soient distinctes, ces deux entités sont en effet proches du plan d'eau et les HAP émis par ces deux secteurs sont susceptibles d'atteindre le Bassin. De plus, les valeurs sont également fournies pour deux ensembles réglementaires de

---

<sup>40</sup> Liée à la maturation lente et en profondeur de la matière organique (ex. des pétroles).

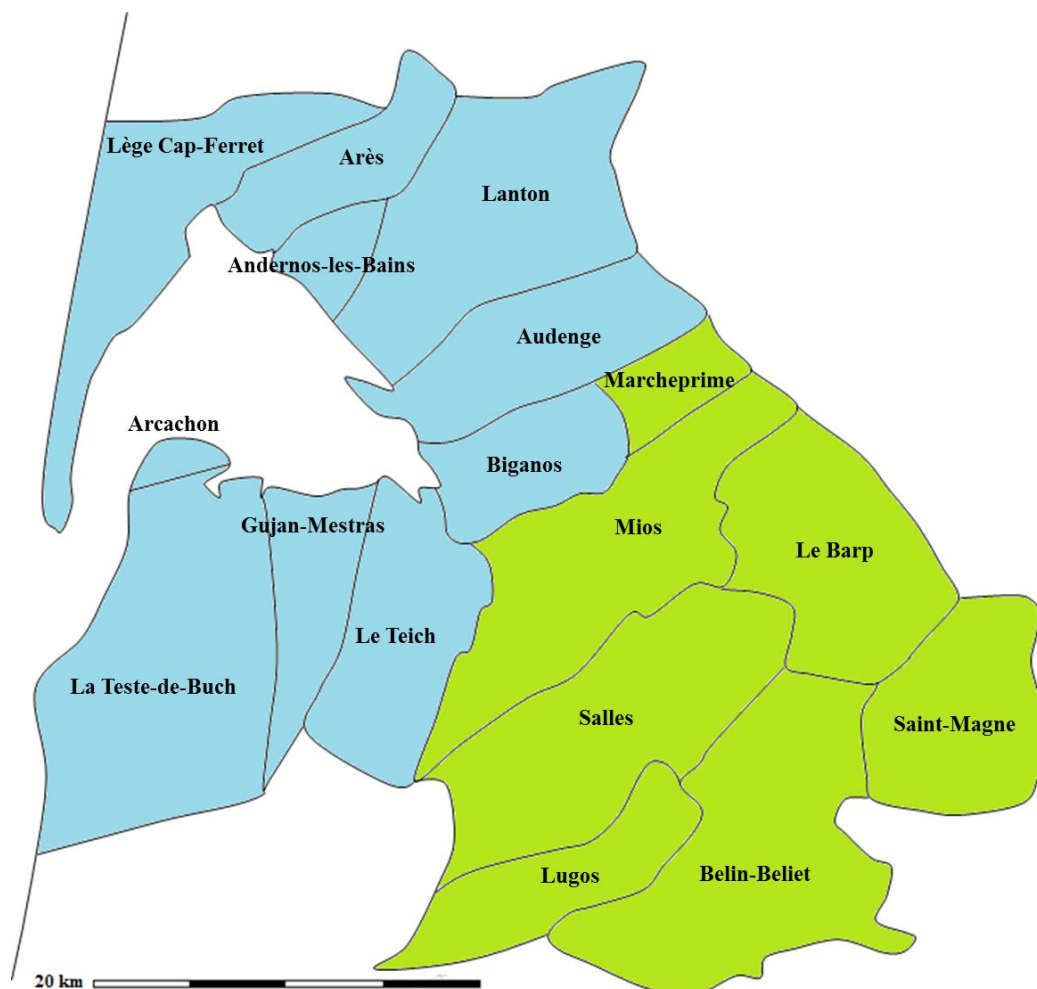
<sup>41</sup> Liée à la combustion incomplète de la matière organique (feux de bois, moteurs à explosion etc...).

<sup>42</sup> 10 communes : Lège-Cap-Ferret, Arès, Andernos, Lanton, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste-de-Buch, Arcachon.

<sup>43</sup> 17 communes : Lège-Cap-Ferret, Arès, Andernos, Lanton, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste-de-Buch, Arcachon, Le Barp, Belin-Beliet, Lugos, Mios, Saint-Magne, Salles, Marcheprime.

composés : (1) les 4 HAP du protocole Aarhus (benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène ; indéno(1,2,3-cd)pyrène) et les 8 HAP de la norme AFNOR NF X 43-329 (les 4 HAP Aarhus plus le fluoranthène, le benzo(g,h,i)pérylène, le dibenzo(a,h)anthracène et le benzo(a)anthracène).

L'estimation des émissions annuelles a par la suite permis de hiérarchiser les différentes sources de HAP étudiées et d'envisager des pistes d'actions visant à réduire les entrées de ces composés dans le Bassin d'Arcachon.



**Figure 60 : Carte des territoires administratifs considérés dans le cadre de cette étude.**

*Les 10 communes en bleu représentent le territoire administratif du SIBA. Le total des communes bleues et vertes représentent le territoire administratif du SYBARVAL. A noter : Ces deux ensembles se distinguent des sous-ensembles « COBAN<sup>44</sup> », « COBAS<sup>45</sup> » et Val de l'Eyre<sup>46</sup>.*

<sup>44</sup> Communauté de communes du Bassin d'Arcachon Nord : Lège-Cap-Ferret, Arès, Andernos-les-Bains, Lanton, Audenge, Biganos, Marcheprime, Mios.

<sup>45</sup> Communauté d'agglomération du Bassin d'Arcachon Sud : Arcachon, La Teste-de-Buch, Gujan-Mestras, Le Teich.

<sup>46</sup> Communauté de communes du Val de l'Eyre : Le Barp, Saint-Magne, Salles, Lugos, Belin-Beliet.

## 2. Approche moléculaire

---

### 2.1. Etude des empreintes moléculaires

---

Les **empreintes moléculaires** sont un outil intéressant dans l'étude des sources de HAP puisqu'elles rendent compte de la prévalence de certains composés par rapport à d'autres dans le milieu récepteur en lien avec leur émission (Stogiannidis et Laane, 2015).

La Figure 61 présente dans ce contexte les **proportions respectives de chaque composé** choisi dans les matrices solides d'intérêt. Il est important de garder à l'esprit en observant cette figure que certains composés n'ont pas été conservés, notamment les plus légers (naphthalène, acénaphthylène, acénaphthène, anthracène) ainsi que certains composés plus lourds (pérylène ou coronène) ce qui induit une légère surévaluation des proportions présentées ici.

La **dominance ici des composés tétra- et penta-aromatiques** (fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b+j+k)fluoranthène) est caractéristique d'une **origine pyrolytique** (Stogiannidis et Laane, 2015, Crespo en 2009). On confirme donc ici que les HAP présents dans le Bassin d'Arcachon sont majoritairement issus de la **combustion de matière organique** comme déjà montré par de précédentes études.

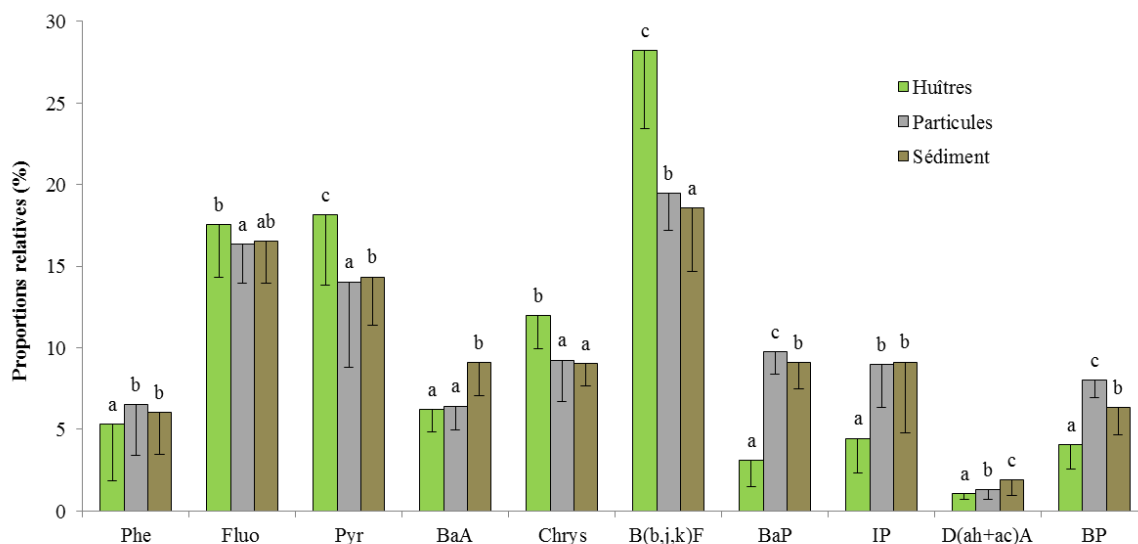
La relative homogénéité des proportions calculées entre ces trois compartiments laisse présager des transferts forts du sédiment et des particules vers le biota comme précédemment établi. Il convient néanmoins de nuancer cette affirmation à la lumière des tests statistiques réalisés qui permettent de discriminer l'empreinte moléculaire des huîtres de celles des particules et des sédiments qui sont par ailleurs très similaires.

Les composés fluoranthène (Fluo), pyrène (Pyr), chrysène (Chrys) et benzo(b+j+k)fluoranthène (B(b,j,k)F) semblent significativement plus contribuer à la contamination globale des huîtres (Fluo : 17,5% ; Pyr : 18,1% ; Chrys : 12% ; B(b,j,k)F : 28,2%) qu'à celle des particules et du sédiment. A l'inverse les compartiments abiotiques étudiés présentent des proportions en composés « lourds » significativement supérieures à celles retrouvées dans les huîtres (benzo(a)pyrène (BaP) > 9% ; indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP) ~ 9% ; benzo(g,h,i)pérylène (BP) > 6%).

Cette répartition entre les différents compartiments dépend de divers facteurs. Par exemple, des composés lourds tels que le BP ou l'IP, bien que plus hydrophobes, peuvent s'accumuler efficacement dans des membranes biologiques, mais leur biodisponibilité pour le biota est faible du fait d'interactions fortes avec la matière organique des particules et du sédiment (Akkanen et al., 2012). D'autres composés tels que le BaP présentent une structure favorable à leur métabolisation.

A l'inverse des composés plus légers et potentiellement plus solubles dans l'eau présentent des caractéristiques physico-chimiques favorables à leur transfert vers les huîtres (Meador et al., 1995). On peut également supposer que certains HAP sont plus métabolisés que d'autres comme le BaP dont les niveaux sont inférieurs dans le biota par rapport aux compartiments abiotiques.

En dépit du fait que la biodisponibilité des HAP soit tributaire de nombreux facteurs en lien avec l'écologie de l'espèce considérée (stade de croissance, état physiologique, mode de nutrition), la spéciation du contaminant (dissout, particulaire ou dans le compartiment sédimentaire) et la physico-chimie du milieu (salinité, pH, température, matière organique dissoute), la Figure 61 permet tout de même d'affirmer que **les matrices solides jouent un rôle prépondérant dans la contamination des huîtres.**



**Figure 61 : Empreintes moléculaires des matrices solides étudiées (moyennes ± ET) sur la période 2005 - 2012.**  
 Les lettres symbolisent les différences significatives entre les différentes matrices d'après le test de Kruskal-Wallis ( $p < 0,05$ ). Pour les huîtres,  $n = 255$  ; pour les particules,  $n = 79$  ; pour les sédiments,  $n = 215$ .

Ces distributions relatives ont aussi été étudiées géographiquement (différences entre zones) pour chaque matrice d'intérêt (huîtres, particules et sédiments). Les variations spatiales sont marginales pour les particules et les sédiments. On observe néanmoins une légère prévalence des composés plus légers (phénanthrène et fluoranthène) dans les huîtres issues de la zone 4. Cela étaye l'hypothèse d'une voie de contamination dissoute légèrement plus importante dans ce secteur par rapport aux zones orientales de la lagune.

**Pour résumer**, l'analyse des **distributions relatives** des différents HAP au sein des matrices biologiques, sédimentaires et particulaires permet d'émettre des hypothèses sur les compartiments responsables de la contamination des huîtres. Cela est renforcé par le fait que les huîtres sont des organismes connus pour leur faible capacité de métabolisation, ce qui laisse présager qu'elles conservent dans leurs tissus les proportions des contaminants retrouvées dans le milieu naturel. Une **analyse globale** de ces distributions montre une **ressemblance forte entre les empreintes moléculaires de ces trois compartiments** ce qui confirme leur contribution à la présence de HAP dans les huîtres.

## 2.2. Le calcul d'indices pour le diagnostic des sources

---

Les HAP sont des composés ubiquistes issus de sources variées. L'étude des cortèges moléculaires représente une première étape dans l'identification de ces sources. Une analyse complémentaire peut néanmoins être réalisée en se basant sur le calcul de **rapports de concentrations de composés** (Stogiannidis et Laane, 2015) ; ces indices largement renseignés dans la littérature, permettent de préciser les origines des HAP, en lien avec les énergies nécessaires à leur formation et le combustible dans le cas d'une origine pyrolytique (par exemple la combustion dans un moteur diesel induit la formation de cortèges de HAP différents de ceux produits lors d'un incendie de forêt).

Le premier rapport de ce type employé dans le cadre de cette étude est le rapport Fluo / (Fluo + Pyr)<sup>47</sup>. Ces deux isomères ne présentent pas la même stabilité thermodynamique et leurs proportions relatives sont donc susceptibles d'être altérées par leurs conditions de formation (Stogiannidis et Laane, 2015). D'après Yunker et al. (Yunker et al., 2002) les abondances relatives des deux isomères permettent notamment de discriminer une origine pétrogénique (rapport < 0,4) d'une origine pyrolytique (rapport > 0,4). De plus, il est théoriquement possible grâce à ce rapport de distinguer au sein des sources pyrolytiques une contamination issue de la combustion de biomasse (rapport > 0,5) ou issue de la combustion de carburant fossile (rapport compris entre 0,4 et 0,5).

De la même manière, le rapport IP / (IP + BP)<sup>48</sup> présente également un intérêt pour l'analyse des sources de HAP ; ce sont des composés de masse importante en comparaison au fluoranthène et au pyrène. Les valeurs caractéristiques d'une origine pétrogénique sont inférieures à 0,2 tandis que celles représentatives d'une origine pyrolytique sont supérieures à 0,2. D'après Yunker et al. (Yunker et al., 2002) les rapports compris entre 0,2 et 0,5 caractériseraient par ailleurs des sources liées à la combustion de produits pétroliers tandis que les rapports supérieurs à 0,5 seraient la signature de la combustion de biomasse (herbe, bois, charbon).

L'auteur précise que les « couples » d'isomères Fluo / Pyr et IP / BP présentent également l'avantage de se « photodégrader » (= dégradation par exposition à la lumière) à des rythmes similaires. Cela indique donc que les proportions relatives de ces composés à l'émission ont de fortes chances d'être conservées après un potentiel transport atmosphérique. Néanmoins, **il convient de garder à l'esprit en étudiant ces rapports qu'ils ne peuvent apporter de réponse absolue et représentent de simples indicateurs permettant d'orienter de futures investigations**. Ils sont employés ici en complément des cortèges moléculaires investigués dans la section précédente.

### 2.2.1. Dans les huîtres

---

Bien que les organismes vivants soient susceptibles de métaboliser certains composés organiques et donc d'en altérer les proportions relatives, il est tout de même acceptable d'avoir recours à ces rapports dans le cas de la contamination de bivalves. Ces organismes sont en effet connus pour présenter de faibles capacités de métabolisation, ce qui en fait par ailleurs des sentinelles de la qualité du milieu fiables.

Géographiquement, l'étude des indices indique des niveaux pour le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) légèrement plus élevés au niveau de l'embouchure de la lagune (zone 4) par rapport au reste du Bassin d'Arcachon (tests de Kruskal Wallis réalisés pour la période 1996 – 2004 et pour la période 2005 – 2013 ; données non présentées). Aucune variation spatiale du rapport IP / (IP + BP) n'a été mesurée.

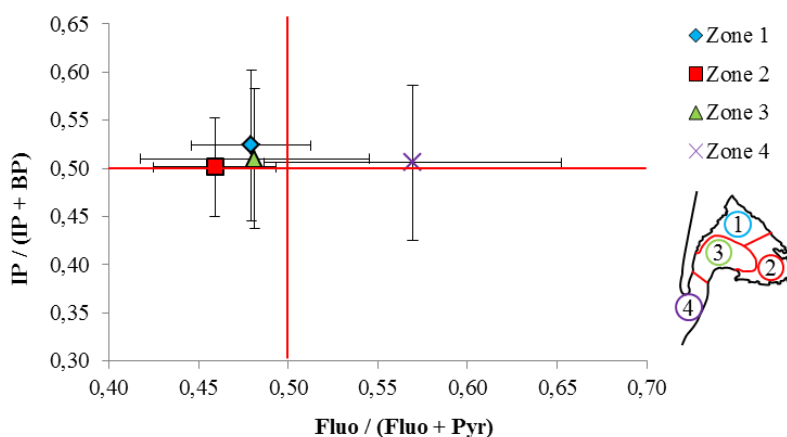
---

<sup>47</sup> Rapport des concentrations en ng/g, ps : Fluoranthène / (Fluoranthène + Pyrène).

<sup>48</sup> Rapport des concentrations en ng/g, ps : Indéno(1,2,3-cd)pyrène / (Indéno(1,2,3-cd)pyrène + Benzo(ghi)pérylène).

Au niveau chronologique, les deux indices semblent par ailleurs montrer une évolution statistiquement significative, mais dans une gamme de valeur très restreinte autour de 0,5 pour les deux rapports. **Les valeurs moyennes calculées durant les deux périodes d'intérêt et pour les deux indices sont donc systématiquement caractéristiques d'une origine pyrolytique comme déjà montré par de précédentes études (P. Baumard et al., 1998; Crespo, 2009).**

La Figure 62 résume les variations des deux indices sur la période la plus récente de l'étude : 2004 – 2013. La projection des indices moyens pour les 4 zones d'intérêt et les écart-types associés montrent bien des valeurs caractéristiques d'une origine pyrolytique (supérieures à 0,4 pour Fluo / (Fluo + Pyr) et supérieures à 0,2 pour IP / (IP + BP)). Il n'est néanmoins pas possible de discriminer dans cette catégorie les sources pyrolytiques associées à la combustion de biomasse et celles liées à la combustion de produits pétroliers (seuils représentés par les lignes rouges). **On peut ainsi conclure à des sources pyrolytiques mixtes** comprenant les deux origines. On notera que la zone 4 se distingue par un rapport moyen Fluo / (Fluo + Pyr) légèrement supérieur par rapport aux 3 autres secteurs. En théorie, cette observation peut indiquer une prévalence moins importante des HAP issus de la combustion de produits pétroliers. Bien que cela soit cohérent avec l'éloignement de ce secteur par rapport aux grandes agglomérations et aux différents ports du Bassin, on ne peut conclure catégoriquement sur la base d'un seul indice.



**Figure 62 : Représentation combinée des indices Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP) pour les huîtres sur la période 2005 – 2013 (moyennes ± ET)**

Les effectifs sont de 34 pour la zone 1, 35 pour la zone 2, 149 pour la zone 3 et 62 pour la zone 4. Fluo signifie fluoranthène, Pyr signifie pyrène, IP signifie indéno(1,2,3-cd)pyrène, BP signifie benzo(ghi)pérylène.

### 2.2.2. Dans les sédiments

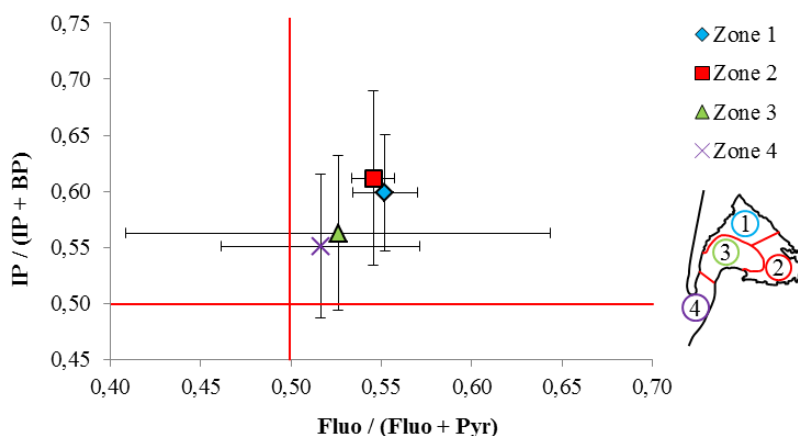
Géographiquement, le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) ne varie pas significativement sur la période 1996 – 2004. L'indice est en revanche légèrement plus faible en zone 3 et 4 par rapport à la zone 1 sur la période 2005 – 2012. Cependant, cette légère variabilité n'indique pas de sources fondamentalement différentes pour les HAP entre les différentes zones d'étude : **l'origine pyrolytique prévaut de manière globale**. L'indice IP / (IP + BP) présente également de légères variations géographiques, mais les valeurs restent également dans la gamme « pyrolytique » de l'indice (supérieures à 0,2). Au niveau chronologique, les deux rapports de concentration ne présentent pas d'évolution significative à l'échelle du Bassin d'Arcachon.

La Figure 63 permet de caractériser les sources de HAP pour les sédiments sur la période la plus récente de l'étude en confrontant les rapports Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP). On peut distinguer deux ensembles : d'une part les zones 1 et 2 dont les rapports sont les plus élevés (Fluo / (Fluo + Pyr) de 0,55 pour les deux zones ; IP / (IP + BP) de 0,60 et 0,61 pour les zones 1 et 2) ; et d'autre part les



zones 3 et 4 dont les rapports sont les plus faibles (Fluo / (Fluo + Pyr) de 0,53 et 0,51 pour les zones 3 et 4 ; IP / (IP + BP) de 0,56 et 0,55 pour les zones 3 et 4).

Ces valeurs caractérisent nettement une origine pyrolytique des HAP, ce qui est cohérent avec les observations faites dans les huîtres et les abondances relatives décrites dans la section précédente. **La variabilité importante des deux indices confirme par ailleurs que la source de HAP est mixte « combustion de bois et de fioul »** puisque les écarts-types dépassent nettement le « seuil théorique » de 0,5.

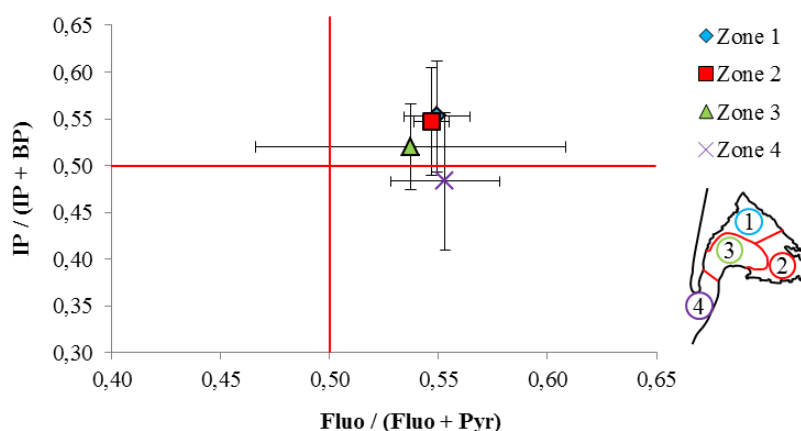


**Figure 63 : Représentation combinée des indices Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP) pour les sédiments sur la période 2005 – 2012 (moyennes ± ET)**

*Les effectifs sont de 43 pour la zone 1, 47 pour la zone 2, 96 pour la zone 3 et 48 pour la zone 4. Fluo signifie fluoranthène, Pyr signifie pyrène, IP signifie indéno(1,2,3-cd)pyrène, BP signifie benzo(ghi)pérylène.*

### 2.2.3. Dans les particules

Concernant le compartiment particulaire, le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) ne présente aucune variation géographique significative au niveau des deux périodes considérées. Le même constat peut être fait pour le rapport IP / (IP + BP) qui ne présente qu'une légère baisse en zone 4 sur la période 2005 – 2012. L'évolution temporelle des deux indices indique également une stabilité des valeurs entre les deux périodes d'intérêt. De manière générale, comme pour le compartiment biologique et le compartiment sédimentaire, **la source d'émissions des HAP reste typiquement pyrolytique** ( $\text{Fluo} / (\text{Fluo} + \text{Pyr}) > 0,4$  ;  $\text{IP} / (\text{IP} + \text{BP}) > 0,2$ ).



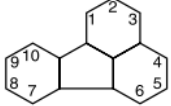
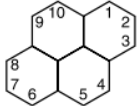
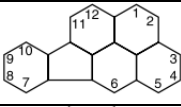
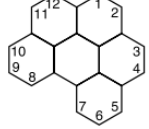
**Figure 64 : Représentation combinée des indices Fluo / (Fluo + Pyr) et IP / (IP + BP) pour les particules sur la période 2005 – 2012 (moyennes ± ET)**

*Les effectifs sont de 11 pour la zone 1, 10 pour la zone 2, 41 pour la zone 3 et 18 pour la zone 4. Fluo signifie fluoranthène, Pyr signifie pyrène, IP signifie indéno(1,2,3-cd)pyrène, BP signifie benzo(ghi)pérylène.*

En confrontant les deux rapports (Figure 64), on confirme les affirmations réalisées précédemment : les sources de HAP pour les particules sont pyrolytiques. Néanmoins, **ces deux paramètres ne permettent toujours pas de discriminer clairement une origine liée à la combustion de fioul ou de bois en raison d'une variabilité trop importante des rapports**. Il semblerait tout de même que les zones 1 et 2 présentent un fonctionnement très proche du fait probablement de leur proximité géographique, ce qui confirme les observations faites pour les sédiments. L'emploi d'autres rapports moléculaires aurait pu permettre d'affiner l'analyse des sources de HAP dans le cadre de cette étude.

#### 2.2.4. Dans la phase dissoute

Les propriétés physico-chimiques de l'IP et du BP indiquent une forte hydrophobicité comme l'indique le Tableau 19 (environ 1000 fois moins solubles dans l'eau que le fluoranthène). Leur présence dans la phase dissoute est donc extrêmement faible en comparaison ; les résultats suivant concernant ce compartiment s'attarderont ainsi uniquement au rapport Fluo / (Fluo + Pyr) puisqu'à l'inverse, ces deux composés plus hydrosolubles sont largement retrouvés dans cette phase.

Composé	Structure	Nombre de cycles	Masse moléculaire	Solubilité dans l'eau (mg/L)	Log K <sub>ow</sub>
Fluoranthène (CAS : 206-44-0)		4	202	0,26	5,22
Pyrène (CAS : 129-00-0)		4	202	0,13	5,18
Indéno(1,2,3-cd)pyrène (CAS : 193-39-5)		6	276	0,00019	6,6
Benzo(ghi)pérylène (CAS : 191-24-2)		6	276	0,00026	7,1

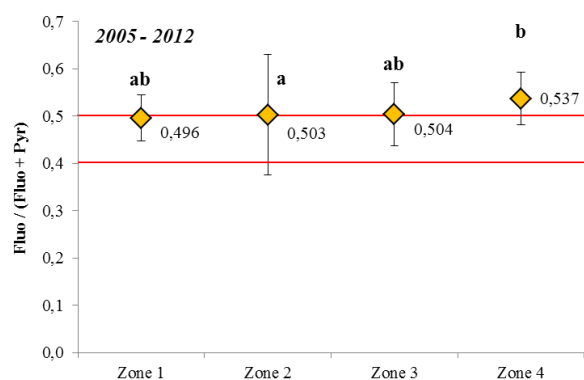
**Tableau 19 : Caractéristiques physico-chimiques des 4 HAP utilisés pour les calculs d'indices (d'après (Stogiannidis et Laane, 2015)).**

*Les numéros apparaissant dans la colonne « structure » permettent de numéroté les atomes de carbone. Le log K<sub>ow</sub> correspond au logarithme du coefficient de partage « eau – octanol » et sert d'indicateur d'hydrophobicité.*

Le rapport Fluo / (Fluo + Pyr) présente une diminution dans le temps à l'échelle de la lagune entière (de 0,526 à 0,509). La forte variabilité de cet indice caractérise néanmoins une origine mixte « combustion de bois et de fioul » durant les deux périodes étudiées. Cette observation fait écho aux précédents résultats obtenus dans les huîtres, les sédiments et les particules.

Seule la période 2005 – 2012 permet d'observer des variations au niveau géographique (Figure 65). Ces résultats sont très similaires à ceux déjà obtenus pour les matrices biologiques avec un rapport Fluo / (Fluo + Pyr) maximal en zone 4 (0,537 > 0,5). L'origine des HAP reste néanmoins mixte « combustion de bois et de fioul » comme l'indiquent les valeurs supérieures à 0,4.

On confirme donc les résultats observés précédemment avec **une empreinte globale marquée par une origine nettement pyrolytique** pour les HAP du Bassin d'Arcachon.



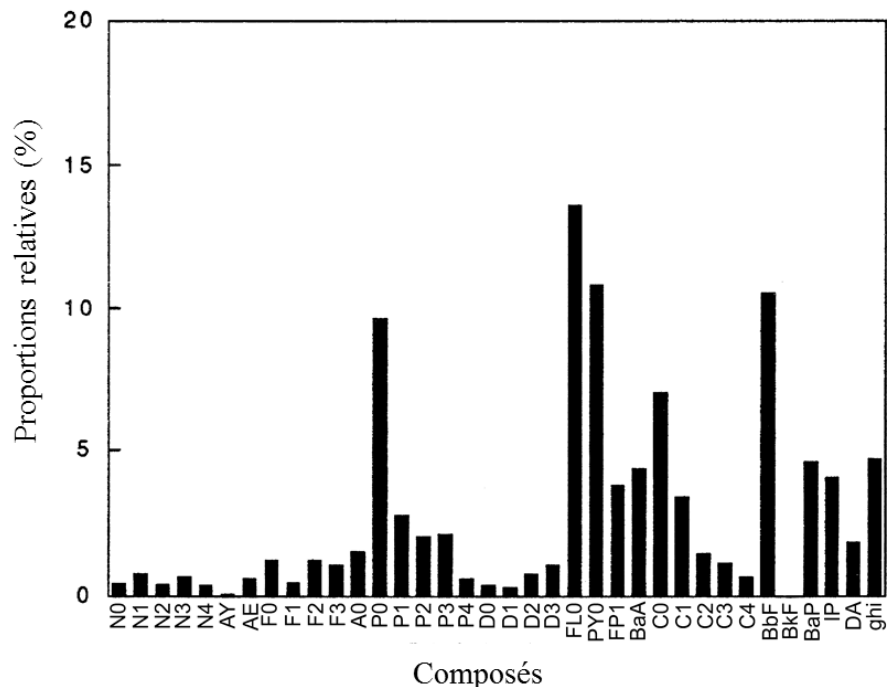
**Figure 65 : Variations géographiques du rapport Fluo / (Fluo + Pyr) entre les zones d'étude sur la période 2005 – 2012 (moyenne ± ET).**

*Effectifs pour la zone 1 : 8 ; effectifs pour la zone 2 : 26 ; effectifs pour la zone 3 : 67 ; effectifs pour la zone 4 : 21. Les lettres indiquent une différence significative au seuil de 5% d'après le test de Kruskal-Wallis.*

### 2.3. Synthèse de l'approche moléculaire

Cette approche est basée sur (1) les proportions relatives de certains composés par rapport à d'autres et sur (2) le calcul d'indices permettant de rendre compte des procédés de formation des HAP.

Bien qu'un choix aie dû être réalisé dans la liste de composés à étudier, les proportions élevées de fluoranthène, pyrène et benzo(b,j,k)fluoranthène semblent indiquer une origine pyrolytique (liée à la combustion de matière organique). Ce type de distribution présente en effet de fortes similarités avec celles reprises par Stogiannidis et Laane en 2015 (résultats initiaux de Page et al., 1999) en lien avec de la combustion de bois (Figure 66).



**Figure 66 : Exemple d'empreinte moléculaire associée à la combustion de bois (mesures réalisées dans des sédiments, adapté de Page et al., 1999).**

*N0 : naphthalène, AY : acénaphtylène, AE : acénaphène, F0 : fluorène, A0 : anthracène, P0 : phénanthrène, D0 : dibenzothiophène, FLO : fluoranthène, PYO : pyrène, FP : fluoranthènes + pyrènes, BaA : benzo(a)anthracène, C0 : chrysène, BbF : benzo(b)fluoranthène, BkF : benzo(k)fluoranthène, BaP : benzo(a)pyrène, IP : indéno(1,2,3-cd)pyrène, DA : dibenzo(ah)anthracène, ghi : benzo(ghi)pérylène. Les chiffres 1,2,3,4 indiquent le niveau d'alkylation (nombre de fonctions méthyl).*

Ce « schéma » de répartition des composés se retrouve dans les particules, les sédiments et les huîtres du Bassin d'Arcachon ce qui semble donc indiquer une origine commune et une communication entre ces différents compartiments.

En raison de leurs propriétés physico-chimiques, il n'est pas pertinent dans le cadre de cette étude d'étudier les proportions relatives des HAP dans la phase dissoute (seuls les plus légers peuvent se dissoudre). Des indices ont donc été calculés en compléments pour confirmer dans les différents compartiments d'intérêt l'origine pyrolytique des HAP dans le secteur du Bassin d'Arcachon.

Ces indices confirment pour les 4 matrices (eau, particules, sédiments, huîtres) une origine pyrolytique mixte associée à la combustion de produits pétroliers et de bois, ces deux sources ne pouvant être discriminées à l'aide de ces seuls indices.

Cette première approche « moléculaire » confirme bien les conclusions émises par le passé : **les HAP présents dans le Bassin d'Arcachon sont majoritairement produits lors de processus de combustion de matière organique, probablement en lien avec les activités anthropiques locales.**

Il est donc nécessaire de « remonter » vers ces sources anthropiques afin de les caractériser et de dégager de potentielles pistes de gestion pour le territoire.

## 3. Les sources de HAP dans le Bassin d’Arcachon

---

### 3.1. Apports liés à l’activité nautique

---

#### 3.1.1. Généralités

---

Le Bassin d’Arcachon est un écosystème lagunaire dont l’histoire et l’évolution sont étroitement liés aux pratiques nautiques. Qu’elles soient professionnelles ou récréatives, ces activités ont marqué le milieu naturel au travers des activités de pêche, d’ostréiculture et de plaisance. Dans ce contexte, la motorisation des embarcations est un sujet d’intérêt puisqu’elle peut potentiellement être associée à l’émission de HAP dans le milieu en fonction du carburant employé (essence ou diesel), du type de propulsion (voile assisté par un moteur ou moteur uniquement), de la puissance du moteur (en kW ou en CH) et du type de motorisation (2 temps ou 4 temps).

Un paramètre permettant dans un premier temps d’estimer la pression globale exercée sur le milieu naturel est le nombre de bateaux sur le plan d’eau, ou la capacité d’accueil du Bassin d’Arcachon. Les embarcations concernées peuvent être professionnelles (pêche, ostréiculture, transport de personnes) ou de plaisance, leur utilisation des moteurs n’est donc par ailleurs pas équivalente.

De précédentes études ont fait état d’une augmentation de la plaisance avant les années 90 (Laulhère, 2006; Trut et al., 2008). Il semble néanmoins que depuis cette période coïncidant avec le début de notre étude, **le nombre de bateaux sur le plan d’eau reste stable autour des 12 000 embarcations.**

En effet le rapport Ifremer « Impact potentiel des activités nautiques sur la qualité des eaux du Bassin d’Arcachon » de 2008 (Trut et al., 2008) rapporte un dénombrement par photocomptage datant du 9 août 1995 de **12 500 bateaux à flot** dont 11 500 bateaux de plaisance et 1000 bateaux professionnels. Plus de détails concernant ces chiffres sont disponibles dans le rapport de présentation du Schéma de Mise en Valeur de la Mer du Bassin d’Arcachon (Service Maritime et de Navigation de la Gironde, 2004).

Julie Laulhère dans son rapport sur « Les risques de pollution des eaux du Bassin d’Arcachon » en 2006 (Laulhère, 2006) actualise ces données et obtient une **capacité totale d’accueil de 11 869 bateaux** en mars en recensant les mouillages et anneaux de plaisance et/ou professionnels.

Enfin une troisième étude réalisée en 2008 sur la fréquentation nautique du Bassin d’Arcachon s’est attachée à réaliser en été de nouveaux comptages aériens et obtient **11 972 embarcations simultanément à flot le 26 juillet 2008** (Le Berre et al., 2010) dont 480 bateaux professionnels et environ 94% d’embarcations de plaisance.

Ces éléments confirment donc que la fréquentation du plan d’eau n’a que peu évolué sur les 20 dernières années. Néanmoins, le nombre total de bateaux sur le plan d’eau n’est pas un élément pertinent au regard de la problématique « HAP » dans le Bassin d’Arcachon puisque c’est l’utilisation des moteurs qui induit l’émission de ces polluants. Il faut donc évaluer **le taux d’utilisation** de ces embarcations et **leur motorisation.**

Les seuls travaux à notre connaissance ayant eu pour objectif d’estimer les émissions de HAP liées au nautisme sur le Bassin d’Arcachon datent des années 90 et ont été menés par l’Ifremer dans le cadre d’une étude intégrée de la lagune (Bouchet et al., 1997). Le tome IV de cette étude traite en l’occurrence du nautisme et de ses conséquences potentielles sur la qualité du milieu. **Les auteurs de ce rapport indiquent avoir fait face à un manque d’information concernant les habitudes réelles des utilisateurs de bateaux à moteurs (temps de navigation, type de motorisation etc...).**

Par ailleurs, les **facteurs d'émission (FE)** permettant d'associer l'utilisation d'un combustible et la quantité de HAP émise posent aussi question. Les informations fournies par le CITEPA<sup>49</sup>, dans le cadre de la réalisation des inventaires nationaux d'émissions atmosphériques de polluants, permettent d'obtenir deux FE génériques pour l'essence et le diesel. Ces grandeurs sont supposées constantes dans le temps et communes aux bateaux de plaisance et de transport fluvial; elles concernent les 8 HAP réglementés en France<sup>50</sup> (Tableau 20).

Néanmoins, ces valeurs ne tiennent pas compte du type de motorisation (2 temps ou 4 temps) et ne concernent pas les bateaux professionnels (pêche, ostréiculture...). **Le rapport OMINEA<sup>51</sup> (CITEPA, 2014a) qui fournit ces FE, indique pourtant que les conditions de combustion (donc le type de motorisation) prévalent sur la nature du combustible lorsqu'il s'agit des émissions de certains types de contaminants tels que les HAP.**

L'étude intégrée du Bassin d'Arcachon mentionnée précédemment se réfère par exemple à d'anciens travaux de Jüttner (Jüttner, 1994; Juttner et al., 1995a, 1995b). Cet auteur s'est intéressé aux émissions différentielles des moteurs à essence 2 temps et 4 temps et à leurs effets sur les écosystèmes aquatiques fluviaux. Les moteurs testés correspondent à une puissance moyenne allant de 7,3 kW à 15 kW et le carburant testé est soit (1) de l'essence sans plomb, soit (2) de l'éthanol aqueux soit (3) un mélange essence/éthanol (20%). De manière générale, le type de carburant employé influence peu la quantité d'hydrocarbures émise. En revanche, l'emploi d'un moteur à 4 temps réduit presque d'un facteur 10 la quantité d'hydrocarbures (au sens large) émise.

Ces travaux bien que pertinents dans le cadre de cette étude, ne concernent hélas que les hydrocarbures au sens large sans se focaliser exclusivement sur les HAP. De plus, seuls les moteurs à essence sont mentionnés alors que le diesel est un carburant vendu de façon importante au niveau du Bassin d'Arcachon ces 20 dernières années.

Différentes sources bibliographiques font notamment référence aux quantités de combustibles vendus dans la lagune à la fois aux professionnels (Tableau 21) et aux plaisanciers (synthèse : Tableau 22).

### 3.1.2.Méthodologie

Les calculs d'émissions de HAP liées aux activités nautiques littorales sont réalisés au niveau national lors des inventaires du CITEPA **en mettant en lien « l'énergie consommée par les activités nautiques » avec des facteurs d'émissions (FE) de HAP.** Ces FE sont des valeurs issues du guide OMINEA<sup>50</sup> (CITEPA, 2014a) dédiées aux deux grands types de carburants employés pour les moteurs des bateaux : l'essence et le diesel (Tableau 20).

Carburant	BaP	BbF	BkF	IP	BP	BaA	DahA	Fluo
Diesel	1,1	1,28	1,11	0,99	2,33	1,05	0,22	14,86
Essence	0,28	0,51	0,18	0,6	1,68	0,49	0,01	10,55

**Tableau 20 : Facteurs d'émissions (mg/GJ) fournis par le CITEPA en fonction du composé émis<sup>49</sup> et du carburant utilisé (CITEPA, 2014a).**

Il est donc nécessaire de cadrer l'activité nautique sur le Bassin d'Arcachon (soit l'énergie consommée par cette activité exprimée en GJ) afin de pouvoir y appliquer les FE préalablement mentionnés. **Deux approches permettent d'évaluer cette consommation d'énergie : (1) utiliser les volumes de carburants vendus et consommés dans la lagune et (2) cerner les habitudes des usagers en lien avec leurs équipements.**

<sup>49</sup> Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique

<sup>50</sup> Benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, benzo(ghi)pérylène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h)anthracène, fluoranthène.

<sup>51</sup> Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France - 11ième édition.

### 3.1.2.1. Estimation basée sur la consommation de carburant

Les émissions de HAP peuvent être calculées de façon « directe » en suivant les méthodes officielles présentées dans le guide OMINEA<sup>51</sup> (CITEPA, 2014a) grâce à la formule suivante :

$$HAP (mg) = FE (mg.GJ^{-1}) \times E (GJ)$$

*Avec : HAP (mg), la quantité émise d'un composé en un an exprimée en milligrammes ; FE, le facteur d'émission de ce composé exprimé en milligrammes par gigajoule consommé ; E, l'énergie consommée par l'activité d'intérêt en un an exprimée en gigajoules.*

La méthode basée sur les volumes de carburants implique d'estimer l'énergie « E » consommée par les moteurs diesel et essence en utilisant le pouvoir calorifique des deux combustibles respectifs. On peut la définir de manière générale en utilisant la formule suivante :

$$E (GJ) = Vol. (m^3) \times d (t.m^{-3}) \times PC (GJ.t^{-1})$$

*Avec : Vol. (m<sup>3</sup>), le volume de carburant consommé en un an exprimé en mètres cubes ; d (t.m<sup>-3</sup>), la densité du carburant exprimée en tonnes par mètre cube ; PC (GJ.t<sup>-1</sup>), le pouvoir calorifique du carburant considéré exprimé en gigajoule par tonne consommée (habituellement exprimée en MJ.kg<sup>-1</sup> ou mégajoule par kilogramme, ce qui est équivalent).*

#### ❖ La densité du combustible

Les densités du diesel et du sans-plomb ont été obtenues dans le manuel de la « Joint Organisations Data Initiative » ou JODI (Lien internet vérifié et en fonctionnement le 24 janvier 2017 : <https://www.jodidata.org/resources/files/downloads/manuals/jodi-oil-2nd-manual.pdf>). Cette initiative internationale a pour objectif d'améliorer la transparence des informations liées au pétrole en diffusant largement des données en lien avec cette source d'énergie. Les partenaires de cette initiative sont par exemple Eurostat ou l'Agence Européenne de l'Energie. **Les valeurs retenues pour la densité du sans-plomb et du diesel sont donc 0,741 t.m<sup>-3</sup> et 0,844 t.m<sup>-3</sup>.**

#### ❖ Le pouvoir calorifique du combustible

Ce document (le manuel JODI) fournit également des valeurs de pouvoir calorifique mais dans un souci d'homogénéité avec les approches pratiquées au niveau national, ce sont les valeurs fournies par le guide OMINEA<sup>52</sup> (CITEPA, 2014a) qui ont été employées. **Les pouvoirs calorifiques fournis dans ce document sont de 42 MJ.kg<sup>-1</sup> (ou GJ.t<sup>-1</sup>) pour le « Gazole et Gazole non routier » (diesel) et de 44 MJ.kg<sup>-1</sup> (ou GJ.t<sup>-1</sup>) pour l'essence automobile (avec ou sans plomb).** A titre comparatif, le manuel JODI précédemment mentionné fournit des valeurs de 43,38 GJ.t<sup>-1</sup> pour le diesel et de 44,75 GJ.t<sup>-1</sup> pour l'essence.

#### ❖ Le volume de combustible

L'objectif est d'évaluer **les quantités de carburants consommées sur le plan d'eau** uniquement. Les bateaux qui sortent du Bassin d'Arcachon (exemple des chalutiers) n'émettent pas dans la lagune et ne présentent donc pas d'intérêt dans le cadre de cette étude.

De manière globale, il s'agit donc d'adresser d'une part (1) les volumes de diesel et de sans-plomb consommés par les plaisanciers sur le plan d'eau et d'autre part (2) les volumes de diesel et de sans-plomb consommés par les professionnels (pêcheurs, ostréiculteurs, transporteurs de passagers etc...)

<sup>52</sup> Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France - 11ième édition.

sur le plan d'eau. Ces volumes ont été estimés d'une part pour les usages professionnels (Tableau 21) et d'autre part pour la plaisance (Tableau 22) en se basant sur les ventes de carburants fournies soit dans la littérature (données historiques) soit par les professionnels (données plus récentes).

Année	Diesel (L)	Essence (L)
1994 <sup>1</sup>	558 000	1 213 000
1995 <sup>2</sup>	1 100 000	1 500 000
2005 <sup>2</sup>	600 000	1 500 000
2008 <sup>3</sup>	977 000	1 249 000
2009 <sup>3</sup>	875 000	1 316 000
2010 <sup>3</sup>	853 000	1 324 000
2011 <sup>3</sup>	859 000	1 379 000
2012 <sup>3</sup>	1 000 000	1 303 000
2013 <sup>3</sup>	932 000	1 399 000
2014 <sup>3</sup>	1 010 000	1 471 000
2015 <sup>3</sup>	1 035 000	1 531 000

**Tableau 21 : Consommations de carburants des professionnels naviguant à l'intérieur de la lagune.**

Références : 1 – Etude intégrée du Bassin d'Arcachon (Bouchet et al., 1997) ; 2 – Rapport de Julie Laulhère (Laulhère, 2006).; 3 – calculées à partir de données fournies par la Coopérative maritime d'Arcachon. Ces données ne tiennent pas compte des volumes consommés par les chaluts et fileyeurs qui naviguent hors Bassin.

Année	Diesel (L)	Essence (L)
1995	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 560 000	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 831 000
2002	Fontainevieille : 4 182 La Vigne : 112 000 Arcachon : 513 000	Fontainevieille : 8 118 La Vigne : 198 000 Arcachon : 587 000
2004	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 543 489	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 929 279
2005	Fontainevieille : 5 372 La Vigne : 146 000 Arcachon : 517 000	Fontainevieille : 10 428 La Vigne : 264 000 Arcachon : 994 000
2006	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 470 499	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 991 934
2007	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 426 779	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 974 277
2008	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 402 495	Fontainevieille : La Vigne : Arcachon : 868 333
2013	Fontainevieille : 6 431 La Vigne : 28 960 Arcachon :	Fontainevieille : 20 340 La Vigne : 417 369 Arcachon :
2014	Fontainevieille : 4 203 La Vigne : 14 307 Arcachon :	Fontainevieille : 13 955 La Vigne : 460 636 Arcachon :
2015	Fontainevieille : 4 767 La Vigne : 31 870 Arcachon :	Fontainevieille : 21 444 La Vigne : 472 900 Arcachon :

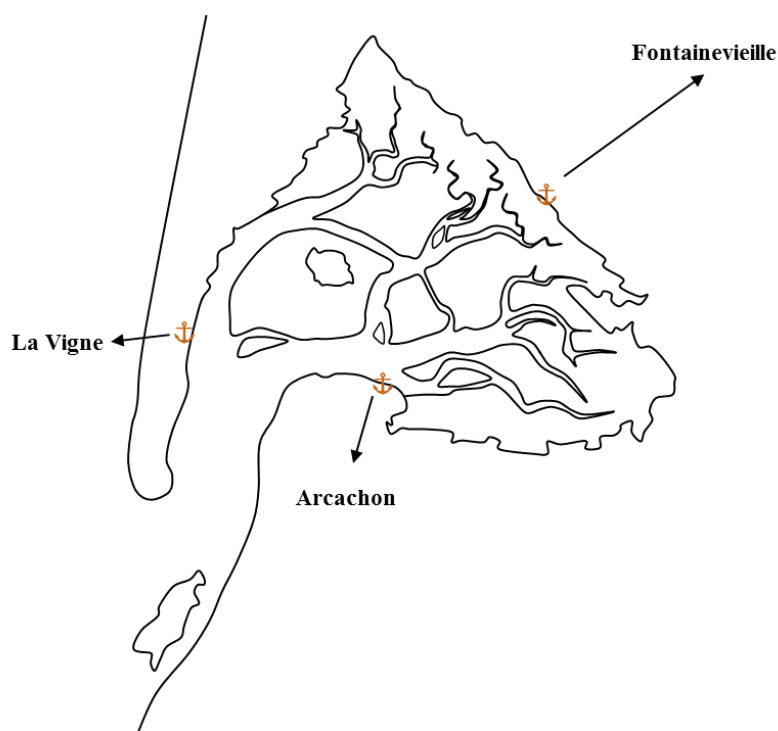
**Tableau 22 : Historique partiel des ventes de carburant pour la plaisance dans le Bassin d'Arcachon.**

Année 1995 – Bouchet et al., 1997; Année 2002 et 2005 – Laulhère, 2006 ; Fontainevieille de 2013 à 2015 : Daniel Suire et mairie de Lanton ; La Vigne de 2013 à 2015 : Daniel Hindenoch et « La Vigne Marine », société d'exploitation de la station-service nautique ; Arcachon 2004, 2006, 2007, 2008 - Crespo, 2009.



De manière plus spécifique, **concernant la plaisance**, il existe 3 stations d'avitaillement sur le Bassin d'Arcachon permettant aux plaisanciers de se fournir en carburant : La Vigne, Fontainevieille et Arcachon (Tableau 22 et Figure 67). D'après les travaux réalisés en 2010 par le laboratoire Géomer (Le Berre et al., 2010) sur la fréquentation nautique du Bassin, la configuration géographique de la lagune et la dangerosité des passes implique qu'une grande majorité de l'activité nautique de plaisance est restreinte à l'intérieur du plan d'eau. On considérera donc ici que **le volume de carburant acheté par les plaisanciers dans les stations d'avitaillement est intégralement consommé à l'intérieur du Bassin (Tableau 22)**.

Ces données de ventes sont présentées par Julie Laulhère (Laulhère, 2006) pour l'année 2005 (Tableau 22) et ont donc été employées pour réaliser un premier calcul d'émissions de HAP (Tableau 25). Ces chiffres étant néanmoins un peu anciens, une autre estimation basée sur des données plus récentes (Tableau 22) a été réalisée pour la période située entre 2012 et 2015 (Tableau 26). Cette seconde estimation est néanmoins très incomplète car l'avitaillement du port d'Arcachon est géré de manière privée depuis quelques années (point de vente Avia™, fournisseur Picoty™), ce qui rend les données de ventes de carburant confidentielles pour cette station. Le calcul d'émission sur cette période ne prend donc en compte pour la plaisance que les ventes de carburants des ports de La Vigne et de Fontainevieille (détails : Tableau 22).



**Figure 67 : Localisation géographique des stations d'avitaillement pour la plaisance sur le Bassin d'Arcachon.**

**Les professionnels** en revanche ne s'avitaillement en carburant détaxé qu'auprès de la coopérative maritime d'Arcachon (© Comptoir de la mer). Une grande partie d'entre eux travaille à l'intérieur du Bassin, néanmoins certains navires pratiquant la pêche en dehors de la lagune et consommant de grandes quantités de diesel (ex. des chalutiers et fileyeurs) s'approvisionnent également en carburant à Arcachon. **Les données de vente totale de diesel aux professionnels ne sont donc pas équivalentes aux données de consommation de diesel sur le plan d'eau.**

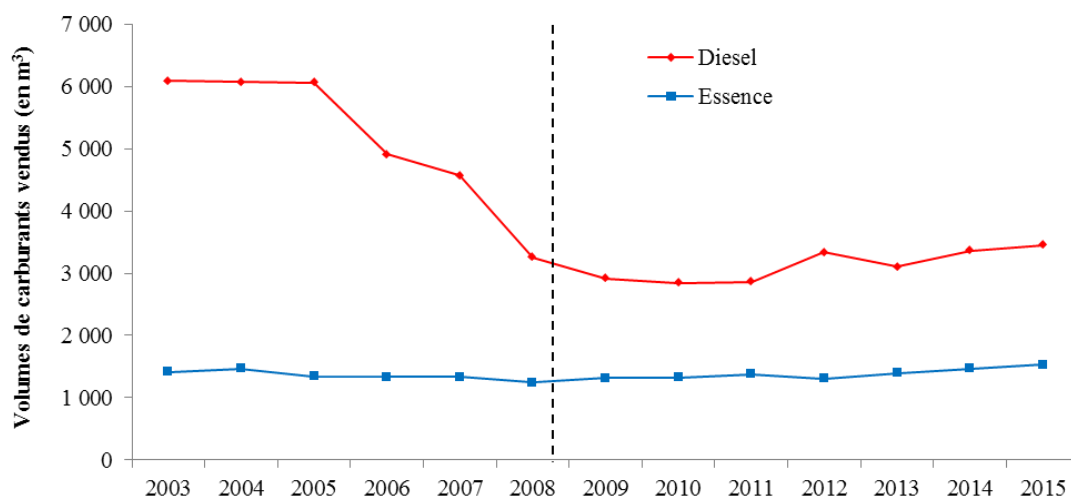
D'après Julie Laulhère (Laulhère, 2006) en 2005, seulement 10% du diesel vendu à l'époque était consommé sur le plan d'eau (d'où les « faibles » valeurs de volumes de diesel présentés avant 2008 dans le Tableau 21). Cela signifie que 90% des ventes de diesel était dédiées aux pêcheurs « hors Bassin ».

Cette information est cohérente avec les dires d'experts puisque d'après le CDPMEM33<sup>53</sup>, **les pêcheurs travaillant sur le plan d'eau n'utilisent que de l'essence sans-plomb**. Le diesel vendu aux pêcheurs par la coopérative maritime est donc exclusivement destiné à un usage hors Bassin.

Par ailleurs d'après les données de ventes de diesel sectorisées fournies par la coopérative sur la période 2013 – 2015, cette part consommée en dehors du plan d'eau par les pêcheurs équivaut en moyenne à 70% du diesel total vendu. Ce chiffre est en accord avec les 90% dont il est fait mention dans le rapport de Julie Lauthère, et traduit une évolution des pratiques dans le temps (diminution du nombre de chalutiers).

Afin de ne pas en tenir compte dans les calculs d'émissions, **on considèrera donc ici que seulement 30% du diesel total vendu par la coopérative maritime est consommé sur le plan d'eau** (cela comprend l'ostréiculture, le transport de passager et des usages marginaux en lien avec l'administration). Ce pourcentage a été appliqué sur les ventes de diesel totales de 2008 à 2015 car les ventes pour ce carburant sont stabilisées depuis cette période (Figure 68).

De la même manière que pour la plaisance, le calcul des émissions de HAP liées aux activités professionnelles a donc été réalisé dans un premier temps pour les ventes de 2005 (Tableau 21 et résultats Tableau 25) grâce aux informations fournies dans le rapport de Julie Lauthère (Lauthère, 2006). Dans un second temps, les émissions ont été calculées en utilisant les données plus récentes mentionnées ci-dessus (Tableau 21 ; émissions moyennes de 2008 à 2015 : Tableau 26 et détail des émissions par année : Tableau 27).



**Figure 68 : Volumes de carburants totaux vendus aux professionnels sur le Bassin d'Arcachon de 2003 à 2015 (données fournies par la coopérative maritime d'Arcachon).**

<sup>53</sup> Comité Département des Pêches Maritimes et des Elevages Marins de Gironde.

### 3.1.2.2. Estimation basée sur les pratiques des usagers

Cette méthode de calcul alternative se base sur celle employée par le gouvernement néerlandais (Netherlands National Water Board, 2008) qui procédait en 2008 de la manière suivante :

$$E_s = \sum_t (N_t \times B_t \times U_t \times F_{t,m} \times \frac{EF_{m,s}}{S_m})$$

Avec :  $E_s$ , l'émission de la substance  $s$  (en kg) ;  $N_t$ , le nombre de bateaux de type  $t$  (unités) ;  $B_t$ , la consommation moyenne de carburant par heure pour un bateau de type  $t$  (en kg/h) ;  $U_t$ , le nombre moyen d'heures de navigation par an pour un bateau de type  $t$  (en h/an) ;  $F_{t,m}$ , la proportion de bateaux de type  $t$  équipés d'un moteur de type  $m$  (fraction) ;  $EF_{m,s}$ , le facteur d'émission de la substance  $s$  par un moteur de type  $m$  (en kg/kWh) ;  $S_m$ , la consommation moyenne d'un moteur de type  $m$  (en kg/kWh).

Cette formule est une « solution idéale », mais elle nécessite une connaissance technique pointue du fonctionnement des bateaux considérés. La grande diversité de moteurs employés et le manque d'informations techniques sur ces moteurs ne nous ont pas permis d'accéder à un niveau de détail suffisant pour l'appliquer. Elle a donc été adaptée à notre niveau de connaissance.

Au final, la méthode choisie revient à employer la même formule de base que précédemment (3.1.2.1. Estimation basée sur la consommation de carburant) :

$$HAP (mg) = FE (mg.GJ^{-1}) \times E (GJ)$$

Avec :  $HAP (mg)$ , la quantité émise d'un composé en un an exprimée en milligrammes ;  $FE$ , le facteur d'émission de ce composé exprimé en milligrammes par gigajoule consommé ;  $E$ , l'énergie consommée par l'activité d'intérêt en un an exprimée en gigajoules.

Cependant l'estimation de « E » est basée ici sur la puissance du moteur, son temps d'utilisation et les caractéristiques du parc nautique actif (proportions d'essence et de diesel, nombre de bateau de chaque type...). Ces données sont donc étroitement liées aux pratiques des usagers, aussi bien professionnelles que de plaisance. Globalement, l'énergie consommée par les diverses activités nautiques considérées a été déterminée pour les moteurs diesel et essence de la manière suivante :

$$E (GJ) = P_{moteur} (kW) \times T (h) \times 0,0036 \times Nb \text{ bateaux}$$

Avec :  $P_{moteur}$  (kW), la puissance moyenne du moteur pour le carburant et l'activité considérés exprimée en kilowatt heure ;  $T$  le temps moyen d'utilisation du moteur pour le carburant et l'activité considérés exprimé en heures ; 0,0036 le facteur de conversion permettant de convertir les kWh (unité d'énergie « kilowatt heure ») en GJ ;  $Nb$  bateaux le nombre de bateau associés à l'activité et au carburant considérés.

Les informations relatives à ces paramètres sont hélas encore trop lacunaires. **Aucune étude exhaustive n'a encore été réalisée à ce sujet, alors qu'il est de première importance de mieux cadrer les « habitudes des usagers »** (type de bateau, quelles utilisations, à quelle vitesse, pendant combien de temps grâce à quel carburant etc...). Des approches de type « enquêtes » semblent pertinentes pour combler ces manques.

Les activités de plaisance et professionnelles ont été considérées dans leur globalité. Chez les usagers professionnels, les activités liées à l'ostréiculture, la pêche et le transport de passagers ont pu être distinguées.

## ❖ Pratiques chez les usagers professionnels

Le nombre de bateaux actifs, le temps d'utilisation des moteurs (« heures machines »), les proportions diesel / sans-plomb et la puissance moyenne des moteurs ont pu être estimés grâce à la collaboration des professionnels du Bassin (CRCAA<sup>54</sup> pour l'ostréiculture, CDPMEM33<sup>55</sup> pour la pêche et UBA<sup>56</sup> pour le transport de passagers).

Usage	Bateaux actifs	Carburant	Proportion	Puissance moyenne moteur (kW)	Heures de navigation annuelles	Source
Ostréiculture	391	Diesel	10%	88	350	CRCAA
		Essence	90%			
Pêcheurs "à pieds"	20	Essence	100%	73	400	CDPMEM
Pêcheurs "polyvalents"	60	Essence	100%			
Transport passagers	33	Diesel	100%	315	776	UBA

**Tableau 23 : Pratiques des professionnels sur le Bassin d'Arcachon.**

**Concernant les pratiques des ostréiculteurs**, le nombre de bateaux actifs correspond au nombre d'immatriculations réalisées par le CRCAA. Ce chiffre comprend les bateaux pratiquant l'ostréiculture seule, mais également ceux impliqués dans des activités mixtes (conchyliculture et petite pêche) et des bateaux potentiellement non-actifs à l'heure actuelle (retraire ou changement d'activité). Ce scénario correspond donc à une activité maximale hypothétique du secteur ostréicole. Les proportions diesel / essence représentent un scénario réaliste illustrant la prépondérance des moteurs hors-bords dans cette activité. La puissance moyenne des moteurs a été calculée sur 333 bateaux (écart-type = 40 kW) et le nombre d'heures de navigation annuel a été estimé entre 300 h et 400 h (dires d'expert).

**Les informations relatives aux activités des pêcheurs** sont partiellement issues d'un rapport du CDPMEM33 (CREOCEAN et CDPMEM 33, 2012). Ces informations ont été actualisées par ce même organisme : on considère donc 80 pêcheurs exclusifs intrabassin, dont 20 pratiquant la pêche à pieds et 60 pêcheurs « polyvalents ». La totalité des professionnels de ce secteur utilisent des moteurs hors-bords à essence en intrabassin ; la puissance moyenne des moteurs est d'environ 73 kW. Les pêcheurs à pieds utilisent en moyenne leur moteur 400 h par an et les pêcheurs polyvalents environ 1 300 h par an (pour comparaison, un chalutier qui travaille dans l'océan ouvert peut naviguer jusqu'à 5 000 h en une année).

**Les données associées au transport de passagers** sont celles fournies par l'Union des Bateliers d'Arcachon (UBA). Bien que ces professionnels soient les principaux représentants de leur secteur d'activité, il s'avère que les volumes de diesel qu'ils consomment ne représentent que 60% des ventes de diesel associées à la « marine marchande » (ce secteur d'activité concerne essentiellement le transport de passagers d'après les chiffres de la coopérative maritime). Il faut tenir compte de ces éléments dans l'interprétation des chiffres fournis ici : les émissions liées au transport de passagers au sens large seront probablement sous-estimées par cette méthode.

Les informations du Tableau 23 ont donc pu être utilisées dans les formules indiquées précédemment pour calculer l'énergie consommée annuellement par ces 3 secteurs professionnels. Les facteurs d'émissions du Tableau 20 ont pu par la suite être employés pour calculer les émissions de HAP associées.

<sup>54</sup> Comité Régional de la Conchyliculture – Arcachon Aquitaine

<sup>55</sup> Comité Départemental des Pêches Maritimes et Elevages Marin de Gironde.

<sup>56</sup> Union des Bateliers d'Arcachon.

## ❖ Pratiques chez les plaisanciers

Les activités de plaisance sont les plus complexes à cadrer car elles présentent une forte variabilité et ne sont pas « surveillées » et encadrées par une structure spécifique. Les outils employés dans le cadre de cette étude pour estimer les usages des plaisanciers sont donc (1) les informations présentées dans de précédents travaux (Bouchet et al., 1997; Le Berre et al., 2010), (2) les résultats d'une enquête réalisée par le SIBA en 2013 (en lien avec les usages des plaisanciers et les peintures antisalissures) et (3) la réalisation de « scénarii » réalistes.

Deux scénarii ont été réalisés dans le cadre de cette étude. Néanmoins, les mêmes proportions diesel / essence et les mêmes puissances moyennes de moteurs seront employées dans les deux cas. D'après l'enquête réalisée par le SIBA, on considèrera donc ici que la flotte de bateaux de plaisance sur le Bassin d'Arcachon est constituée de **15% de moteurs diesel** dont la puissance moyenne est de **121 kW** et de **85% de moteurs essence** dont la puissance moyenne est de **101 kW** (nombre d'enquêtés possédant un bateau à moteur et ayant renseigné sa puissance : 397 dont 344 essence et 53 diesel).

---

**Le premier scénario** se base sur les comptages aériens réalisés par le laboratoire GEOMER en 2008 et 2009 (Le Berre et al., 2010). Ce travail réalisé durant deux étés consécutifs a permis aux auteurs de déterminer « le nombre d'embarcations de plaisance actives » durant le survol du plan d'eau. Les embarcations actives sont celles qui ont quitté leur point d'amarrage (en mouvement ou non) et qui sont en train d'utiliser leur moteur, ou qui l'ont utilisé dans la journée.

En moyennant ces comptages sur 10 vols réalisés en été (après-midi ou matin) ont obtenu un nombre moyen d'embarcations de plaisance actives sur le plan d'eau de  $1122 \pm 768$  (maximum observé de 2 405 bateaux le 11 août après-midi 2009). D'après cette étude, les embarcations à moteurs ne représentent par ailleurs que 64,4% de la flotte active ce qui permet de déterminer de manière approximative, un **nombre moyen d'embarcations de plaisance actives et à moteur de 723**.

On considèrera par ailleurs dans ce scénario que ces embarcations sont **actives quotidiennement** sur le plan d'eau **durant toute la période estivale** (92 jours environ de mi-juin à mi-septembre) et **en moyenne 5 h par jour**. Ces données sont déterminées arbitrairement à la lumière des informations présentes dans la littérature : une variabilité très forte du taux d'activité en fonction de la météo et du moment de la journée.

Si on applique la formule indiquée plus haut pour le diesel :

$$E (GJ) = P_{moteur} (kW) \times T (h) \times 0,0036 \times Nb \text{ bateaux}$$

$$E = 121 \times (92 \times 5) \times 0,0036 \times \left(\frac{15}{100} \times 723\right)$$

$$E = 21\,730 \text{ GJ}$$

Si on applique désormais la formule pour les moteurs fonctionnant à l'essence :

$$E = 101 \times (92 \times 5) \times 0,0036 \times \left(\frac{85}{100} \times 723\right)$$

$$E = 102\,787 \text{ GJ}$$

*NB : Les valeurs réellement utilisées dans les calculs sont de 102 555 GJ pour l'essence et 21 797 GJ pour le diesel. Ce léger écart est dû aux décimales considérées dans les calculs d'émissions.*

**Le second scénario** se base sur les pratiques des usagers qui ont été investiguées lors de l'enquête réalisée par le laboratoire GEOMER (Le Berre et al., 2010). D'après cette enquête, les plaisanciers du Bassin d'Arcachon réalisent **en moyenne 38 sorties par an**.

La durée des sorties est en général d'une après-midi, mais peut également dépasser occasionnellement la journée. Cela n'indique néanmoins pas le temps d'utilisation réel du moteur sur le plan d'eau. On considèrera donc dans le cadre de ce scénario un **temps moyen d'utilisation du moteur de 1 h**. Cette durée représente un compromis entre des trajets courts visant à jeter l'ancre sur l'Île aux oiseaux et des trajets plus longs visant à jeter l'ancre sur le Banc d'Arguin (qui sont les destinations les plus fréquentées sur le plan d'eau).

Chaque plaisancier utiliserait donc son moteur **environ 38 h à l'année**. Cette valeur peut néanmoins paraître élevée par rapports à certains dires d'experts qui rendent compte d'un temps cumulé par an de navigation inférieur à 8 h. La valeur de 38 h permet donc de se placer dans un scénario d'émission « extrême ».

Le nombre de bateaux de plaisances à moteur a été calculé en se basant sur le nombre total d'embarcations de plaisance sur le plan d'eau (environ 12 000). D'après l'étude GEOMER (Le Berre et al., 2010), le **pourcentage d'embarcations motorisées de plaisance est de 76,5%** du nombre total d'embarcations. Il est souligné dans le rapport que cette valeur est cohérente avec la littérature sur le sujet ; elle est également supérieure à la proportion d'embarcations motorisées **active** mentionnée précédemment (64,4%). Au final **le nombre total d'embarcations de plaisance à moteur considéré est donc de 9180**.

Si on applique la formule indiquée plus haut pour le diesel :

$$E (GJ) = P_{moteur} (kW) \times T (h) \times 0,0036 \times Nb \text{ bateaux}$$

$$E = 121 \times 38 \times 0,0036 \times \left(\frac{15}{100} \times 9180\right)$$

$$E = 22\,793 \text{ GJ}$$

Si on applique désormais la formule pour les moteurs fonctionnant à l'essence :

$$E = 101 \times 38 \times 0,0036 \times \left(\frac{85}{100} \times 9180\right)$$

$$E = 107\,812 \text{ GJ}$$

*NB : Les valeurs réellement utilisées dans les calculs sont de 107 633 GJ pour l'essence et 22 876 GJ pour le diesel. Ce léger écart est dû aux décimales considérées dans les calculs d'émissions (la puissance du moteur est légèrement supérieure à 121 kW en réalité).*

#### Bilan des deux scénarii « plaisance »

Scénario	Nombre de bateaux	Carburant	Proportion	Puissance moyenne moteur (kW)	Heures de navigation annuelles
Comptages aériens - flotte active	~ 723	Diesel	15%	121	460
		Essence	85%	101	
Pratiques usagers - enquête	~ 9180	Diesel	15%	121	38
		Essence	85%	101	

**Tableau 24 : Paramètres sélectionnés pour estimer les pratiques des plaisanciers.**

### 3.1.3. Le cas du Bassin d'Arcachon

#### 3.1.3.1. Méthode basée sur la consommation de carburant

Les estimations des émissions liées au nautisme ont été réalisées en se basant sur les facteurs d'émission cités plus haut et sur les données de consommation de carburant en intrabassin. Des données « anciennes » obtenues en 2005 dans le rapport de Julie Laulhère (Tableau 21 et Tableau 22) ont été employées dans un premier temps (Tableau 25) pour servir de référence dans l'étude de l'évolution temporelle des émissions.

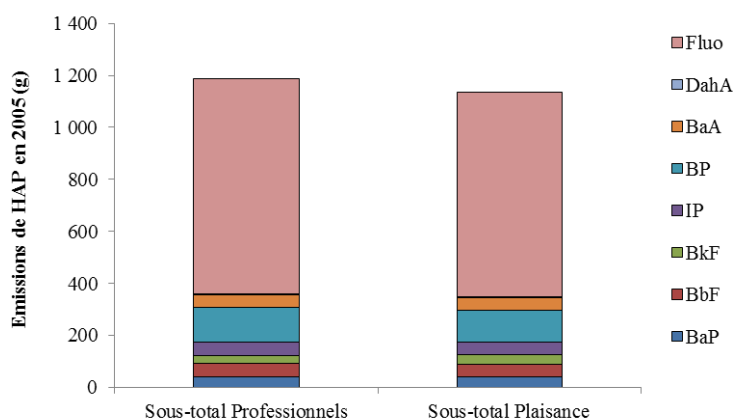
Année	Usage	Carburant	Volumes (L)	Energie (GJ)	BaP (g)	BbF (g)	BkF (g)	IP (g)	BP (g)	BaA (g)	DahA (g)	Fluo (g)	4 HAP (g)	8 HAP (g)
2005	Professionnels	Diesel	600 000	21 248	23	28	23	21	49	23	4	317	96	489
		Essence	1 500 000	48 889	15	24	10	29	83	24	0,49	513	78	700
		<b>Sous-total Professionnels</b>		<b>70 137</b>	<b>38</b>	<b>52</b>	<b>33</b>	<b>51</b>	<b>132</b>	<b>48</b>	<b>4,74</b>	<b>830</b>	<b>174</b>	<b>1 188</b>
2005	Plaisance	Diesel	668 372	23 669	26	31	26	24	54	26	5	353	107	544
		Essence	1 268 428	41 341	12	21	8	25	70	21	0,41	434	66	592
		<b>Sous-total Plaisance</b>		<b>65 011</b>	<b>38</b>	<b>51</b>	<b>34</b>	<b>48</b>	<b>125</b>	<b>47</b>	<b>5,15</b>	<b>787</b>	<b>173</b>	<b>1 136</b>
<b>Total Professionnels + Plaisance</b>				<b>135 147</b>	<b>76</b>	<b>104</b>	<b>67</b>	<b>99</b>	<b>257</b>	<b>95</b>	<b>1 617</b>	<b>346</b>	<b>2 324</b>	

**Tableau 25 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques en 2005 – calcul basé sur les volumes de carburants.**

Les « 4 HAP » sont les composés réglementés par le protocole Aarhus (BaP, BbF, BkF, IP). Les « 8 HAP » sont ceux du « protocole Aarhus étendu ». L – litres ; g – grammes.

Cette première approche permet donc de faire un état des lieux de la situation en 2005. On peut s'apercevoir qu'il y a une dizaine d'années, les émissions liées aux activités professionnelles intrabassin et celles liées aux activités de plaisance étaient à l'origine d'une consommation équivalente de carburant à l'année (Figure 69). Les données de la littérature permettent néanmoins de supposer que les émissions associées à la plaisance sont principalement concentrées sur la période estivale.

Les professionnels en revanche utilisent leurs bateaux toute l'année ce qui explique que les volumes de carburants consommés soient proches de ceux utilisés par les plaisanciers. Il faut cependant noter que les volumes indiqués dans ce tableau n'incluent pas les jerricanes utilisés pour la plaisance, ce qui contribue à sous-évaluer la consommation par ce secteur d'activité.



**Figure 69 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques de plaisance ou professionnelles en 2005 (d'après les volumes de carburants fournis par Laulhère, 2006).**

Un écart important est également observable entre les émissions calculées pour les 4 HAP « Aarhus » et les 8 HAP « Aarhus étendu ». Ce résultat s'explique, comme l'indique la Figure 69, par le fait que les 8 HAP « Aarhus étendu » tiennent compte du fluoranthène (Fluo), un composé léger produit massivement lors de la combustion de carburant (diesel ou essence). Il faut également garder à l'esprit



que d'autres composés légers tels que le naphthalène ou le phénanthrène peuvent être émis de manière importante. Aucune estimation ne peut cependant être réalisée concernant ces HAP puisqu'aucun facteur d'émission n'a été trouvé dans la littérature. Cette première approche ne permet néanmoins que de se faire une idée des émissions liées au nautisme en 2005. Les usages sont donc susceptibles d'avoir largement évolués, notamment sur le plan professionnel.

Des informations plus récentes relatives aux consommations de carburants ont donc été trouvées pour la plaisance et pour les professionnels du Bassin d'Arcachon (détail Tableau 22 et résultats moyens Tableau 26). Les ports de la Vigne et de Fontainevieille ont transmis les informations concernant leur station, en revanche les volumes consommés n'ont pas pu être obtenus pour le port d'Arcachon. Les volumes de carburants consommés par les professionnels ont par ailleurs été obtenus grâce à la coopérative maritime.

Année	Usage	Carburant	Volumes (L)	Energie (GJ)	BaP (g)	BbF (g)	BkF (g)	IP (g)	BP (g)	BaA (g)	DahA (g)	Fluo (g)	4 HAP (g)	8 HAP (g)
2008 - 2015	Professionnels	Diesel	942 450	33 408	37	43	37	33	77	37	7	498	150	768
		Essence	1 371 500	44 716	13	22	9	27	76	22	0,45	470	72	640
<b>Total Professionnels</b>				<b>78 124</b>	<b>50</b>	<b>66</b>	<b>46</b>	<b>60</b>	<b>153</b>	<b>59</b>	<b>7,13</b>	<b>967</b>	<b>222</b>	<b>1 408</b>
2012 - 2015	Plaisance (partiel)	Diesel	30 898	1 095	1	1	1	1	3	1	0	16	5	25
		Essence	470 224	15 331	5	8	3	9	26	8	0,15	161	25	219
<b>Total Plaisance (Vigne + Fontainevieille)</b>				<b>16 426</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>29</b>	<b>9</b>	<b>0,37</b>	<b>177</b>	<b>29</b>	<b>245</b>
<b>Total Professionnels + Plaisance partiel</b>				<b>94 551</b>	<b>56</b>	<b>75</b>	<b>50</b>	<b>71</b>	<b>181</b>	<b>68</b>	<b>8</b>	<b>1 145</b>	<b>251</b>	<b>1 653</b>

**Tableau 26 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques sur la période 2008 – 2015 – calcul basé sur les volumes de carburants.**

On peut difficilement conclure sur l'évolution des émissions liées à la plaisance entre 2005 et la période 2012 - 2015 dans la mesure où les données concernant le port d'Arcachon n'ont pas pu être actualisées. Concernant les activités professionnelles, nos estimations indiquent qu'elles étaient à l'origine de 174 g HAP en 2005 (4 HAP Aarhus) contre 222 ± 14 g en moyenne sur la période 2008 – 2015. Si l'on considère les 8 HAP « Aarhus étendu », ces valeurs vont de 1 214 g en 2005 à 1 408 ± 88 g pour la période 2008 – 2015. Les émissions des 4 HAP Aarhus présentent donc a priori une évolution de +26% et les émissions des 8 HAP « Aarhus étendu » présentent une évolution de 16%. Le détail des émissions par année et par composé pour le secteur professionnel depuis 2008 est présenté dans le Tableau 27 ci-dessous.

Usage	Année	Carburant	Volumes IB (m <sup>3</sup> )	Energie (GJ)	BaP	BbF	BkF	IP	BP	BaA	DahA	Fluo	4 HAP (g)	8 HAP (g)	
Professionnels	2008	Diesel	977	34 615	38	45	38	35	80	38	6,92	516	156	796	
		Essence	1 249	40 722	12	20	8	24	69	20	0,41	428	65	583	
	2009	Diesel	875	30 999	34	40	34	31	71	34	6,20	462	139	713	
		Essence	1 316	42 907	13	21	9	26	73	21	0,43	451	69	614	
	2010	Diesel	853	30 234	33	39	33	30	70	33	6	450	136	695	
		Essence	1 324	43 168	13	22	9	26	73	22	0,43	453	69	618	
	2011	Diesel	859	30 457	34	40	34	30	70	34	6,09	454	137	701	
		Essence	1 379	44 961	13	22	9	27	76	22	0,45	472	72	643	
	2012	Diesel	1 000	35 455	39	46	39	35	82	39	7,09	528	160	815	
		Essence	1 303	42 483	13	21	8	25	72	21	0,42	446	68	608	
	2013	Diesel	932	33 020	36	43	36	33	76	36	7	492	149	759	
		Essence	1 399	45 613	14	23	9	27	78	23	0,46	479	73	653	
	2014	Diesel	1 010	35 795	39	47	39	36	82	39	7	533	161	823	
		Essence	1 471	47 960	14	24	10	29	82	24	0,48	504	77	686	
	2015	Diesel	1 035	36 689	40	48	40	37	84	40	7	547	165	844	
		Essence	1 531	49 917	15	25	10	30	85	25	0,50	524	80	714	
	<b>Moy. Diesel 2008 - 2015</b>			<b>942</b>	<b>33 408</b>	<b>37</b>	<b>43</b>	<b>37</b>	<b>33</b>	<b>77</b>	<b>37</b>	<b>7</b>	<b>498</b>	<b>150</b>	<b>768</b>
	<b>Moy. Essence 2008 - 2015</b>			<b>1 372</b>	<b>44 716</b>	<b>13</b>	<b>22</b>	<b>9</b>	<b>27</b>	<b>76</b>	<b>22</b>	<b>0</b>	<b>470</b>	<b>72</b>	<b>640</b>
	<b>Moyenne totale 2008 - 2015</b>			<b>2 314</b>	<b>78 124</b>	<b>50</b>	<b>66</b>	<b>46</b>	<b>60</b>	<b>153</b>	<b>59</b>	<b>7</b>	<b>967</b>	<b>222</b>	<b>1 408</b>

**Tableau 27 : Détail des émissions annuelles de HAP liées au secteur professionnel entre 2008 et 2015 - calcul basé sur les volumes de carburants.**

Moy. – Moyenne ; IB – intrabassin ; BaP – benzo(a)pyrène ; BbF – benzo(b)fluoranthène ; BkF – benzo(k)fluoranthène ; IP – indéno(1,2,3-c,d)pyrène ; BP – benzo(g,h,i)pérylène ; Fluo – fluoranthène ; DahA – dibenzo(ah)anthracène ; BaA – benzo(a)anthracène ; 4 HAP – somme « BaP + BbF + BkF + IP » ; 8 HAP – Somme des 8 composés. Les unités d'émissions de HAP sont exprimées en grammes.



Aucun élément statistique ne permet de conclure sur la significativité de ces évolutions. Il s'avère néanmoins que les émissions de HAP entre 2005 et la période 2008 – 2015 pour le secteur professionnel restent dans le même ordre de grandeur.

Il est par ailleurs important de garder à l'esprit les incertitudes associées à la production des données présentées ci-dessus : les volumes de diesel consommés en intrabassin correspondent en effet à 30% des volumes totaux de diesel vendus par la coopérative maritime et ne sont pas des chiffres exacts.

Par ailleurs, comme expliqué précédemment, les émissions de composés organiques persistants tels que les HAP dépendent plus du « mode de combustion » que de la nature du carburant (Figure 70). Ainsi, même si il existe des différences notables entre les émissions d'un moteur diesel et celles d'un moteur fonctionnant à l'essence, il reste à connaître les usages réels (type de moteur, vitesse, utilisation ou non de dispositifs d'épuration etc...).

Influence de différents paramètres sur les émissions des installations de combustion :

Substance	Caractéristiques du combustible	Nature de l'équipement	Conditions de fonctionnement	Dispositifs d'épuration (yc CSC)
Métaux lourds SO <sub>2</sub> – CO <sub>2</sub>	+++	+	+	+++
NOx – COV CO – N <sub>2</sub> O HAP – Dioxines Particules	+ (++ pour les NOx)	++	+++	+++

+++ forte ou très forte    ++ significative    + peu ou pas  
CSC : Capture et Séquestration du CO<sub>2</sub>

**Figure 70 : Extrait du guide OMINEA sur l'influence de différents paramètres sur les émissions de contaminants (CITEPA, 2014a).**

### 3.1.3.2. Méthode basée sur les pratiques des usagers

L'autre calcul d'émissions de HAP a été réalisé en se basant sur les pratiques des usagers. Cette formule exploite l'état du parc nautique, les aspects techniques principaux liés à la motorisation de cette flotte (quelle puissance de moteur, quel carburant employé) et les habitudes des usagers (nombre d'heures d'utilisation du moteur par an). Ces éléments permettent d'estimer l'énergie consommée par type de carburant pour les diverses activités nautiques du plan d'eau.

Différents acteurs locaux ont été sollicités pour tenter de cerner au mieux ces paramètres. Lorsqu'aucune information n'a pu être obtenue, des scénarii réalistes ont été employés (deux scénarii pour les activités de plaisance et un seul pour les activités professionnelles). Le bilan de ces informations a été résumé dans le Tableau 23 pour les professionnels et dans le Tableau 24 pour les plaisanciers. Les calculs d'émissions ont été détaillés dans les tableaux suivants pour les deux scénarii de plaisance considérés : Tableau 28 et Tableau 29.

Les émissions associées aux activités professionnelles sont de 262 g (4 HAP Aarhus) ou de 1 634 g (8 HAP). Pour les activités de plaisance, les deux scénarii induisent des estimations équivalentes pour les 4 HAP « Aarhus » (environ 262 g pour le scénario 1 ou 275 g pour le scénario 2) et pour les 8 HAP réglementés (1 969 g pour le scénario 1 ou 2 066 g pour le scénario 2). De manière globale, les données liées aux usages permettent donc d'estimer les émissions annuelles de HAP à environ 500 g pour les 4 HAP « Aarhus » et à 3 650 g pour les 8 HAP réglementés en France. On constate par

ailleurs que comme précédemment, les émissions associées au secteur professionnel sont équivalentes à celles associées à la plaisance.

Usage		Carburant	Energie consommée (GJ)	BaP (g)	BbF (g)	BkF (g)	IP (g)	BP (g)	BaA (g)	DahA (g)	Fluo (g)	4 HAP (g)	8 HAP (g)
Professionnel	Ostréiculture	D (10%)	4 315	5	6	5	4	10	5	1	64	19	99
		SP (90%)	38 834	12	19	8	23	66	19	0,4	408	62	556
	Pêche	D (0%)											
SP (100%)		22 601	7	11	5	14	38	11	0,2	237	36	323	
Transport passagers	D (100%)	28 517	31	37	31	29	66	31	6	425	128	656	
	SP (0%)												
Sous-total Professionnel			94 267	55	73	48	70	180	67	7	1 134	246	1 634
Plaisance - scénario 1		D (15%)	21 797	24	28	24	22	50	24	4	325	98	501
		SP (85%)	102 555	31	51	21	62	174	51	1	1 077	164	1 468
Sous-total Plaisance			124 352	55	80	44	83	224	75	5	1 402	262	1 969
Total "Professionnels + Plaisance"			218 618	109	153	93	153	404	142	13	2 536	508	3 603

Tableau 28 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques – calcul basé sur les usages (scénario 1).

Usage		Diesel	Energie consommée (GJ)	BaP (g)	BbF (g)	BkF (g)	IP (g)	BP (g)	BaA (g)	DahA (g)	Fluo (g)	4 HAP (g)	8 HAP (g)
Professionnel	Ostréiculture	D (10%)	4 315	5	6	5	4	10	5	1	64	19	99
		SP (90%)	38 834	12	19	8	23	66	19	0,4	408	62	556
	Pêche	D (0%)											
SP (100%)		22 601	7	11	5	14	38	11	0,2	237	36	323	
Transport passagers	D (100%)	28 517	31	37	31	29	66	31	6	425	128	656	
	SP (0%)												
Sous-total Professionnel			94 267	55	73	48	70	180	67	7	1 134	246	1 634
Plaisance - scénario 2		D (15%)	22 876	25	30	25	23	53	25	5	341	103	526
		SP (85%)	107 633	32	54	22	65	183	54	1	1 130	172	1 540
Sous-total Plaisance			130 509	57	84	47	87	236	79	6	1 471	275	2 066
Total "Professionnels + Plaisance"			224 776	112	157	95	157	416	146	13	2 605	521	3 701

Tableau 29 : Emissions de HAP liées aux activités nautiques – calcul basé sur les usages (scénario 2).

De plus, les émissions calculées sur la base des usages des professionnels et des plaisanciers sont presque deux fois supérieures à celles calculées sur la base des consommations de carburants. **L'ordre de grandeur reste néanmoins le même** (centaines de grammes pour les 4 HAP « Aarhus » et quelques kilogrammes pour les 8 HAP réglementés en France).

Bien que cette méthode de calcul soit théoriquement idéale (puisque connectée aux usages réels), elle nécessite néanmoins un niveau élevé de connaissance concernant les pratiques nautiques. Par exemple, seules les activités principales du plan d'eau ont été considérées ici, mais certaines activités n'ont pas été investiguées (ex. : la location de véhicules nautiques motorisés par des plaisanciers, les « taxis » sur l'eau ou les activités administratives liées au dragage...).

Les estimations liées au secteur professionnel sont donc de fait sous-estimées par rapport à la réalité mais permettent d'accéder à un ordre de grandeur a priori fiable grâce aux informations fournies par les structures officielles gérant ces activités. Concernant les activités de plaisance, il est difficile d'affirmer si les résultats obtenus sont inférieurs ou supérieurs aux émissions réelles. En effet, certaines pratiques de plaisance n'ont pas pu être considérées dans les calculs (sous-estimation), mais à l'inverse les scénarii utilisés sont plutôt « extrêmes » (nombre élevé d'heures de navigation induisant une surestimation).

On met ainsi en évidence le besoin de mieux cadrer les activités nautiques du Bassin d'Arcachon : types de motorisation (2 temps ou 4 temps), consommation des moteurs, utilisation des moteurs (durée et vitesse), présence de dispositifs d'épuration etc...(Figure 70). Ces informations pourraient être obtenues par le biais de nouvelles enquêtes qui permettraient de cerner les pratiques en saison et hors saison estivale. Ce niveau de détail doit néanmoins s'accompagner d'une amélioration des connaissances concernant les émissions des différents types de moteurs.

Il s'avère que trop peu d'études en France s'y sont intéressées. Les seuls facteurs d'émissions dont nous disposons sont des grandeurs associées au carburant diesel ou essence. Si l'on souhaite améliorer la précision des calculs d'émissions associés au nautisme, il faut donc également améliorer nos connaissances concernant les émissions des différents types de moteurs (2 temps, 4 temps, moteur hors bords ou embarqué, étudier l'influence de la vitesse et de la puissance du moteur etc...). Certaines de ces informations techniques ont été produites dans le passé et sont mentionnées dans un inventaire réalisé par les Pays-Bas concernant les émissions liées aux activités nautiques récréatives (Netherlands National Water Board, 2008).

### 3.1.3.3. Conclusion

En conclusion, deux méthodes ont été employées pour estimer les émissions de HAP associées aux activités nautiques du Bassin d'Arcachon, aussi bien professionnelles que de plaisance. Que l'on se base sur les consommations de carburant ou sur les pratiques des usagers, les émissions annuelles de HAP liées au nautisme restent de l'ordre de quelques centaines de grammes pour les 4 HAP « Aarhus » et vont de 1,5 kg à 3,7 kg pour els 8 HAP réglementés en France dans l'atmosphère.

Bien que ces calculs nous aient permis d'établir un ordre de grandeur, ils ne permettent pas de donner une valeur précise et définitive. Il serait intéressant dans cet objectif (1) d'améliorer les connaissances des pratiques des usagers (nouvelles enquêtes), (2) de leur équipement (type de moteur et de bateau), (3) et des émissions réelles par type d'équipement. D'après le CITEPA, ce sont ces modalités techniques qui prévalent en effet sur les émissions de HAP par rapport au carburant en lui-même (diesel ou essence).

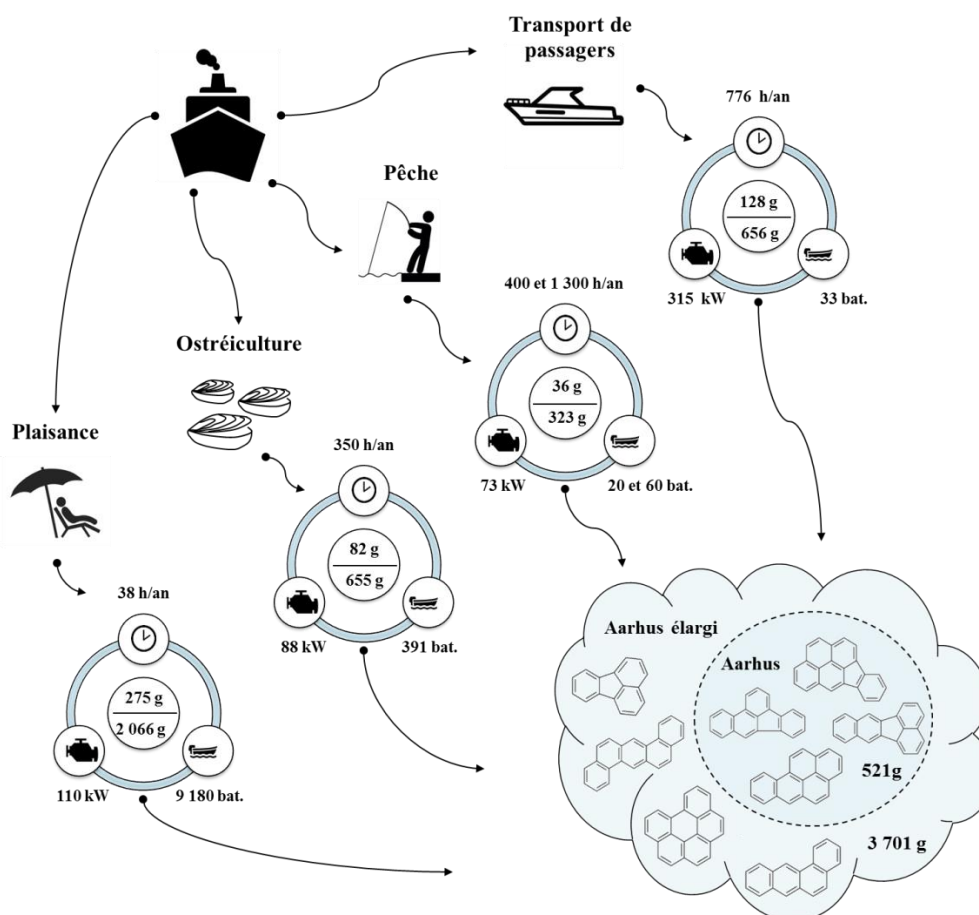


Figure 71 : Bilan des émissions de HAP liées aux activités nautiques et des usages sur le Bassin d'Arcachon.

Pour la plaisance, les données affichées sont celles du « scénario 2 » ; pour la pêche les doubles valeurs correspondent à la pêche à pied et à la pêche polyvalente ; les données du transport de passagers sont celles fournies par UBA ; les bulles indiquent les émissions par activité des 4 HAP Aarhus (en haut) et des 8 HAP Aarhus étendu (en bas).

## 3.2. Apports liés au transport routier

---

### 3.2.1. Généralités

---

Le Conseil Général de Gironde a produit différents documents en 2014 permettant d'appréhender les usages liés au transport en général dans le secteur Bassin d'Arcachon – Val de l'Eyre (Conseil Général de Gironde, 2014). On y apprend que l'utilisation de la voiture est massive dans ce secteur (70% des déplacements), voir supérieure au reste de la Gironde et que 40% des déplacements inférieurs à 5 km sont faits en voiture.

D'après le diagnostic initial du schéma de cohérence territoriale (Partie 3 – Chapitre 5) produit en décembre 2013, la distance parcourue en moyenne quotidiennement est de 43 km en lien avec le travail, les loisirs et la réalisation d'achats. Sur les 20 dernières années, les déplacements locaux ont augmenté en même temps que l'urbanisation et l'augmentation démographique du secteur. On notera par ailleurs presque 3 fois plus de poids lourds traversant les Pyrénées par rapport à 15 ans auparavant.

Les modalités permettant de calculer les émissions de HAP liées aux transports routiers sont détaillées dans la note méthodologique ci-dessous. De manière globale, les facteurs prépondérants sont : (1) le type de véhicule (léger, lourd, deux roues...) et donc le type de carburant, (2) le trajet moyen journalier annuel (TMJA) par tronçon de route et (3) la vitesse des véhicules considérés. Ces données sont intégrées à un modèle permettant d'estimer les quantités de HAP émises en se basant sur les facteurs d'émission correspondants.

Dans le cas du bassin d'Arcachon, des comptages permettant de réunir ces informations sont réalisés par le département de la Gironde<sup>57</sup> au niveau des routes départementales. Les données du trafic pour les autoroutes et les routes nationales sont communiquées au département par Autoroute du Sud de la France ® et par la Direction interdépartementale des routes du Sud-Ouest.

Bien que ce type de données soit accessible par tous sur le site du département, leur utilisation pour obtenir des données d'émissions nécessite l'emploi de modèles (COPERT<sup>58</sup> notamment) dont nous ne disposons pas. Les valeurs présentées ci-après ont donc été produites par AIRAQ<sup>59</sup>, l'association loi 1901 locale à laquelle le gouvernement a confié la surveillance de la qualité de l'air.

### 3.2.2. Méthodologie

---

L'outil de calcul employé est un logiciel nommé « Circul'air » (créé par l'ASPA<sup>60</sup>) dont le fonctionnement est basé sur l'utilisation du modèle d'émission COPERT et sur le « Guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions atmosphériques »<sup>61</sup>.

Les données d'entrée de ce logiciel se composent de (1) données trafic, (2) d'informations sur le réseau routier et (3) d'informations complémentaires telles que la météorologie moyenne, les caractéristiques des carburants, la répartition du parc de véhicule par norme Euro etc...

---

<sup>57</sup> [http://www.gironde.fr/jcms/c\\_16763/le-comptage-routier](http://www.gironde.fr/jcms/c_16763/le-comptage-routier)

<sup>58</sup> Computer Program to calculate Emission from Road Transport : développé par divers projets européens financés par l'Agence Européenne de l'Environnement et la Commission Européenne, ce modèle estime les émissions à l'échappement et par évaporation.

<sup>59</sup> Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine.

<sup>60</sup> Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air en Alsace.

<sup>61</sup> Guide réalisé par le Pôle national de Coordination des Inventaires Territoriaux (PCIT) et validé par le ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE).

Les données trafic se basent sur les comptages routiers mentionnés plus haut. Ils sont réalisés par les autorités organisatrices de transports et récoltés par la DREAL<sup>62</sup>. Ces informations sont ensuite traitées par le CEREMA<sup>63</sup> afin de disposer, sur chaque tronçon, d'éléments caractéristiques du trafic (trafic moyen journalier annuel, part de poids lourds, vitesse moyenne...). Les informations sur le réseau routier proviennent de la base de données TOPO © de l'IGN<sup>64</sup> et concernent les éléments caractéristiques de chaque tronçon tels que le type, le nombre et la largeur des voies ou la pente.

### 1) Estimation du trafic horaire

Le TMJA (1) et la répartition du trafic par type de véhicule (2) sont renseignés pour chaque axe routier. Cela permet de définir le trafic annuel pour chaque type de véhicule.

Pour chaque axe routier, on peut donc associer une série de profils temporels journaliers, hebdomadaires ou mensuels (3) permettant de déterminer un trafic horaire par type de véhicule et par axe (4).

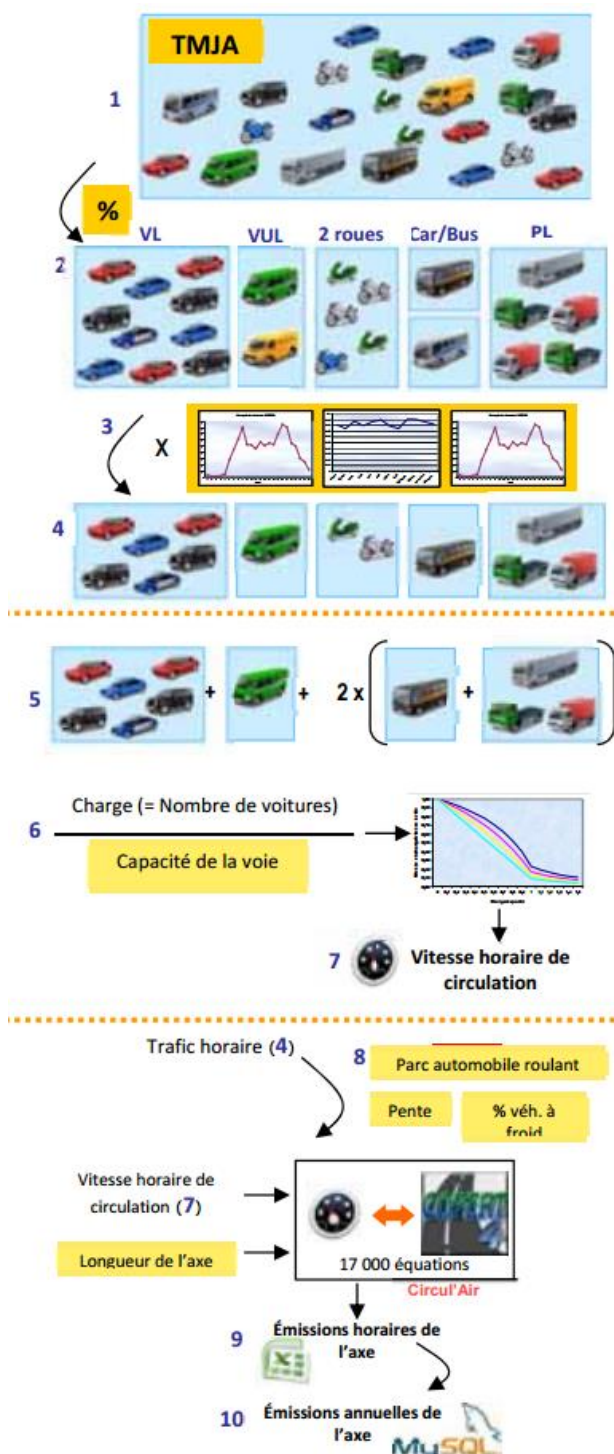
### 2) Estimation de la vitesse horaire du trafic

Les données précédentes, ainsi que la vitesse « à vide » et la congestion de l'axe permettent de déterminer la vitesse de circulation horaire (5 & 6). Cette étape permet d'obtenir un coefficient de charge de l'axe (6), qui est croisé avec des courbes théoriques pour déterminer une vitesse horaire (7).

### 3) Calcul des émissions annuelles

Le modèle COPERT fournit les équations pour le calcul des émissions de HAP en fonction du type de véhicule (carburant, cylindrée, norme Euro...). Le trafic horaire (4) est réparti à l'aide du parc automobile roulant (8) (modèle OPALE).

En fonction de la longueur de l'axe, les émissions horaires de chaque axe (9) sont ainsi déterminées et agrégées à l'échelle de l'année (10).



<sup>62</sup> Direction Régionale de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement.

<sup>63</sup> Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement.

<sup>64</sup> C'est une description vectorielle 3D (structurée en objets) des éléments du territoire et de ses infrastructures

### 3.2.3. Le cas du Bassin d'Arcachon

Comme précisé précédemment, une des données de base pour le fonctionnement du logiciel « Circul'air » provient du comptage routier. La Figure 72 est un extrait des cartes disponibles sur le site du département de la Gironde. Elle illustre les Trajets Moyens Journaliers Annuels (TMJA) pour les différents tronçons de route du secteur Bassin d'Arcachon, pour l'année 2015.

On observe que les routes permettant de faire le tour de la lagune sont les plus fréquentées avec de manière globale plus de 10 000 véhicules par jour. L'autoroute desservant le sud du bassin présente également un niveau important de fréquentation avec 25 710 véhicules par jour en moyenne, associés à 6,3% de poids lourds.

Le tableau ci-dessous reprend les résultats d'émissions atmosphériques rapportés par AIRAQ pour les années 2010 et 2012 au niveau des deux secteurs d'intérêt : celui du SIBA et celui du SYBARVAL. Les 4 HAP du protocole Aarhus sont le benzo(a)pyrène (BaP), le benzo(b)fluoranthène (BbF), le benzo(k)fluoranthène (BkF) et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP). Le benzo(g,h,i)pérylène (BP), le fluoranthène (Fluo), le dibenzo(a,h)anthracène (DahA) et le benzo(a)anthracène (BaA) sont suivis en plus par le gouvernement français en supplément, mais ne sont pas compris dans le protocole Aarhus.

Territoire	Année	BaP (kg)	BbF (kg)	BkF (kg)	IP (kg)	Aarhus (kg)	BP (kg)	Fluo (kg)	DahA (kg)	BaA (kg)
SIBA	2010	1,4	1,6	1,3	1,3	<b>5,6</b>	NC	NC	NC	NC
	2012	1,5	1,8	1,5	1,4	<b>6,2</b>	2,8	23,4	0,3	2,5
SYBARVAL	2010	2,7	3,6	3,1	2,6	<b>12</b>	NC	NC	NC	NC
	2012	3,2	4,3	3,7	3,0	<b>14,2</b>	6,0	50,8	0,7	5,4

**Tableau 30 : Emissions annuelles de HAP liées au transport routier calculées par AIRAQ.**

NC – Non Compilée, ces données n'ont pas été produites en 2010 ; BaP – benzo(a)pyrène ; BbF – benzo(b)fluoranthène ; BkF – benzo(k)fluoranthène ; IP – indéno(1,2,3-c,d)pyrène ; BP – benzo(g,h,i)pérylène ; Fluo – fluoranthène ; DahA – dibenzo(ah)anthracène ; BaA – benzo(a)anthracène.

Que l'on considère le territoire du SIBA ou celui du SYBARVAL, les émissions entre 2010 et 2012 présentent une certaine stabilité. Elles sont de 5,6 kg en 2010 et 6,2 kg en 2012 pour les 4 HAP Aarhus sur le territoire du SIBA ; elles sont de 12 kg en 2010 et 14,2 kg en 2012 pour le territoire du SYBARVAL.

Les résultats de l'année 2012 nous permettent de constater que le composé le plus émis est le fluoranthène (23,4 kg pour le SIBA et 50,8 kg pour le SYBARVAL) tandis que le moins émis est le dibenzo(a,h)anthracène (0,3 kg et 0,7 kg respectivement pour les deux zones). Les autres composés de masses intermédiaires sont émis dans des quantités comparables autour des 2 kg pour le SIBA et des 4 kg pour le SYBARVAL.

**En conclusion**, comme précisé précédemment, le territoire du Bassin d'Arcachon présente une assez forte dépendance à la voiture en lien avec les distances parcourues quotidiennement par exemple (43 km en moyenne). Il est donc difficile d'envisager une diminution des émissions de HAP dans un contexte de croissance démographique qui tend à augmenter simultanément le nombre de véhicules et de déplacements.

Des actions de sensibilisation peuvent néanmoins être envisagées pour continuer à soutenir des efforts déjà fournis localement : favoriser le covoiturage ou les modes de transports doux sur les petites distances inférieures à 5 km (vélo et marche à pieds). Il est également nécessaire de mettre en avant l'utilisation de moteurs fonctionnant à l'essence, plus écologiques par rapport aux émissions de HAP et de particules fines dont les effets cancérigènes ont par ailleurs été démontrés.





### 3.3. Apports liés aux secteurs résidentiels et tertiaires

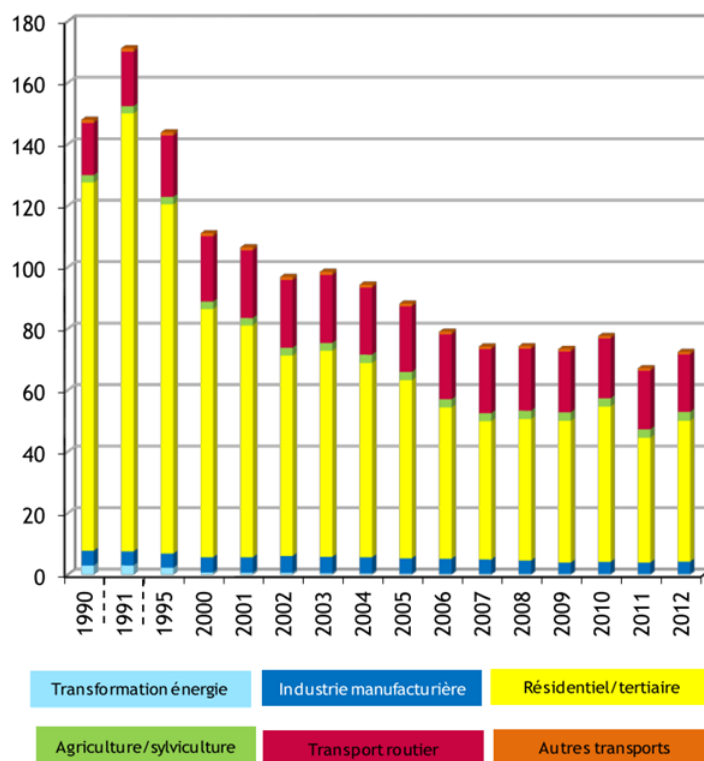
#### 3.3.1. Généralités

Le secteur résidentiel concerne ici les activités des particuliers ; le secteur tertiaire englobe de manière plus générale les activités liées aux secteurs « tertiaire, institutionnel et commercial » ; les installations concernées sont celles utilisées pour le chauffage, la production d'eau chaude sanitaire et les équipements ménagers.

Différentes sources d'énergie peuvent être utilisées pour la production de chaleur telles que le gaz naturel, le GPL, l'électricité, le fioul domestique ou encore le bois. Néanmoins, seules les installations produisant de la chaleur par combustion impliquent l'émission de HAP. La quantité de composés émise varie par ailleurs fortement en fonction du **combustible** utilisé, de sa qualité et de l'**équipement** employé (chaudière, poêle, insert, cheminée ouverte ou fermée, ancienneté de l'équipement etc...).

Le Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) a mis en évidence la **contribution majeure du secteur résidentiel / tertiaire dans les émissions nationales de HAP, en lien notamment avec l'utilisation de bois de chauffage**. Leur dernier inventaire des émissions atmosphériques (CITEPA, 2014b) indique pour l'année 2012 des contributions relatives de 74% et 17% aux émissions nationales de HAP pour les secteurs Résidentiel / Tertiaire et du Transport routier. **Ces secteurs sont donc responsables à eux seuls d'environ 91% des émissions de HAP en France (Figure 73).**

Ces proportions peuvent être ramenées à une quantité de HAP émise au niveau national estimée à **18,2 tonnes (13 tonnes issues du secteur résidentiel / tertiaire et 3,1 tonnes issues du secteur du transport routier)** pour les 4 composés du protocole Aarhus (benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1,2,3-c,d)pyrène) ; cela correspond néanmoins à la moitié des émissions inventoriées en 1990 (40,4 tonnes).



**Figure 73 : Historique des émissions françaises (en tonnes) des 8 HAP réglementés au niveau atmosphériques par secteur d'activité (source : CITEPA, 2014b).**

*NB : Les 8 HAP concernés sont le BaP, le BbF, le BkF, l'IP, le BaA, le DahA, le BP et le Fluo.*



### 3.3.2. Note sur le « bois – énergie »

---

L'utilisation du bois de chauffage, bien qu'intéressante sur le plan de l'énergie et des émissions de gaz à effet de serre, peut néanmoins poser problème concernant les émissions de certains polluants. Une note de synthèse réalisée par l'ADEME en 2009 (ADEME, 2009a), confirme le problème posé par l'utilisation de ce combustible en dehors du cadre d'installations à hautes performances environnementales. Sur la totalité du bois consommé en France, 81% sont employés dans le secteur domestique. Près de 75% des émissions de HAP issues de la combustion de ce bois proviennent par ailleurs d'appareils anciens ou de foyers ouverts dont la rentabilité énergétique est faible et les émissions polluantes élevées.

Le rôle du bois de chauffage « domestique » dans la contamination atmosphérique en HAP a également été mis en évidence lors d'une étude récente (Villenave, 2013) traitant des apports atmosphériques liés à ces composés au niveau du Bassin d'Arcachon (projet région Aquitaine OSQUAR<sup>65</sup>). Les concentrations mesurées dans l'atmosphère de différents sites (ruraux, urbains et péri-urbains) étaient systématiquement supérieures en hiver par rapport à l'été : par exemple près d'Arcachon, la somme des 32 HAP dosés atteignait 4,6 ng/m<sup>3</sup> en moyenne estivale (2011) contre 16,2 ng/m<sup>3</sup> en hiver (2012). Il est précisé que **l'utilisation du bois de chauffage en période hivernale explique ces observations** et que la chimie atmosphérique durant cette période de l'année ne favorise pas la dégradation des HAP contrairement à ce qui s'observe en été (photochimie et oxydation).

Les émissions de HAP associées à la combustion de bois dans le secteur domestique comme industriel ont par ailleurs fait l'objet de nombreuses études en France comme ailleurs. Ces travaux mettent globalement en évidence une **incertitude forte liée à l'estimation de ces émissions**. La formation des HAP suite aux processus de combustion (HAP pyrolytiques) répond en effet à un déterminisme complexe, dépendant à la fois de **la nature du combustible** (rôle de l'essence de bois, de son taux d'humidité, de sa qualité) mais aussi de **l'équipement employé** pour la réaction de combustion (poêle, insert, cheminée fermée ou ouverte, âge de l'installation etc...).

D'après le dernier inventaire des émissions atmosphériques en Aquitaine réalisé par AIRAQ<sup>66</sup> (AIRAQ, 2012) ces incertitudes concernant les HAP peuvent s'élever à 50 – 75% (chiffres issus à l'origine de l'inventaire CITEPA de 2014). De manière globale, les estimations sont basées sur le lien entre « une quantité d'énergie consommée » (ex. chauffage domestique) et le facteur d'émission (FE) associé à cette activité (ex. : quantité de HAP émise par unité d'énergie consommée par l'activité). L'incertitude de l'estimation est donc tributaire du niveau de précision atteint au niveau des facteurs d'émissions (exhaustivité de la littérature scientifique) mais également de l'exactitude avec laquelle la consommation d'énergie a été évaluée. Dans la mesure où certaines pratiques ne peuvent être cadrées de manière absolue (ex. pratiques de chauffage domestique), des enquêtes et des estimations peuvent être employées, ce qui contribue également au fort taux d'incertitude lié à ces estimations.

Le Tableau 31 rend compte de la variabilité des FE en fonction des installations considérées, ce qui met en évidence **l'importance de l'estimation du « parc d'équipement énergétique » des résidents**. A noter que ces valeurs sont également reprises par le rapport national concernant « l'organisation et les méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France (OMINEA) – onzième édition » (CITEPA, 2014a) pour la caractérisation des émissions liées à la combustion de bois dans le secteur résidentiel.

---

<sup>65</sup> OSQUAR : OStréiculture et QUalité du milieu : approche intégrée du bassin d'Arcachon.

<sup>66</sup> AIRAQ : Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'AIR en Aquitaine.

Facteurs d'émission	Chaudière			Poêles			Cuisinières			Inserts			Foyers ouverts
	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	
8 HAP (mg/GJ)	55	22	11	602	224	120	602	224	120	224	83	45	284
4 HAP (mg/GJ)	16	6	3	174	65	35	174	65	35	65	24	13	82
BaP (mg/GJ)	4,7	1,9	0,9	51,3	19,1	10,3	51,3	19,1	10,3	19,1	7,1	3,8	24,2
BbF (mg/GJ)	5,3	2,1	1,1	57,5	21,3	11,5	57,5	21,3	11,5	21,4	7,9	4,3	27,1
BkF (mg/GJ)	3,2	1,3	0,6	35,2	13,1	7	35,2	13,1	7	13,1	4,9	2,6	16,6
IP (mg/GJ)	2,7	1,1	0,5	29,9	11,1	6	29,9	11,1	6	11,1	4,1	2,2	14,1
BP (mg/GJ)	1,4	0,6	0,3	15,2	5,6	3	15,2	5,6	3	5,6	2,1	1,1	7,2
BaA (mg/GJ)	7,5	3	1,5	82,1	30,5	16,4	82,1	30,5	16,4	30,5	11,3	6,1	38,7
DahA (mg/GJ)	0,4	0,2	0,1	4,7	1,8	0,9	4,7	1,8	0,9	1,8	0,7	0,4	2,2
Fluo (mg/GJ)	29,8	11,9	6	326,1	121,1	65,2	326,1	121,1	65,2	121,3	45,1	24,3	153,9

**Tableau 31 : Facteurs d'émissions des HAP en fonction de l'équipement domestique employé (source : ADEME, 2009b)**

*NB : 1 MWh = 1 Méga Watt heure = 3 600 GJ = 3 600 Giga Joules.*

Il est important de garder à l'esprit lorsque l'on s'intéresse aux HAP, que les émissions peuvent grandement varier en fonction des composés considérés. La réglementation fait état des 4 HAP du protocole « Aarhus » sur les polluants organiques persistants de 1998 (Benzo(a)pyrène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Indéno(1,2,3-c,d)pyrène), auxquels la France a ajouté 4 autres composés suite à l'arrêté du 2 février 1998 (Fluoranthène, Benzo(a)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène, Dibenz(a,h)anthracène). L'Agence gouvernementale américaine de protection de l'environnement (US-EPA) en revanche considère 16 HAP prioritaires.

Les composés choisis dans le cadre de cette étude font donc écho à la réglementation et aux différents inventaires réalisés par les instances officielles françaises : les 8 HAP (« Aarhus étendu ») seront considérés ici ainsi que les 4 composés du protocole « Aarhus ». Cette liste n'est donc pas exhaustive et ne peut présumer des quantités réelles de HAP totaux ou de la toxicité de cette famille de composés sur l'environnement.

Le Tableau 32 présente une compilation de données réalisée par le CITEPA en 2003 en se basant sur la littérature et sur des études réalisées par l'INERIS. Les facteurs d'émissions pour les 8 HAP indiqués correspondent bien aux valeurs indiquées dans le Tableau 31 pour les équipements anciens datant d'avant 1996. De manière logique, le nombre de HAP considérés influence grandement les facteurs d'émissions.

On peut par ailleurs constater que les poêles et cuisinières sont responsables des émissions les plus sévères dans le cas d'installations antérieures à 1996. A l'inverse, des installations récentes et performantes induisent des émissions faibles en comparaisons des cheminées ouvertes traditionnelles (Tableau 31).

Type de foyer	8 HAP		16 HAP	
	mg/kg	mg/GJ	mg/kg	mg/GJ
<b>Foyers fermés et inserts</b>	4,08	224	76,8	4 220
<b>Cheminées</b>	5,16	284	81,1	4 456
<b>Poêles et cuisinières</b>	10,96	602	204,6	11 242
<b>Chaudières</b>	1	55	20	1 099

**Tableau 32 : Variation des facteurs d'émissions en fonction du nombre de HAP considérés et de la nature de l'équipement employé (source : CITEPA, 2003).**

*Les 8 HAP correspondent à ceux cités plus haut et les 16 HAP correspondent à la somme des HAP de l'US-EPA. Les FE pour les 8 HAP « Aarhus étendu » en mg/GJ correspondent aux FE d'installation antérieure à 1996 comme l'indique le Tableau 31.*

### 3.3.3.Méthodologie

---

La méthodologie employée dans le cadre de cette étude se base sur celle que les organismes officiels utilisent pour leurs inventaires d'émissions atmosphériques ((CITEPA, 2014a)). Elle implique donc de **connaître au préalable l'énergie consommée au niveau des communes du Bassin d'Arcachon** (approche « bottom-up ») suite à l'utilisation des différents combustibles domestiques potentiellement à l'origine d'émissions de HAP (gaz naturel, fioul domestique, GPL, bois). Ce type d'information peut être obtenu grâce à l'ORECCA<sup>67</sup>, la CEBATRAMA<sup>68</sup>, l'INSEE<sup>69</sup>, le CEREN<sup>70</sup> ou l'ALEC<sup>71</sup> ; ces institutions sont impliquées dans l'estimation des consommations énergétiques des foyers, dans l'urbanisme, et dans l'énergétique au sens large (ex. chauffage au gaz, au fioul ou au bois).

Les données annuelles de consommation énergétique employées ici proviennent de l'ALEC et résultent d'un traitement d'informations qui leur ont été fournies par les structures citées précédemment. L'utilisation de ces valeurs est par ailleurs cohérent avec la démarche de transition énergétique déjà entamée localement puisque l'ALEC a réalisé le bilan énergétique du territoire du SYBARVAL (le Schéma de Cohérence Territoriale).

Ces valeurs, exprimées en MWh ont été converties en GJ (multiplication par 3,6) et ont permis le calcul d'émissions de HAP (en mg) grâce à l'emploi de facteurs d'émissions (mg de HAP/GJ) issus du guide OMINEA cité précédemment (CITEPA, 2014a) et d'une rapport de l'ADEME (ADEME, 2009b). Cette procédure permet donc dans une certaine mesure de comparer les résultats obtenus avec les émissions « officielles » réalisées par le CITEPA ou AIRAQ.

La formule employée au final est similaire à celle décrite dans la section « 3.1. Apports liés à l'activité nautique » :

$$HAP (mg) = FE (mg.GJ^{-1}) \times E (GJ)$$

*Avec : HAP (mg), la quantité émise d'un composé en un an exprimée en milligrammes ; FE, le facteur d'émission de ce composé exprimé en milligrammes par gigajoule consommé ; E, l'énergie consommée par l'activité d'intérêt en un an exprimée en gigajoules.*

Le Tableau 33 résume les FE employés dans le cadre de cette étude pour le secteur résidentiel et tertiaire. Comme spécifié précédemment, ces chiffres proviennent d'un document intitulé « Evaluation prospective 2020 - 2050 de la contribution du secteur biomasse énergie aux émissions nationales de polluants atmosphériques – Synthèse » (ADEME, 2009b) et sont **déclinés en fonction de l'équipement employé pour la combustion** (chaudière, poêle, cuisinière, insert ou foyer ouvert). Les valeurs des FE pour chaque catégorie d'équipement varient également avec **l'âge de l'installation (avant ou après 1996)**, et la « **performance énergétique** ». Dans la mesure où le ce critère n'est pas détaillé dans le rapport, on considèrera ici que les appareils performants sont ceux possédant le label « Flamme Verte ».

Dans un souci de précision, et au regard de la forte variabilité des FE en fonction de la nature des installations utilisées, **la structure du parc d'équipement a été estimée grâce à une enquête ménage réalisée par le groupe BVA®**. Ces pourcentages ont été obtenus grâce à des sondages téléphoniques sur 500 utilisateurs de chauffage au bois réalisés fin 2016. **Les proportions sont**

---

<sup>67</sup> Observatoire Régional Énergie Changement Climatique Air d'Aquitaine : depuis octobre 2011 avec le soutien de l'ADEME, du conseil régional d'Aquitaine et de la DREAL Aquitaine. L'animation est gérée par AIRAQ.

<sup>68</sup> Cellule Économique du Bâtiment des Travaux Publics et des Matériaux de Construction d'Aquitaine.

<sup>69</sup> Institut National de la Statistiques et des Etudes Économiques.

<sup>70</sup> Centre d'Etudes et de Recherches économiques sur l'Énergie.

<sup>71</sup> Agence Locale de l'Énergie et du Climat.

indiquées dans le Tableau 33 et ont permis pour chaque équipement de calculer la part d'énergie totale consommée par l'équipement en question.

La somme totale n'atteint néanmoins que 97% car certaines personnes sondées n'ont pas répondues. Il est intéressant de constater ici que les inserts et les poêles représentent 75% des équipements employés par les habitants, avec des proportions non négligeables d'inserts très anciens (10% installés avant 1996). Les foyers ouverts, peu rentables énergétiquement, représentent également une part importante des équipements avec 19% du parc global.

Les pourcentages mentionnés ici ne s'appliquent néanmoins qu'au secteur résidentiel. Les émissions de HAP associées à l'utilisation de bois par le secteur tertiaire ont été estimées en suivant les directives du guide OMINEA (CITEPA, 2014a) et se réfèrent donc à un unique facteur d'émission « général » pour la ressource « bois énergie ». Ce FE est plus faible que ceux employés pour les émissions résidentielles mais reste supérieurs à ceux associés aux autres combustibles. On notera par ailleurs, que le FE « fuel domestique » concerne la combustion de fuel dans des chaudières et que les FE du GPL sont identiques à ceux du gaz naturel.

Facteurs d'émission	Bois													Fuel	GPL / GN	
	Chaudière			Poêles			Cuisinières			Inserts			Foyers ouverts			Général
	< 1996	> 1996	Perf.	< 1996	> 1996	Perf.	< 1996	> 1996	Perf.	< 1996	> 1996	Perf.				
8 HAP (mg/GJ)	55	22	11	602	224	120	602	224	120	224	83	45	284	2	0,06	0,003
4 HAP (mg/GJ)	16	6	3	174	65	35	174	65	35	65	24	13	82	8	0,22	0,006
BaP (mg/GJ)	4,7	1,9	0,9	51,3	19,1	10,3	51,3	19,1	10,3	19,1	7,1	3,8	24,2	0,5	0,0155	0,0006
BbF (mg/GJ)	5,3	2,1	1,1	57,5	21,3	11,5	57,5	21,3	11,5	21,4	7,9	4,3	27,1	1,1	0,0125	0,0008
BkF (mg/GJ)	3,2	1,3	0,6	35,2	13,1	7	35,2	13,1	7	13,1	4,9	2,6	16,6	0,3	0,0147	0,0008
IP (mg/GJ)	2,7	1,1	0,5	29,9	11,1	6	29,9	11,1	6	11,1	4,1	2,2	14,1	0,5	0,0196	0,0008
BP (mg/GJ)	1,4	0,6	0,3	15,2	5,6	3	15,2	5,6	3	5,6	2,1	1,1	7,2	2,1	0,0207	0,0006
BaA (mg/GJ)	7,5	3	1,5	82,1	30,5	16,4	82,1	30,5	16,4	30,5	11,3	6,1	38,7	0,2	0,0311	0,0008
DahA (mg/GJ)	0,4	0,2	0,1	4,7	1,8	0,9	4,7	1,8	0,9	1,8	0,7	0,4	2,2	0,2	0,0155	0,0006
Fluo (mg/GJ)	29,8	11,9	6	326,1	121,1	65,2	326,1	121,1	65,2	121,3	45,1	24,3	153,9	3,1	0,0878	0,0013
Structure parc équipement (%)	1	0,3	0,3	1	14	17	0,4	0,4	0,3	10	20	13	19			

Tableau 33 : Facteurs d'émission employés dans le cadre de l'estimation des émissions de HAP du secteur résidentiel / tertiaire.

En gris sont représentés les FE des composés du protocole Aarhus dont les sommes sont indiquées sur la ligne « 4 HAP ». La ligne 8 HAP correspond aux sommes des FE des 8 composés « Aarhus étendu ». Les pourcentages représentent la proportion de chaque équipement dans le secteur résidentiel en 2016 (enquête BVA financée par le SIBA sur le secteur Bassin d'Arcachon – Val de l'Eyre). Les FE bois « Général » ont été employés pour le secteur tertiaire. Fuel : fuel domestique ; GPL : Gaz de Pétrole Liquéfié ; GN : Gaz Naturel ; Structure parc équipement (%) indique les proportions de chaque catégorie d'équipement chez les particuliers sondés du Bassin d'Arcachon.

### 3.3.4. Le cas du Bassin d'Arcachon

#### 3.3.4.1. Situation générale

La Figure 74 résume les résultats obtenus en se basant sur les données de consommation d'énergie de 2010 et 2012 estimées par l'ALEC, et illustre au travers de 4 tableaux la forte variabilité des émissions de HAP en fonction : (1) du territoire considéré, (2) de la liste de composés choisie et (3) du combustible considéré.

Le secteur du Bassin d'Arcachon peut en effet être découpé de différentes façons si l'on considère ou non le Val de l'Eyre et certaines communes proches de la lagune. Bien que non connectées directement au littoral, ces agglomérations sont néanmoins assez proches pour que les émissions atmosphériques dont elles sont responsables affectent la qualité du milieu. On peut donc distinguer d'une part le territoire total du SYBARVAL<sup>72</sup> comprenant à la fois la COBAS<sup>73</sup>, la COBAN<sup>74</sup>, et le

<sup>72</sup> Il s'agit du syndicat mixte mis en place pour la réalisation du schéma de cohérence territoriale du Bassin d'Arcachon et du Val de l'Eyre.

Val de l'Eyre<sup>75</sup>, et d'autres parts le **territoire restreint du SIBA** comme le définit AIRAQ, ne comprenant que les communes attenantes à la lagune (Lège Cap-Ferret, Arès, Andernos-les-Bains, Lanton, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste de Buch, Arcachon).

Ce découpage fait écho à des définitions officielles mais les apports de HAP par voie atmosphériques peuvent bien sûr être issus partiellement de zones géographiques bien plus éloignées en fonction de divers facteurs climatiques (ex. Bordeaux Métropole).

<b>A/ Emissions (g) - Somme 4 HAP - Secteur résidentiel</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	8,5	0,2	4,6	41 603	<b>41 617</b>
	2012	7,8	0,1	3,9	38 231	<b>38 243</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	11,0	0,3	5,2	57 238	<b>57 254</b>
	2012	10,1	0,2	4,5	52 598	<b>52 613</b>

<b>B/ Emissions (g) - Somme 4 HAP - Secteur tertiaire</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	3,6	0,1	1,1	7	<b>11</b>
	2012	3,3	0,1	1,0	38	<b>42</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	4,7	0,1	1,3	7	<b>13</b>
	2012	4,3	0,1	1,2	38	<b>43</b>

<b>C/ Emissions (g) - Somme 8 HAP - Secteur résidentiel</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	29,7	0,3	9,6	144 046	<b>144 085</b>
	2012	27,3	0,3	8,2	132 369	<b>132 405</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	38,4	0,5	10,9	198 178	<b>198 228</b>
	2012	35,3	0,5	9,5	182 113	<b>182 159</b>

<b>D/ Emissions (g) - Somme 8 HAP - Secteur tertiaire</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	12,7	0,1	2,4	22	<b>37</b>
	2012	11,7	0,1	2,2	126	<b>140</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	16,5	0,2	2,8	22	<b>42</b>
	2012	15,1	0,2	2,6	126	<b>144</b>

**Figure 74 : Estimations des émissions annuelles de HAP liées aux secteurs résidentiels et tertiaires (2010 et 2012).**

*Le territoire du SYBARVAL comprend les communautés de communes de la COBAS, de la COBAN et du Val de l'Eyre. Le territoire du SIBA ne comprend pas le Val de l'Eyre, Marcheprime et Mios.*

<sup>73</sup> COBAS : Communauté d'Agglomérations du Bassin d'Arcachon Sud (Arcachon, La teste de Buch, Gujan-Mestras, Le Teich).

<sup>74</sup> COBAN : Communauté d'Agglomérations du Bassin d'Arcachon Nord (Lège Cap-Ferret, Arès, Andernos, Audenge, Lanton, Biganos, Mios, Marcheprime)

<sup>75</sup> Communauté de communes regroupant les agglomérations de Salles, Le Barp, Lugos, Saint Magne, Belin-Beliet.

La Figure 74 – Tableau A/ indique que le territoire étendu du SYBARVAL est associé à des émissions atmosphériques allant de 52,6 kg (2012) à 57,3 kg (2010) si l'on considère uniquement les 4 HAP du protocole Aarhus et qu'on considère le secteur résidentiel seul (le secteur tertiaire émet de manière négligeable en comparaison). Si l'on étend la liste de composés aux 8 HAP (Figure 74 – Tableau C/) considérés en France, ces valeurs s'élèvent à 182,2 kg (2012) et 198,2 kg (2010), ce qui représente presque 3,5 fois la quantité de polluants émise en ne considérant que les 4 HAP Aarhus.

Les valeurs obtenues pour le territoire restreint du SIBA sont plus faibles, avec un maximum de 41,6 kg émis en 2010 pour les 4 composés Aarhus et 144,1 pour les 8 HAP réglementés en France la même année (3,5 fois plus). On peut par ailleurs comparer de façon intéressante les émissions calculées pour ce secteur et ces composés en 2012 (38,2 kg) avec l'estimation faite par AIRAQ lors de son dernier inventaire (2012) pour les mêmes composés et le même secteur : 23,5 kg. Bien qu'étant du même ordre de grandeur, un écart est observable et peut s'expliquer par : (1) les incertitudes importantes mentionnées précédemment ; (2) le fait que les facteurs d'émission employés tiennent compte de l'ancienneté du parc d'équipement ou de la présence d'installations à haute performance environnementales ; (3) les variations entre les données de consommation énergétique par combustible utilisées ici et celles utilisées par AIRAQ dans son estimation.

Il est intéressant de constater que peu importe le secteur considéré (résidentiel ou tertiaire), l'année, la zone géographique ou le nombre de composés considéré, le bois représente systématiquement la source majoritaire de HAP. Cette observation est cohérente avec les informations fournies par le site du CITEPA qui a déjà identifié le bois comme un des combustibles responsables des émissions de HAP les plus importantes. Cela souligne **l'importance pour les territoires d'accompagner la transition énergétique en favorisant la modernisation du parc d'équipement des particuliers parfois vieillissant**. Comme déjà mis en avant par des organismes spécialisés tels que l'ADEME, le bois doit être valorisé et mis en avant en tant qu'énergie renouvelable dans le contexte de réchauffement climatique actuel, mais doit également être exploité dans des conditions optimales limitant l'émission de polluants et favorisant la performance énergétique.

#### 3.3.4.2. Effet d'une modernisation du parc d'équipement

**Une estimation similaire peut-être réalisée en considérant la modernisation partielle des équipements de chauffage résidentiel.** Dans l'hypothèse où les appareils non « performants sur le plan énergétique » étaient modernisés (changement pour un appareil Flamme Verte par exemple), les émissions présentées Figure 74 peuvent être re-calculées en considérant les FE « performants » du Tableau 31. Les foyers ouverts sont conservés dans ce scénario. **Cette « modernisation » concerne donc les équipements consommant 78% de l'énergie consommée par la combustion du bois dans le secteur résidentiel (chaudière, poêle, cuisinière, insert - Tableau 33).**

Les FE employés précédemment correspondaient à la répartition réelle des appareils de chauffage au bois. Dans cette simulation on ne considère donc plus que : les foyers ouverts (19%) et des appareils performants énergétiquement. La Figure 75 présente ces résultats et indique que les émissions pour les 4 HAP Aarhus liées au bois au niveau du territoire du SIBA sont de 26 747 g de HAP en 2012 et de 29 106 g de HAP pour 2010. Pour le territoire du SYBARVAL, ces émissions sont de 36 798 g pour 2012 et 40 044 g pour 2010. ce qui souligne l'importance d'une installation moderne et performante d'un point de vue énergétique comme écologique. **Ces résultats sont 30% inférieurs à ceux calculés en se basant sur la structure réelle du parc d'équipement des habitants du secteur** (Figure 77, barre orange « Parc performant avec cheminées »).

Une simulation similaire a également été réalisée en considérant une modernisation totale du parc d'équipements de chauffage au bois (Figure 76). Dans ce scénario, tous les équipements sont

considérés comme « performants énergétiquement » et les cheminées sont hypothétiquement remplacées par des insert performants énergétiquement. Les résultats de cette simulation indiquent des émissions pour les 4 HAP Aarhus liées à la combustion de bois et pour le territoire du SIBA allant de 16 007 g en 2012 à 17 419 g en 2010. Pour le territoire du SYBARVAL, ces valeurs vont de 22 023 g en 2012 à 23 966 g en 2010. **Ces données sont 58% inférieures à celles associées à la structure réelle du parc d'équipement** (Figure 77, barre jaune « Parc performant sans cheminées »).

<b>Emissions (g) - Somme 4 HAP - Secteur résidentiel - "Chauffage au bois performant avec cheminées"</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	8,5	0,2	4,6	29 106	<b>29 119</b>
	2012	7,8	0,1	3,9	26 747	<b>26 759</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	11,0	0,3	5,2	40 044	<b>40 061</b>
	2012	10,1	0,2	4,5	36 798	<b>36 813</b>

<b>Emissions (g) - Somme 8 HAP - Secteur résidentiel - "Chauffage au bois performant avec cheminées"</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	29,7	0,3	9,6	100 791	<b>100 831</b>
	2012	27,3	0,3	8,2	92 621	<b>92 657</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	38,4	0,5	10,9	138 669	<b>138 718</b>
	2012	35,3	0,5	9,5	127 428	<b>127 473</b>

**Figure 75 : Estimations des émissions annuelles de HAP liées au secteur résidentiel (2010 et 2012) après une modernisation partielle du parc d'équipement de chauffage au bois chez les particuliers.**

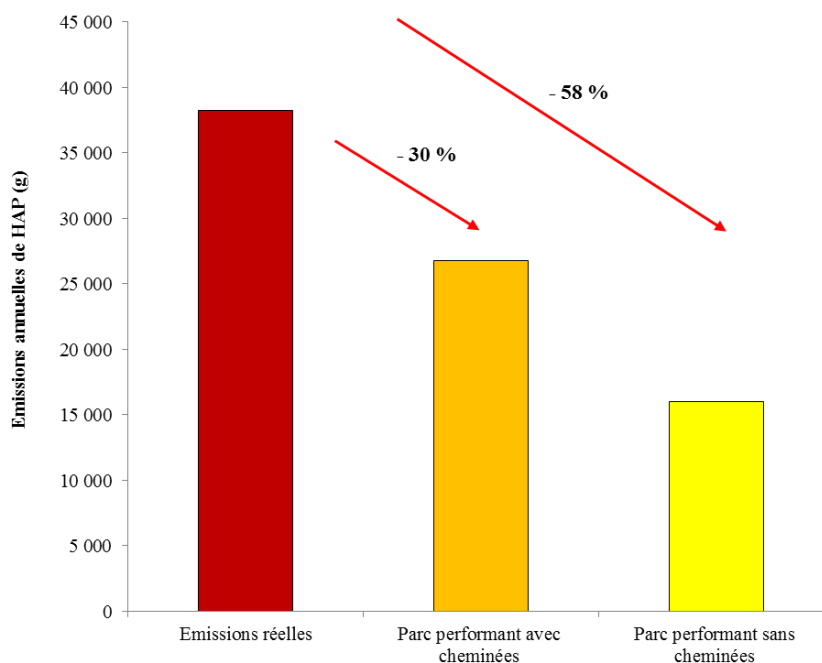
*Le territoire du SYBARVAL comprend les communautés de communes de la COBAS, de la COBAN et du Val de l'Eyre. Le territoire du SIBA ne comprend pas le Val de l'Eyre, Marcheprime et Mios.*

<b>Emissions (g) - Somme 4 HAP - Secteur résidentiel - "Chauffage au bois performant sans cheminées"</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	8,5	0,2	4,6	17 419	<b>17 433</b>
	2012	7,8	0,1	3,9	16 007	<b>16 019</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	11,0	0,3	5,2	23 966	<b>23 982</b>
	2012	10,1	0,2	4,5	22 023	<b>22 038</b>

<b>Emissions (g) - Somme 8 HAP - Secteur résidentiel - "Chauffage au bois performant sans cheminées"</b>						
<b>Territoire</b>	<b>Année</b>	<b>Fioul</b>	<b>GPL</b>	<b>Gaz naturel</b>	<b>Bois</b>	<b>Total</b>
<b>SIBA</b>	2010	29,7	0,3	9,6	60 336	<b>60 375</b>
	2012	27,3	0,3	8,2	55 445	<b>55 481</b>
<b>SYBARVAL</b>	2010	38,4	0,5	10,9	83 010	<b>83 060</b>
	2012	35,3	0,5	9,5	76 281	<b>76 326</b>

**Figure 76 : Estimations des émissions annuelles de HAP liées au secteur résidentiel (2010 et 2012) après une modernisation totale du parc d'équipement de chauffage au bois chez les particuliers.**

*Le territoire du SYBARVAL comprend les communautés de communes de la COBAS, de la COBAN et du Val de l'Eyre. Le territoire du SIBA ne comprend pas le Val de l'Eyre, Marcheprime et Mios.*



**Figure 77 : Diminution des émissions de HAP avec la modernisation du parc d'équipement de chauffage au bois résidentiel.**

*La simulation a été réalisée pour toutes les situations mais n'est représentée ici que pour les 4 HAP Aarhus issus de la combustion de bois seule sur le territoire administratif du SIBA en 2012. Les pourcentages de diminution sont les mêmes peu importe le scénario considéré (SIBA ou SYBARVAL, 2010 ou 2012).*

Ces résultats démontrent **l'intérêt d'une modernisation du parc d'équipement chez les particuliers**. Il est donc nécessaire de continuer à sensibiliser le grand public face aux problématiques liées au chauffage au bois. AIRAQ fournit de nombreuses recommandations en ce sens (AIRAQ, 2008) et l'ADEME permet notamment de budgétiser ce type d'opération en fournissant des données très techniques sur ces aspects (ADEME, 2015).

Il est important de communiquer largement sur ces thématiques puisque le chauffage au bois est une ressource fortement valorisée dans le contexte de transition énergétique<sup>76</sup>. L'enjeu dans cette démarche de sensibilisation est multiple :

- Il faut d'une part faciliter le « passage au bois » pour les personnes non équipées et volontaires (possibilité d'utilisation du bois en chauffage de complément par exemple) mais encore mal informées sur le sujet (définir les contraintes, préciser l'économie potentielle par rapport à de l'électrique, rappeler les aides financières disponibles...).
- Il est nécessaire d'autre part d'inciter les personnes équipées depuis longtemps à moderniser leur installation (mise en avant des meilleures performances énergétiques, de l'amélioration de la qualité de l'air dans la maison par exemple et des aides financières disponibles).
- Enfin, l'argument financier étant souvent important dans ce type de démarche, il est important d'informer le grand public des actions non coûteuses permettant de diminuer leurs émissions (guide de bonnes pratiques, stockage du bois au sec, allumage du feu « par le haut », entretien régulier des conduits de fumée...).

<sup>76</sup> Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (1) parue dans le journal officiel de la république française n°0189 du 18 août 2015 page 14 263 (texte n°1). Voir : <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/2015/8/17/DEVX1413992L/jo/texte> (vérifié le 30 janvier 2017).



### 3.3.4.3. Conclusion

Globalement, on s'aperçoit que plus le territoire considéré est grand, plus les émissions sont logiquement importantes. Il en va de même pour la quantité de composés considérés. **La majorité des émissions sont par ailleurs issues du secteur résidentiel via l'utilisation de bois (plus de 99%)**, ce qui fait écho aux tendances nationales identifiées par le CITEPA (CITEPA, 2014b) et aux informations livrées dans la « mini-synthèse n°48 » de AIRAQ (AIRAQ, 2008). Les apports liés au secteur tertiaire sont presque négligeables en comparaison, mais sont dominées par des émissions associées à l'utilisation de fioul domestique.

La démarche employée ici a permis **d'estimer les émissions de HAP liées aux secteurs résidentiels et tertiaires à plusieurs dizaines de kg par an pour les années 2010 et 2012**. Ces émissions peuvent néanmoins très largement varier en fonction des composés considérés et de la zone étudiée (de environ 40 kg min environ à 200 kg max). Ces valeurs représentent moins de 1% des émissions nationales calculées par le CITEPA en 2010 (15 tonnes) pour ces mêmes secteurs **en considérant les 4 HAP du protocole Aarhus**. Il est intéressant de noter parallèlement que la proportion d'habitants dans la zone SIBA / SYBARVAL correspond également à moins de 1% de la population totale française.

On montre également ici qu'**une modernisation du parc d'équipement permettrait de diminuer de plus de 50% les émissions de HAP liées à la combustion de bois dans le secteur résidentiel**. Bien qu'aucun élément dans le cadre de cette étude ne permette de déterminer la proportion de ces émissions susceptible de se redéposer sur le plan d'eau, il semble néanmoins clair que le chauffage résidentiel au bois est à l'origine d'émissions atmosphériques non négligeables.

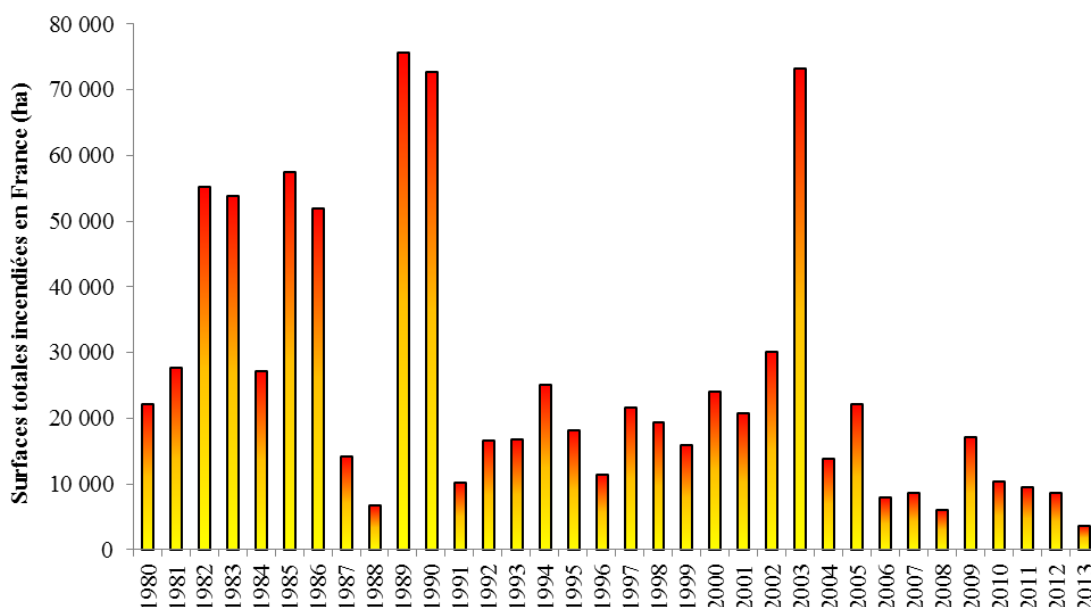
Il est donc nécessaire de soutenir les démarches entamées par l'ADEME ou AIRAQ, en **informant et en sensibilisant le grand public**. De telles actions ont d'ores et déjà été initiées à l'échelle du territoire du Bassin d'Arcachon avec le concours du SIBA : (1) réalisation de l'**enquête « Chauffage au bois » fin 2016** dont le questionnaire portait également sur le niveau d'information et de sensibilisation des enquêtés vis-à-vis de la problématique ; (2) réalisation d'un « **Quizz / Simulateur** » **en ligne** permettant aux internautes de tester leurs connaissances sur le sujet et de simuler les émissions de HAP dans leur domicile ou en lien avec l'utilisation de leur véhicule (<https://www.siba-bassin-arcachon.fr/eau-en-partage/>).

### 3.4. Apports liés aux feux de forêt

#### 3.4.1. Généralités

Les feux de forêts, d'origine naturelle ou causés par l'action de l'homme sont le sujet d'une surveillance majeure à différentes échelles. Au niveau européen, le « Système d'Informations sur les Feux de Forêts en Europe » (SIFFE ou EFFIS en anglais pour « European Forest Fire Information System ») permet notamment à des fins de surveillance d'obtenir des chroniques de données par pays concernant les surfaces incendiées totales et le nombre de feux déclarés chaque année. La Figure 78 ci-dessous permet notamment d'observer la forte variabilité de ces événements, dont l'intensité de propagation dépend étroitement des conditions climatiques lors de la déclaration de l'incendie.

On observe notamment une tendance à la diminution des surfaces incendiées en France depuis les années 80, probablement en lien avec l'amélioration des technologies de lutte et une meilleure surveillance des forêts. Les surfaces incendiées de 2003 restent néanmoins exceptionnelles et peuvent être associées aux sévères canicules qui ont sévi cette année.



**Figure 78 : Chronique des surfaces totales incendiées en France depuis les années 1980 à nos jours.**

Données issues du SIFFE (<http://forest.jrc.ec.europa.eu/effis/applications/data-and-services/> - lien accédé le 10 mars 2016).

Pour information, 1 ha (hectare) correspond à 10 000 m<sup>2</sup>.

Les HAP sont issus de la combustion incomplète de la matière organique, ce qui implique donc que les feux de forêts soient potentiellement à l'origine de ces composés dans l'environnement. Il est d'autant plus pertinent de considérer cette source puisque la région Aquitaine est une des plus boisées de France, avec un taux de boisement de 44%, 1 838 000 ha de forêt et la présence notable du massif des Landes de Gascogne (881 000 ha de forêt - Figure 79).

L'IGN<sup>77</sup> met à disposition de nombreuses informations concernant le massif landais qui environne le Bassin d'Arcachon. Dans son « mémento » (IGN, 2013) l'institut indique que deux départements en Aquitaine (Gironde et Landes) présentent notamment un taux de boisement supérieur à 45%. Plus particulièrement, les Landes de Gascogne font partie des 6 sylvoécotégions françaises dont le taux de boisement dépasse les 70%. Ce massif monospécifique<sup>78</sup> est majoritairement constitué de pins maritimes (*Pinus pinaster*), un conifère mis en place par l'Homme pour assainir les zones

<sup>77</sup> Institut national de l'information géographique et forestière.

<sup>78</sup> Employé lorsqu'une essence occupe au moins 75% du couvert des arbres.

marécageuses de la région et fixer le cordon dunaire (mesure prise contre le transport éolien vers l'intérieur des terres).



Figure 79 : Situation géographique du massif landais (en vert).

Cette carte a été produite grâce à l'outil en ligne de l'IGN : <http://inventaire-forestier.ign.fr/carto/carto/afficherCarto>

Cette zone particulièrement sensible tant sur le plan économique (sylviculture) que patrimonial (plus grand massif forestier européen) est donc surveillée et protégée par différentes institutions telles que l'Europe, l'Etat, l'Association Régionale de Défense des Forêts Contre l'Incendie (ARDFCI), le Groupe d'Intérêt Public Aménagement du Territoire et Gestion des Risques (GIP ATGeRi) ou les Associations Syndicales Autorisées (ASA) de Défense de la Forêt Contre les Incendies (DFCI). Certains de ces organismes ont notamment coordonné la rédaction d'un document datant de 2008 : le PPFIC (plan de protection des forêts contre l'incendie en Aquitaine). Ce document contient les statistiques majeures concernant les feux de forêts dans la région Aquitaine (au niveau chronologique et géographique) ainsi que de nombreuses recommandations en lien avec la prévention du « risque incendies ».

### 3.4.2.Méthodologie

---

#### 3.4.2.1. Généralités

La méthodologie employée dans le cadre de l'estimation des émissions de HAP en lien avec les feux de forêt est identique à celle employée pour les secteurs tertiaires et résidentiels : des **facteurs d'émissions sont appliqués à une « quantité d'activité »** associée au processus étudié. En l'occurrence, on ne cherchera pas la quantité d'énergie consommée par les feux de forêt mais la masse de bois brûlée ou la surface incendiée auxquelles sont associées les facteurs d'émissions (en mg de HAP / ha brûlé ou en mg de HAP / kg de bois brûlé).

### 3.4.2.2. Les facteurs d'émissions

Concernant les facteurs d'émissions, il est difficile de trouver des informations récentes et des études spécifiques. Bien que ces phénomènes soient répertoriés comme une source potentielle de polluants atmosphériques par l'Europe (Section 11.B. « Forest Fires » du EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013<sup>79</sup>), aucun facteur d'émission de HAP n'est fourni à ce niveau.

**Les feux de forêts ne font par ailleurs pas partie des sources de polluants atmosphériques étudiées lors des inventaires nationaux du CITEPA ou d'AIRAQ.** Peu d'études françaises se sont par ailleurs penchées sur la question, hormis les travaux de l'INERIS en 2004 (INERIS, 2004).

Face à ce manquement, l'institut a recréé les conditions d'un feu de forêt typique du massif landais en regroupant les combustibles existant sur le terrain (mousses, fougère, bruyère, litière, genêt, écorces de pin, aiguilles de pins, branchages de pin et de chênes) et en les brûlant dans une chambre de combustion en conditions contrôlées (Tableau 34).

Composés	Echantillon sec de l'arrière pays 18,5 kg brûlés - 4 m <sup>2</sup> débroussaillés			Echantillon humide côtier 24,8 kg brûlés - 4 m <sup>2</sup> débroussaillés		
	µg/kg	mg	mg/m <sup>2</sup>	µg/kg	mg	mg/m <sup>2</sup>
2 méthyl-naphtalène	9699	180	45	22115	549	137
2 méthyl-fluoranthène						
Naphtalène	23667	439	110	82008	2037	509
Acénaphtylène						
Acénaphène	2556	47	12	4785	119	30
Fluorène	6	0,11	0,03	4	0,10	0,02
Phénanthrène	8228	152	38	19448	483	121
Anthracène	1856	34	9	4666	116	29
Chrysène	4937	91	23	12543	312	78
Pyrène	2831	52	13	5294	132	33
<u>Fluoranthène</u>	5473	101	25	8690	216	54
<u>Benzo(a)anthracène</u>	1452	27	7	4092	102	25
<u>Dibenzo(a,h)anthracène</u>	37	0,69	0,17	35	0,87	0,22
<u>Benzo(g,h,i)pérylène</u>	37	0,69	0,17	35	0,87	0,22
<b><u>Benzo(b)fluoranthène</u></b>	432	8	2	1015	25	6
<b><u>Benzo(k)fluoranthène</u></b>	838	16	4	82	2	1
<b><u>Benzo(a)pyrène</u></b>	428	8	2	1040	26	6
<b><u>Indéno(1,1,3-c,d)pyrène</u></b>	6	0,11	0,03	4	0,10	0,02
<b>8 HAP</b>	8702	161	<b>40</b>	14994	372	<b>93</b>
<b>4 HAP</b>	1698	32	<b>8</b>	2137	53	<b>13</b>

**Tableau 34 : Détail des émissions par composés lors des études réalisés par l'INERIS sur des parcelles débroussaillées de la forêt des Landes de Gascogne.**

*NB : les unités affichées concernent les émissions de HAP en µg ou mg par unité de masse de combustible (kg) ou par unité de surface débroussaillée (m<sup>2</sup>). La colonne « mg » correspond à la simple quantité de HAP en mg émise lors du test.*

<sup>79</sup> Le "European Monitoring and Evaluation Program" (EMEP) est un programme scientifique de surveillance et d'évaluation établi dans le cadre de la convention de la Commission Economique des Nations Unies pour l'Europe (CEE-ONU ou UNECE en anglais) sur « Les déplacements transfrontaliers et longues distances de la pollution de l'air » (« Long-range and Transboundary Air Pollution »).

**La surface débroussaillée lors du prélèvement (environ 4 m<sup>2</sup>) a donc pu être associée à une quantité de HAP pour le calcul de facteurs d'émissions caractéristiques de la forêt landaise (Tableau 34) :**

- Pour des prélèvements réalisés à 50 km des côtes (arrière-pays) :
  - o 8 mg HAP/m<sup>2</sup> pour les 4 HAP Aarhus.
  - o 40,5 mg HAP/m<sup>2</sup> pour les 8 HAP réglementaires.
- Pour des prélèvements réalisés à 10 km des côtes (humide côtier) :
  - o 13,3 mg HAP/m<sup>2</sup> pour les 4 HAP Aarhus.
  - o 92,8 mg HAP/m<sup>2</sup> pour les 8 HAP réglementaires.

Les auteurs précisent néanmoins que l'estimation des facteurs d'émission basée sur les surfaces est moins précise que celle basée sur les masses réelles de combustibles employées dans leurs expériences. **Il est donc recommandé si possible d'employer les facteurs d'émissions exprimés en fonction de la masse de combustible :**

- Pour des prélèvements réalisés à 50 km des côtes (18,5 kg brûlés - arrière-pays) :
  - o 1 698 µg HAP/kg pour les 4 HAP Aarhus.
  - o 8 702 µg HAP/kg pour les 8 HAP réglementaires.
- Pour des prélèvements réalisés à 10 km des côtes (24,8 kg brûlés - humide côtier) :
  - o 2 137 µg HAP/kg pour les 4 HAP Aarhus.
  - o 14 994 µg HAP/kg pour les 8 HAP réglementaires.

Dans la cadre de cette étude, les deux approches sont employées. Les facteurs d'émission « surfaciques » et « massiques » dans le cas d'échantillon sec (arrière-pays) ou humide (côtier) ont été utilisés :

- (1) Pour des surfaces / masses incendiées calculées **pour tout le massif des Landes de Gascogne.**
- (2) Pour des surfaces / masses incendiées calculées **pour les seules surfaces boisées du territoire du Bassin d'Arcachon (SIBA et SYBARVAL - Tableau 36) et sur la période avant 2006.**
- (3) Pour des surfaces / masses incendiées calculées **pour les seules surfaces boisées du territoire du Bassin d'Arcachon (SIBA et SYBARVAL - Tableau 37) et sur la période après 2006.**

Le « seuil » de 2006 a été considéré car le PPFCI<sup>80</sup> fournit des données moyennes pour les Landes de Gascogne sur la période 2001 – 2006 (utilisées pour les point (1) et (2) cités au-dessus). De plus, les données d'incendies détaillées par commune sur la Gironde ont été obtenues grâce à la BDIFF<sup>81</sup>, qui existe depuis peu et fournit des données fiables et homogènes à partir de l'année 2006. On peut donc considérer que les estimations réalisées pour la période « après 2006 » (le point (3) présenté ci-dessus) sont plus précises car basées sur des données non moyennes et spécifiques du territoire.

---

<sup>80</sup> Plan de Protection de la Forêt Contre l'Incendie (GIP ATGeRi, 2008).

<sup>81</sup> Base de Données sur les Incendies de Forêt en France (<http://bdiff.ifn.fr/>)

### 3.4.2.1. Les surfaces de forêts incendiées et leur conversion en masse

**Les surfaces incendiées** dans la zone d'intérêt sont référencées par les organismes responsables de la surveillance et de la protection de la forêt tels que l'ASA de DFCI (Défense de la Forêt Contre les Incendies – Aquitaine) et sont centralisées au niveau national dans la BDIFF (Base de Données sur les Incendies de Forêts en France) depuis 2006. Pour la période précédant 2006, des données moyennes liées au massif entier des Landes de Gascogne sont présentées dans le PPFICI (2001 – 2006).

**L'équivalence entre « surface incendiée » et « biomasse incendiée »** a pu être réalisée grâce au Tableau 35 créé à partir de la Section 11.B. « Forest Fires » du EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 (San-Miguel-Ayanz et al., 2013). Ce document se base sur les travaux de Barbosa en 2009 (Barbosa et al., 2009) qui ont permis d'appliquer aux classes de végétations européennes les « catégories de combustibles » du « National Fire-Danger Rating System » américain (NFDRS ou « Système de classement national du danger lié au feu » - Burgan, 1988).

Ces catégories permettent de caractériser la matière combustible de différentes structures végétales (arbustive, forestière, agricole) de façon qualitative (morte, vivante, humique) et quantitative et associe donc une quantité de matière sèche combustible à une surface donnée.

Le projet européen NatAir (2007) qui avait pour objectif d'améliorer les méthodes de calculs des émissions atmosphériques naturelles et biogéniques, a repris ces concepts et a produit une carte européenne des combustibles (Friedrich, 2007) révélant que le massif des Landes de Gascogne regroupe trois grands modèles forestiers de combustibles NFDRS : C, D et H (Tableau 35).

Classe de végétation	Modèle de combustible NFDRS	Classe de combustible (en t. masse sèche / ha)					Total
		Mort "fin"	Mort "petit"	Mort "grand"	Vivant	Humus	
Peuplement ouvert de pins avec graminées vivaces et herbacées non graminéoides	C	3,14	0	0	3,59	4,03	<b>10,8</b>
Sous-étage arbustif et étage dominant de pins	D	6,72	0	0	8,97	3,36	<b>19,1</b>
Conifères à aiguilles courtes avec sous-bois clairsemé et une couche fine de matériel combustible au sol	H	5,6	4,48	4,48	2,24	4,48	<b>21,3</b>

**Tableau 35 : Classes de combustibles potentiellement retrouvées dans les structures végétales de la forêt des Landes de Gascogne.**

*Les fractions « fines » correspondent à du matériel combustible mort de diamètre inférieur à 2,5 cm, la fraction « petite » est comprise entre 2,5 et 7,6 cm, puis la fraction « grande » est supérieure à 7,6 cm. Le combustible « vivant » comprend les herbacées vivaces ou annuelles ainsi que le bois. L'humus correspond à la matière organique partiellement décomposée sur le sol qui se trouve sous les brindilles, les aiguilles et les feuilles.*

Puisqu'il n'a pas été possible de discriminer le modèle majoritaire dans la zone d'étude, **les calculs basés sur les facteurs d'émission « massiques » ont été réalisés pour les 3 modèles NFDRS.**

On peut s'apercevoir que le modèle de combustible « C » présente une masse surfacique (tonnes de masse sèche par hectare) 50% plus faible que les modèles D et H. En raison de ces disparités et dans un souci de synthèse, **les graphiques présentant les émissions basées sur les facteurs d'émission « massiques » ne montreront que la moyenne des émissions pour les trois modèles ainsi que l'écart-type associé.**

#### ❖ Massif des Landes de Gascogne

Pour déterminer les surfaces incendiées en moyenne chaque année dans le massif entier des Landes de Gascogne, les données génériques du PPFICI ont été utilisées (période 2001 – 2006). On y fait notamment mention de **1,43 ha de forêt brûlés par feu** et de **0,91 départs de feu par an pour 1000**



**ha boisés.** D'après les derniers inventaires forestiers de l'IGN<sup>82</sup> de 2009 à 2013, la **surface boisée totale des Landes de Gascogne est d'environ 881 000 ha.**

On peut donc calculer un nombre de départs de feux par an d'environ 802 et à **une surface brûlée moyenne associée de 1147 ha par an.** Cette surface incendiée correspond à une masse brûlée (Tableau 35) de 12 382 tonnes selon le modèle combustible C, 21 897 tonnes selon le modèle combustible D et 24 419 tonnes selon le modèle H (**19 566 tonnes en moyenne +/- 6 348**).

❖ Territoire du Bassin d'Arcachon – avant 2006

Les surfaces incendiées du territoire du Bassin d'Arcachon (SIBA et SYBARVAL) ont été calculées comme pour les Landes de Gascogne dans leur totalité : les données génériques du massif forestier entier (**1,43 ha de forêt brûlés par feu et de 0,91 départs de feu par an pour 1000 ha boisés**) ont été appliquées aux surfaces boisées par commune spécifiques au territoire considéré (Tableau 36). Les données satellites 2012 de CORINE Land Cover retravaillées par les services SIG (Système d'Information Géographique) du SIBA ont permis d'obtenir ces dernières valeurs.

CA / CC	Commune	Surface boisée		Calcul des surfaces moyennes incendiées par an avant 2006		Calcul des masses moyennes incendiées par an avant 2006 (en kg)				
		km <sup>2</sup>	ha	Nb feux moyen par an	Surf. moyenne brûlée par an (ha)	Modèle C (10,8 t/ha)	Modèle D (19,1 t/ha)	Modèle H (21,3 t/ha)	Moyenne	ET
CC Bassin d'Arcachon Nord	Lège Cap-Ferret	65	6 464	6	8	91	161	179	144	47
	Arès	35	3 506	3	5	49	87	97	78	25
	Andernos	7	700	1	1	10	17	19	16	5
	Lanton	57	5 735	5	7	81	143	159	127	41
	Audenge	39	3 896	4	5	55	97	108	87	28
	Biganos	27	2 707	2	4	38	67	75	60	20
	Marcheprime	18	1 775	2	2	25	44	49	39	13
	Mios	53	5 265	5	7	74	131	146	117	38
CA Bassin d'Arcachon Sud	Le Teich	35	3 478	3	5	49	86	96	77	25
	Gujan-Mestras	15	1 508	1	2	21	37	42	33	11
	La Teste de Buch	95	9 455	9	12	133	235	262	210	68
	Arcachon	1	94	0,1	0,1	1	2	3	2	1
CC Val de l'Eyre	Salles	84	8 422	8	11	118	209	233	187	61
	Le Barp	44	4 378	4	6	62	109	121	97	32
	Saint Magne	47	4 689	4	6	66	117	130	104	34
	Lugos	29	2 942	3	4	41	73	82	65	21
	Belin-Beliet	96	9 568	9	12	134	238	265	212	69
Territoire SIBA		375	37 543	34	49	528	933	1041	834	271
Territoire SYBARVAL		746	74 582	68	97	1048	1854	2067	1656	537

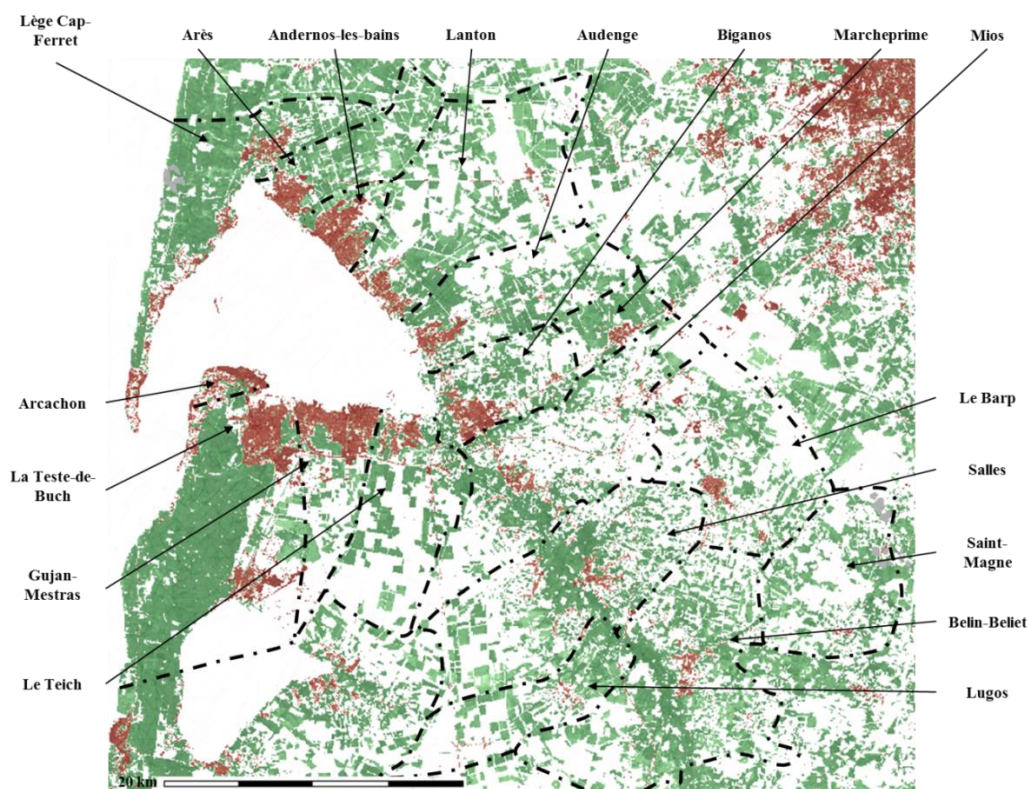
**Tableau 36 : Estimation des surfaces incendiées et des masses de combustibles correspondantes pour les communes du Bassin d'Arcachon (avant 2006).**

NB : CA – Communauté d'Agglomérations ; CC – Communauté de Communes. Données CORINE Land Cover 2012, retravaillées par les services SIG du SIBA. Le territoire du SIBA correspond à l'ensemble « Lège Cap-Ferret, Arès, Andernos, Lanton, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste de Buch, Arcachon ». Le territoire du SYBARVAL correspond à l'ensemble de toutes les communes indiquées dans le tableau.

Les surfaces boisées correspondant au territoire du SIBA ou du SYBARVAL (Figure 80) représentent ainsi respectivement 4 % et 8 % de la surface totale du massif des Landes de Gascogne (881 000 ha). En considérant donc 0,91 départs de feu par an pour 1 000 ha de surface boisée et 1,43 ha brûlés en moyenne par feu, **on peut finalement calculer des surfaces brûlées moyennes par an de 49 ha pour le territoire du SIBA et de 97 ha pour le territoire du SYBARVAL.**

Ces surfaces brûlées peuvent être associées à des masses incendiées grâce aux classes de combustibles précédemment mentionnées (Tableau 35). Concernant le territoire du SIBA, les modèles C, D et H induisent le calcul des masses suivantes : 528 tonnes, 933 tonnes et 1 041 tonnes (**moyenne de 834 ± 271 tonnes**). Pour le territoire du SYBARVAL, les masses incendiées calculées sont de 1 048 tonnes, 1 854 tonnes et 2 067 tonnes (**moyenne de 1 656 ± 537 tonnes**).

<sup>82</sup> L'IGN met à disposition des usagers de nombreuses informations en ligne issues des inventaires forestiers. Ces informations sont accessibles sur la page : <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/> rubrique « Données et résultats », sous-rubriques « résultats en ligne ».



**Figure 80 : Cartographie des zones boisées (en vert) et imperméabilisées (en rouge) au niveau du Bassin d'Arcachon.**

La carte est issue d'imagerie haute résolution acquise en 2012 dans le cadre du CORINE Land Cover

(<http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/clc/carte/metropole#>)

❖ Territoire du Bassin d'Arcachon – après 2006

Les données récoltées après 2006 pour toutes les communes (Tableau 37) ont pu être obtenues grâce à la Base de Données des Incendies de Forêts en France (BDIFF : <http://bdiff.ifn.fr/>).

CA / CC	Commune	Surface boisée		Calcul des surfaces moyennes incendiées par an après 2006		Calcul des masses moyennes incendiées par an après 2006 (en kg)				
		km <sup>2</sup>	ha	Nb feux moyen par an	Surf. moyenne brûlée par an (ha)	Modèle C (10,8 t/ha)	Modèle D (19,1 t/ha)	Modèle H (21,3 t/ha)	Moyenne	ET
CC Bassin d'Arcachon Nord	Lège Cap-Ferret	65	6 464	3	0,4	4	7	7	6	2
	Arès	35	3 506	1,4	0,2	2	4	5	4	1
	Andernos	7	700	1,2	0,2	2	3	4	3	1
	Lanton	57	5 735	4	2	23	41	46	37	12
	Audenge	39	3 896	4	7	81	143	159	128	41
	Biganos	27	2 707	4	5	56	99	110	88	29
	Marcheprime	18	1 775	2	0,8	8	15	16	13	4
	Mios	53	5 265	4	4	39	69	77	61	20
CA Bassin d'Arcachon Sud	Le Teich	35	3 478	3	13	142	252	281	225	73
	Gujan-Mestras	15	1 508	2	0,5	5	9	10	8	3
	La Teste de Buch	95	9 455	7	3	30	54	60	48	16
	Arcachon	1	94	0,8	0,04	0,5	0,9	1,0	0,8	0,2
CC Val de l'Eyre	Salles	84	8 422	5	1,4	15	27	30	24	8
	Le Barp	44	4 378	2	2	17	30	34	27	9
	Saint Magne	47	4 689	2	4	41	72	80	64	21
	Lugos	29	2 942	1,1	1,3	14	24	27	21	7
	Belin-Beliet	96	9 568	5	3	31	55	61	49	16
<b>Territoire SIBA</b>		<b>375</b>	<b>37 543</b>	<b>31</b>	<b>32</b>	<b>346</b>	<b>613</b>	<b>683</b>	<b>547</b>	<b>178</b>
<b>Territoire SYBARVAL</b>		<b>746</b>	<b>74 582</b>	<b>52</b>	<b>47</b>	<b>511</b>	<b>904</b>	<b>1008</b>	<b>808</b>	<b>262</b>

**Tableau 37 : Estimation des surfaces incendiées et des masses de combustibles correspondantes pour les communes du Bassin d'Arcachon (après 2006).**

NB : CA – Communauté d'Agglomérations ; CC – Communauté de Communes. Données CORINE Land Cover 2012, retravaillées par les services SIG du SIBA. Le territoire du SIBA correspond à l'ensemble « Lège Cap-Ferret, Arès, Andernos, Lanton, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste de Buch, Arcachon ». Le territoire du SYBARVAL correspond à l'ensemble de toutes les communes indiquées dans le tableau.



Les données de surface boisée par commune sont les mêmes que celles présentées Tableau 36. Le nombre de feux moyen par an a été obtenu en divisant par 9 les nombres totaux de feux dénombrés dans la base de données sur la période 2006 – 2014. De la même manière, les surfaces incendiées totales par commune sur la période considérée ont été divisées par 9 pour obtenir les surfaces moyennes brûlées annuellement. **On calcule ainsi en moyenne 32 ha incendiés en moyennes par an pour le territoire du SIBA et 47 ha pour le territoire du SYBARVAL.**

Après conversion de ces surfaces en masses incendiées, on obtient **pour le territoire du SIBA** : 346 tonnes (scénario C), 613 tonnes (scénario D) et 683 tonnes (scénario H) soit **en moyenne 547 ± 178 tonnes brûlées en moyenne par an. Pour le territoire du SYBARVAL**, ces valeurs sont 511 tonnes (scénario C), 904 tonnes (scénario D) et 1008 tonnes (scénario H) soit **en moyenne 808 ± 262 tonnes.**

Bien que ces valeurs soient inférieures à celles calculées pour la période antérieure à 2006, elles restent dans le même ordre de grandeur. Cette baisse peut être liée à une amélioration des pratiques et des dispositifs de protection de la forêt contre l'incendie, mais peuvent aussi être liée au fait que les calculs précédents ne se basent pas sur des valeurs exactes mais sur des moyennes calculées à l'échelle de la forêt des Landes dans sa totalité (1,43 ha de forêt brûlés par feu et de 0,91 départs de feu par an pour 1000 ha boisés d'après le PPFCl Aquitaine de 2008).

### 3.4.2.2. Résumé de la démarche

La Figure 81 résume la démarche adoptée dans le cadre de ces estimations liées aux feux de forêts. De manière résumée, les données de surfaces incendiées ont été obtenues avant et après 2006. Pour pouvoir appliquer des facteurs d'émission « massiques » plus précis, ces données de surfaces ont été converties en masse de bois brûlé. Les données de surfaces et de masses incendiées ont permis *in fine* grâce aux facteurs d'émissions de l'INERIS d'obtenir des quantités émises de HAP. Ces résultats sont déclinés en fonction de la proximité à l'océan du bois brûlé.

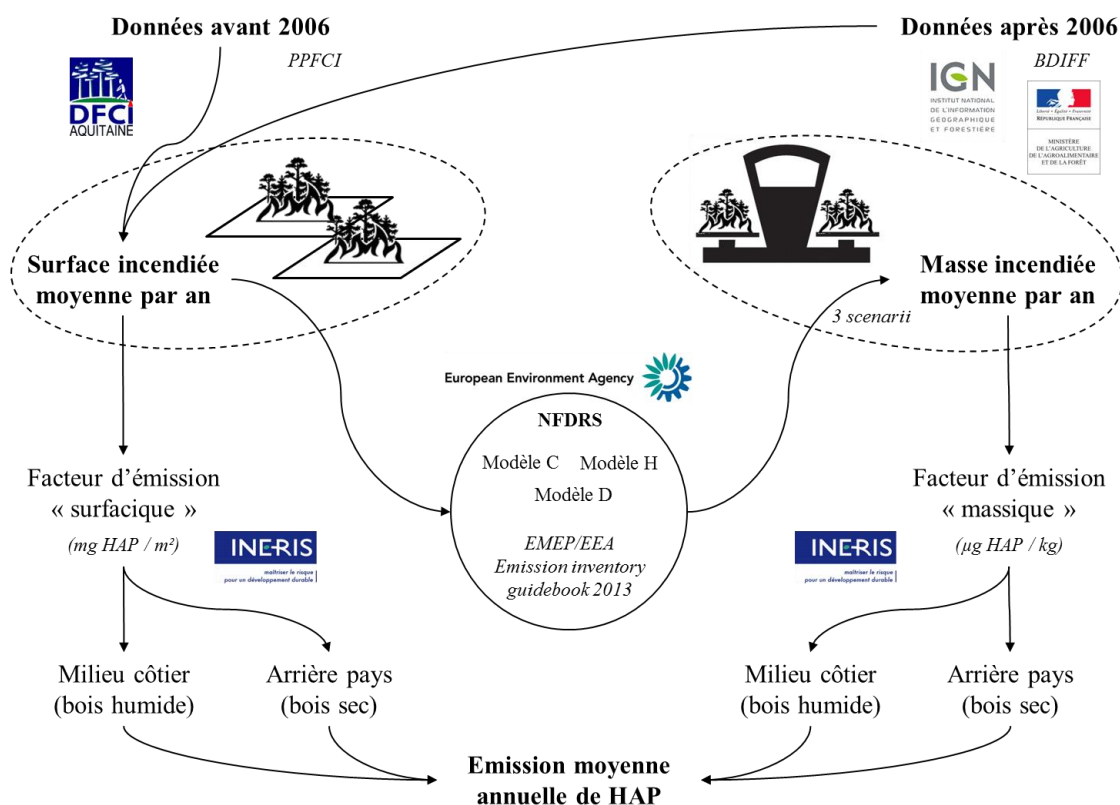
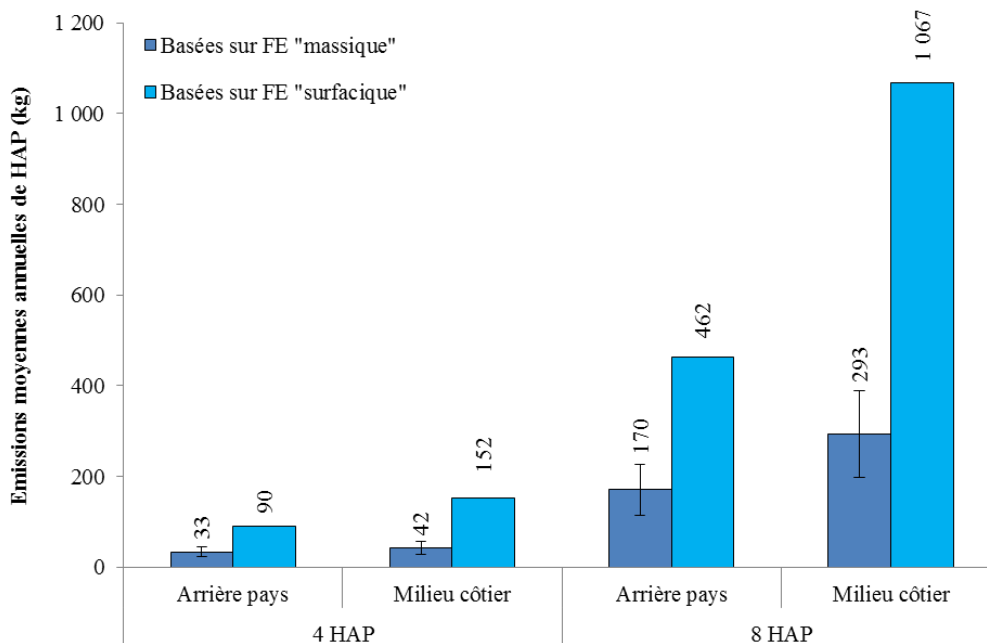


Figure 81 : Schéma de la démarche adoptée pour estimer les émissions de HAP liées aux feux de forêt.

### 3.4.3. Le cas des Landes de Gascogne

L'estimation des émissions de HAP liées aux incendies à l'échelle du massif forestier des Landes de Gascogne a été réalisée grâce aux données moyennes fournies par le PPFCl (période 2001 à 2006 couverte dans le document). Ce document qualifie le massif landais de « fortement combustible ».



**Figure 82 : Emissions moyennes annuelles de HAP par les feux de forêts au niveau de la forêt des Landes dans sa totalité (basées sur les surfaces incendiées moyennes avant 2006).**

Les 4 HAP sont les HAP du protocole Aarhus (*benzo(a)pyrène (BaP)*, le *benzo(b)fluoranthène (BbF)*, le *benzo(k)fluoranthène (BkF)* et l'*indéno(1,2,3-c,d)pyrène (IP)*). Les 8 HAP correspondent aux 4 HAP Aarhus auxquels sont ajoutés le *fluoranthène (Fluo)*, le *benzo(g,h,i)pérylène (BP)*, le *benzo(a)anthracène (BaA)* et le *dibenzo(a,h)anthracène (DahA)*. FE : facteur d'émission.

Les calculs d'émission présentés Figure 82 indiquent que la combustion d'un bois issu du milieu côtier induit systématiquement la production de plus de HAP dans l'atmosphère qu'un bois issu de l'arrière-pays (influence du taux d'humidité). Par exemple, au niveau des 4 HAP Aarhus en considérant des facteurs d'émissions (FE) « surfaciques », les valeurs passent de 90 kg de HAP pour l'arrière-pays à 152 kg de HAP pour le milieu côtier.

De telles augmentations entre « bois sec » et « bois humide » sont observables pour toutes les autres modalités (que l'on considère les 8 HAP et/ou les facteurs d'émission (FE) « massiques »). La Figure 82 indique également que l'utilisation de FE « surfaciques » induit des émissions largement supérieures par rapport à l'emploi des FE « massiques » (Milieu côtier – 8 HAP : 1 067 kg de HAP > 293 ± 95 kg de HAP).

Ces premiers calculs mettent donc en évidence la **forte variabilité inhérente au calcul d'émissions** : les valeurs obtenues dépendent de nombreux paramètres, comme tout simplement le nombre de composés considérés (4 ou 8 en l'occurrence).

Cette considération est primordiale puisqu'ici, les valeurs calculées se répartissent de 33 kg de HAP (FE « massique » - 4 HAP – Arrière Pays) à 152 kg de HAP (FE « surfactive » - 4 HAP – Milieu côtier), soit 4,6 fois plus. Le constat est similaire lorsque l'on considère les 8 HAP « Aarhus étendu » (avec un facteur de 6,3 néanmoins au lieu de 4,6). Cela souligne la difficulté d'estimer les émissions de HAP liées aux feux de forêts.

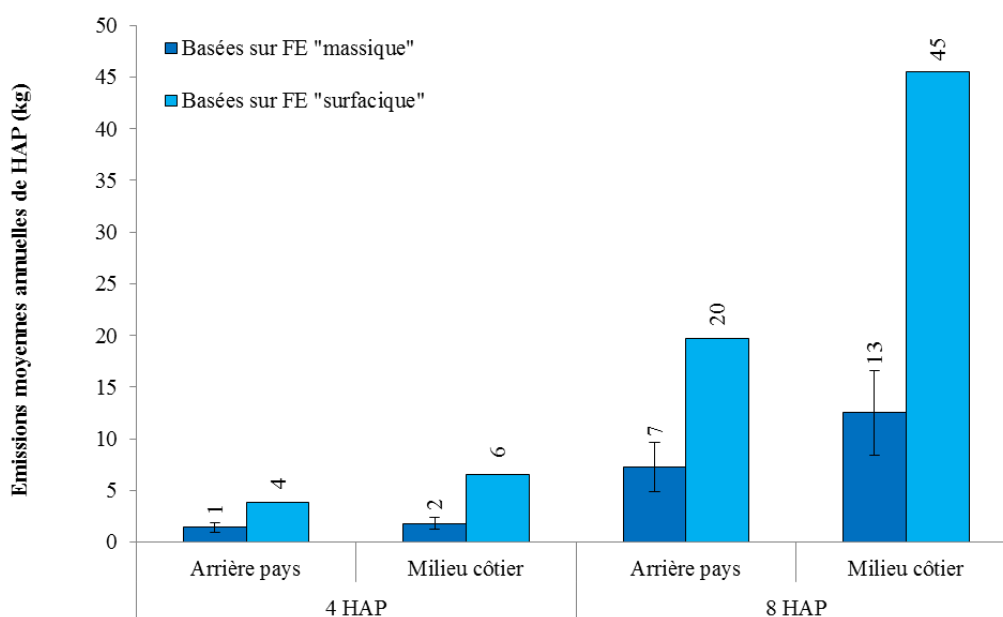
### 3.4.4. Le cas du Bassin d'Arcachon

Il est difficile de comparer les valeurs précédentes qui concernent le massif forestier dans sa totalité aux émissions calculées issues des secteurs résidentiels et tertiaires ou nautiques. En effet le territoire de la forêt des Landes de Gascogne couvre une superficie bien supérieure (881 000 ha) à celle des territoires considérés dans le cadre de cette étude. Bien que ce massif forestier est proche de la zone considérée et que les émissions atmosphériques peuvent voyager sur des distances significatives, il est important de s'intéresser aux émissions spécifiques du territoire administratif étudié.

#### 3.4.4.1. Avant 2006

Dans un souci de comparaison, il est possible d'extrapoler les chiffres fournis dans le PPFCl (période antérieure à 2006) pour le massif forestier entier aux seules surfaces boisées des territoires du SIBA et du SYBARVAL (Tableau 36).

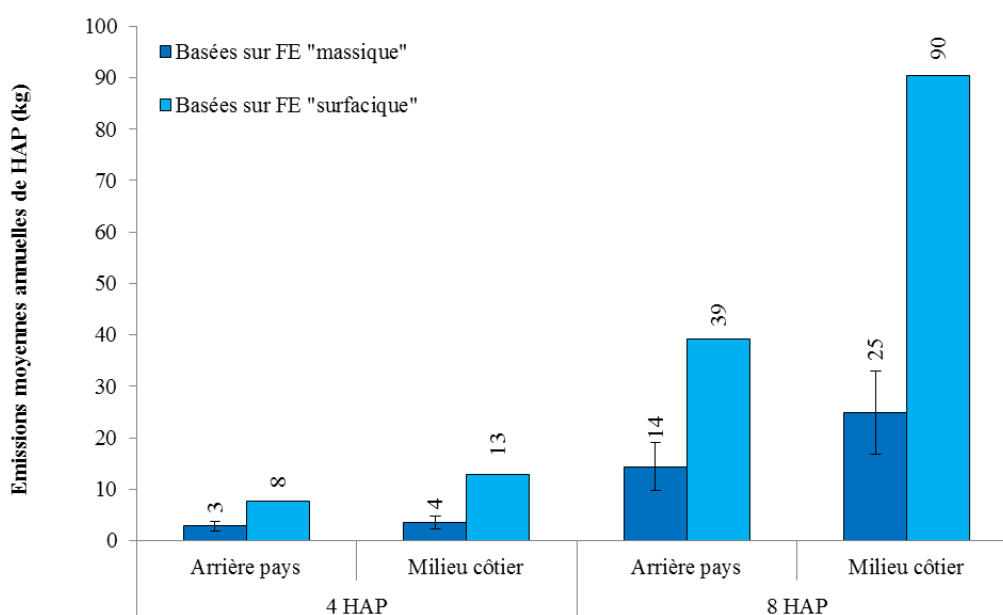
Les émissions moyennes annuelles pour la période « avant 2006 » ont été calculées pour ces deux territoires et apparaissent sur les figures ci-dessous (SIBA : Figure 83 et SYBARVAL : Figure 84). Les observations générales coïncident avec celles concernant le massif forestier des Landes : les facteurs d'émissions (FE) « surfaciques » induisent une estimation d'émissions supérieure aux facteurs d'émissions « massiques ». Il en va de même pour les matériaux issus du milieu côtier par rapport à ceux issus de l'arrière-pays et pour le nombre de composés considérés (8 HAP ou 4 HAP).



**Figure 83 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SIBA (basées sur les surfaces incendiées moyennes avant 2006).**

Les 4 HAP sont les HAP du protocole Aarhus (benzo(a)pyrène (BaP), le benzo(b)fluoranthène (BbF), le benzo(k)fluoranthène (BkF) et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène (IP)). Les 8 HAP correspondent aux 4 HAP Aarhus auxquels sont ajoutés le fluoranthène (Fluo), le benzo(g,h,i)pérylène (BP), le benzo(a)anthracène (BaA) et le dibenzo(a,h)anthracène (DahA). FE : facteur d'émissions.

On observe par ailleurs de façon cohérente, que le territoire du SYBARVAL (Figure 84), plus vaste puisqu'il comprend les communes du Val de l'Eyre ainsi que Marcheprime et Mios en plus du territoire du SIBA, est à l'origine d'émissions de HAP plus importantes, quelques soient les modalités considérées.



**Figure 84 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SYBARVAL (basées sur les surfaces incendiées moyennes avant 2006).**

Les 4 HAP sont les HAP du protocole Aarhus (benzo(a)pyrène (BaP), le benzo(b)fluoranthène (BbF), le benzo(k)fluoranthène (BkF) et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène (IP)). Les 8 HAP correspondent aux 4 HAP Aarhus auxquels sont ajoutés le fluoranthène (Fluo), le benzo(g,h,i)pérylène (BP), le benzo(a)anthracène (BaA) et le dibenzo(a,h)anthracène (DahA). FE : facteur d'émissions.

Plus spécifiquement, si on considère un combustible issu de l'arrière-pays, les 4 HAP Aarhus et qu'on applique un FE « massive », le territoire du SIBA est à l'origine de  $1,0 \pm 0,5$  kg de HAP (Figure 83) en moyenne contre  $3 \pm 1$  kg pour le territoire du SYBARVAL (Figure 84).

A l'opposé, en considérant un combustible issu du milieu côtier, les 8 HAP « Aarhus étendu » et les facteurs d'émissions « surfaciques », le territoire du SIBA est à l'origine de 45 kg de HAP (Figure 83) contre 90 pour le territoire du SYBARVAL (Figure 84).

Les émissions liées aux incendies du massif landais dans sa globalité s'échelonnaient de 33 à 1 067 kg par an en fonction du taux d'humidité, des composés considérés et des facteurs d'émissions appliqués.

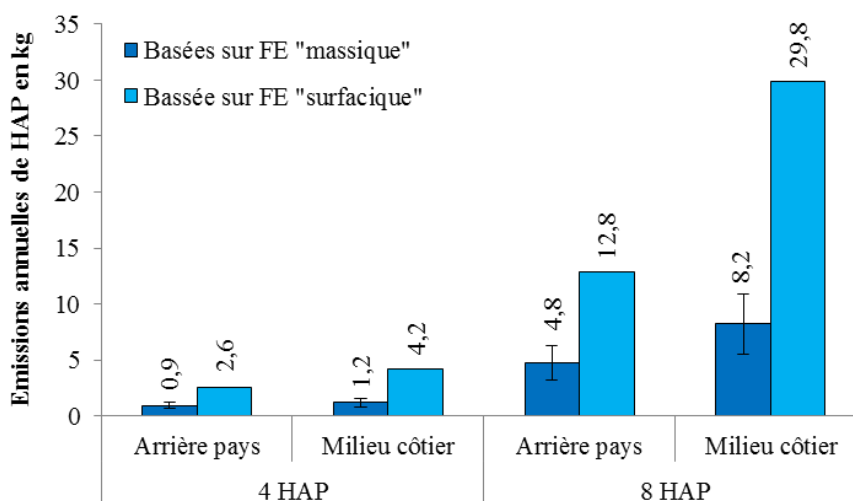
Les quantités de HAP produits par les feux de forêts dans les secteurs du SIBA et du SYBARVAL présentent logiquement des niveaux plus faibles allant en moyenne de 1 kg (SIBA – 4 HAP Aarhus – Arrière-pays – Facteur d'émission « massive ») à 90 kg (SYBARVAL – 8 HAP – Milieu côtier – Facteur d'émission « surfactive »).

#### 3.4.4.2. Après 2006

Les émissions de HAP associées aux surfaces incendiées précédemment mentionnées (Tableau 37) ont été calculées puis moyennées pour obtenir les émissions moyennes annuelles des 4 HAP « Aarhus » et des 8 HAP « Aarhus étendu ». Les résultats obtenus sont observables ci-dessous dans les Figure 85 (territoire du SIBA) et Figure 86 (territoire du SYBARVAL).

Les émissions associées au territoire du SIBA pour la période ultérieure à 2006 vont donc de  $0,9 \pm 0,3$  kg HAP / an à  $4,2$  kg de HAP / an si l'on considère les 4 composés Aarhus et que l'on fait varier le facteur d'émission appliqué et la proximité à l'océan. Ces mêmes émissions vont de  $4,8 \pm 1,6$  kg HAP

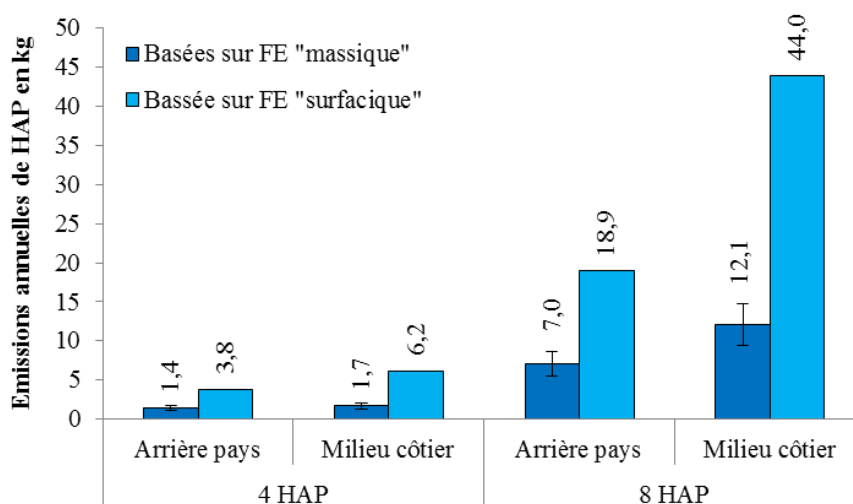
/ an à 29,8 kg HAP / an si l'on considère les 8 composés « Aarhus étendu » et que l'on fait varier les facteurs d'émissions employés et la proximité à l'océan.



**Figure 85 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SIBA (basées sur les surfaces incendiées moyennes 2006 - 2014).**

Les 4 HAP sont les HAP du protocole Aarhus (benzo(a)pyrène (BaP), le benzo(b)fluoranthène (BbF), le benzo(k)fluoranthène (BkF) et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène (IP)). Les 8 HAP correspondent aux 4 HAP Aarhus auxquels sont ajoutés le fluoranthène (Fluo), le benzo(g,h,i)pérylène (BP), le benzo(a)anthracène (BaA) et le dibenzo(a,h)anthracène (DahA). FE : facteur d'émissions.

De la même manière, on observe que les émissions de HAP pour le territoire du SYBARVAL, plus étendu, s'échelonnent de  $1,4 \pm 0,5$  kg HAP / an à 6,2 kg HAP / an pour les 4 composés Aarhus en fonction des paramètres choisis. Si on considère les 8 composés « Aarhus étendu », ces émissions sont comprises entre  $7 \pm 2$  kg de HAP / an et 44 kg HAP / an en fonction des facteurs d'émissions utilisés.



**Figure 86 : Emissions moyennes annuelles de HAP issus des feux de forêts au niveau du territoire du SYBARVAL (basées sur les surfaces incendiées moyennes 2006 - 2014).**

Les 4 HAP sont les HAP du protocole Aarhus (benzo(a)pyrène (BaP), le benzo(b)fluoranthène (BbF), le benzo(k)fluoranthène (BkF) et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène (IP)). Les 8 HAP correspondent aux 4 HAP Aarhus auxquels sont ajoutés le fluoranthène (Fluo), le benzo(g,h,i)pérylène (BP), le benzo(a)anthracène (BaA) et le dibenzo(a,h)anthracène (DahA). FE : facteur d'émissions.

### 3.4.4.3. Conclusion

En conclusion, bien que ces calculs se basent sur une méthodologie similaire à celle employée par les grands organismes réalisant les inventaires nationaux d'émissions atmosphériques, il faut interpréter les valeurs obtenues avec prudence. **On ne peut pas ici considérer de valeur absolue, mais plutôt des ordres de grandeur.**

La séparation entre particules et gaz par exemple n'est pas faite, alors que la spéciation des HAP contribue directement à leur dépôt potentiel sur le plan d'eau (problématique similaire à tous les calculs d'émissions atmosphériques par ailleurs). De plus, comme pour les autres calculs d'émissions, les HAP étudiés dans le compartiment atmosphérique répondent à une réglementation qui n'est pas totalement cohérente avec celle qui concerne les animaux aquatiques (NQE Biote). Il est donc difficile de faire un lien direct entre les tendances observées dans les différents compartiments.

On comprend néanmoins ici que les bois humides proches des côtes tendent à libérer plus de HAP suite à leur combustion que les bois secs situés à l'intérieur des terres. On met par ailleurs en évidence l'importance du territoire considéré dans les calculs d'émissions (elles varient à l'échelle du massif forestier, du SYBARVAL ou du SIBA) et du nombre de composés. S'intéresser aux 8 HAP réglementés en France démultiplie forcément les niveaux de HAP émis puisque cette liste considère le fluoranthène, un composé largement produit lors de la combustion de biomasse.

Une autre limite à l'interprétation de ces données concerne les facteurs d'émissions employés. Une seule étude a en effet été trouvée à ce sujet, et ses résultats datent de 2004 (INERIS, 2004). Il serait pertinent de compléter ces travaux et d'y inclure la spéciation des HAP par exemple (particulaires ou gazeux).

Ces informations permettraient d'anticiper un transfert potentiel vers le plan d'eau en fonction de la météo et du climat (outil de modélisation potentiellement) puisque ce sont les particules qui se déposent en majorité par gravité (dépôt sec) ou grâce aux pluies (dépôt humide). Le détail des émissions par composé et par unité de masse ou de surface est présenté précédemment Tableau 34.

Les auteurs précisent par ailleurs que la production de ces valeurs a été sujette à de nombreuses incertitudes liées à la représentativité des échantillons (nature des végétaux prélevés, détermination des surfaces débroussaillées...) ou des conditions de combustion (température, vitesse de propagation du feu liée aux conditions d'aérodynamique...). Reproduire ce type d'expérimentation représente donc un intérêt pour mieux cerner les émissions liées aux feux de forêts, voire pour étendre ces valeurs à d'autres types de feux (ex. écobuage, feux de végétation etc.).

### 3.5. Apports liés aux usages industriels

#### 3.5.1. Aspects réglementaires

Le Bassin d'Arcachon n'est pas connu pour être le siège d'une activité industrielle importante. Les différentes institutions localisées dans ce secteur potentiellement associées à des émissions polluantes ont été référencées sur le site officiel de l'iREP (Registre français des Emissions Polluantes<sup>83</sup>). La Figure 87 rapporte le nom de 11 structures identifiées sur le Bassin d'Arcachon dont les activités induisent la production d'une ou plusieurs catégories de polluants. Seules 7 entreprises privées figurent parmi cet inventaire ; **la seule déclarant l'émission dans l'air de HAP est Smurfit-Kappa Cellulose du Pin ©, une usine papetière située à Biganos**. D'après les informations fournies par leur site internet<sup>84</sup>, cette usine représente l'un des principaux sites européens de production de papier kraft avec un fonctionnement 24h / 24h et environ 1875 tonnes de papier produites par jour.

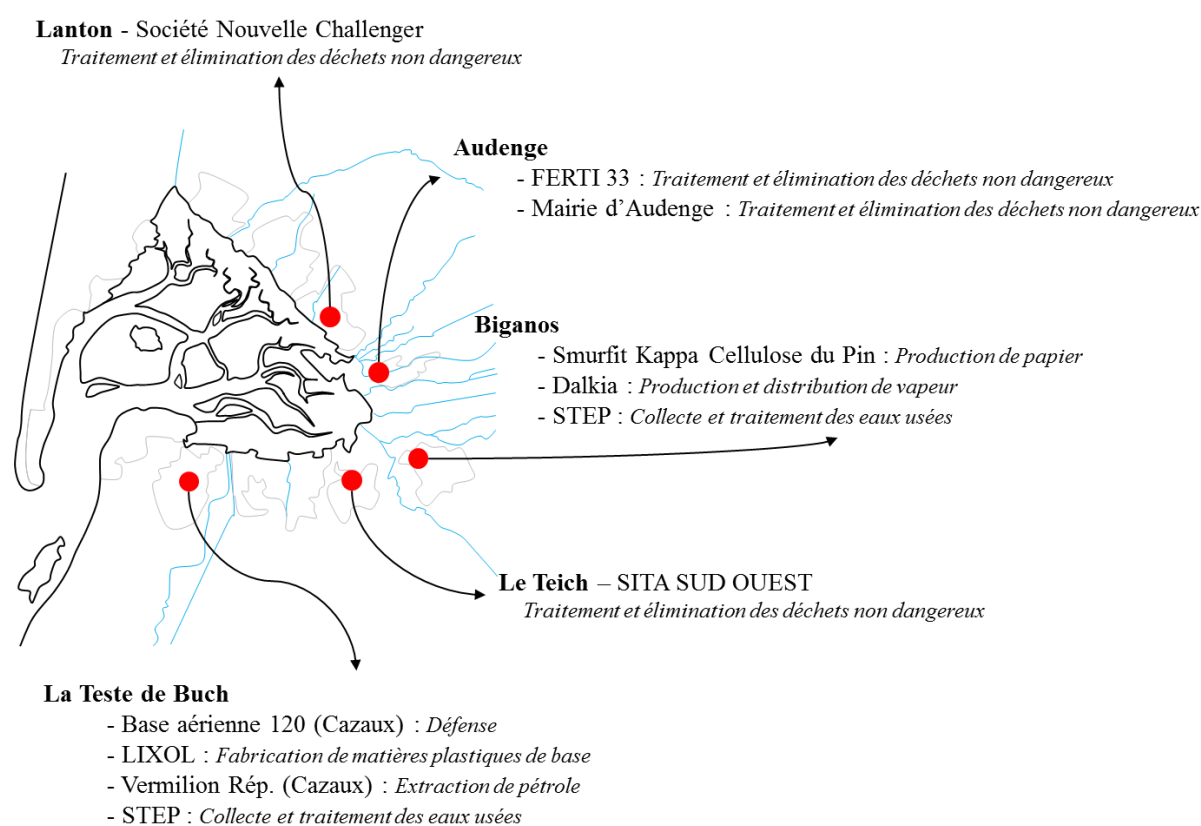


Figure 87 : Principales activités recensées sur le Bassin d'Arcachon par l'iREP.

Au niveau réglementaire, les émissions polluantes associées au monde de l'industrie étaient autrefois régies par la « directive européenne relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution » (Directive n°2008/1/CE du 15/01/2008). Ce texte a été récemment abrogé en 2010 et remplacé par la nouvelle « directive européenne relative aux émissions industrielles » ou « Directive Emissions Industrielles (IED) » 2010/75/UE du 24/11/2010 (Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2010).

Cette directive impose notamment le recours aux Meilleures Techniques Disponibles (MTD), qui ont été établies par secteur d'activité dans des documents intitulés BREF pour « Best Available Technique REference document ». Cela signifie que les installations classées rentrant dans le champ d'action de

<sup>83</sup> <http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>

<sup>84</sup> <http://www.smurfitkappa.com/vHome/fr/CelluloseduPin/Pages/Presentation.aspx>

la directive IED doivent employer les techniques et process les plus respectueux de l'environnement dans la mesure où l'investissement correspondant n'est pas excessif.

Concernant les industries papetières, différentes « valeurs limites d'émissions » (VLE) associées aux MTD existent pour la surveillance des rejets dans l'atmosphère : certaines d'ordre générique et d'autres spécifiques à la production de papier kraft. De façon générale, les fumées associées aux procédés de combustion doivent être surveillées en continu concernant les paramètres de pression, de température, de teneur en oxygène, en carbone organique et en vapeur d'eau. Plus spécifiquement, la production de kraft implique une régulation stricte des émissions de SO<sub>2</sub>, de Soufre Total Réduit (STR), de NO<sub>x</sub> et de poussières au niveau de ses chaudières de récupération et du four à chaux.

Aucune mention n'est faite des HAP à ce niveau réglementaire. Néanmoins, l'arrêté préfectoral (AP) du 11 février 2010 autorisant l'exploitation du site fait mention de ces contaminants. Ce document officiel permet de décliner localement la réglementation européenne. **Dans le cas présent, il fixe en plus une limite d'émission standardisée en HAP au niveau de la « chaudière biomasse » (ou chaudière 9) : 100 µg/Nm<sup>3</sup><sup>85</sup> soit un flux maximal de 16 g HAP/h.** Les composés concernés sont les 8 HAP de la norme NF X 43329<sup>86</sup>.

C'est à partir de cette période que la société Dalkia a pris en charge une partie de la production d'énergie du site papetier après démantèlement de la chaudière 9. La mise en place de cette nouvelle centrale de combustion de biomasse a été associée à la rédaction d'un AP spécifique en date du 26 mai 2010 afin de réglementer les émissions de cette installation : **10 µg/Nm<sup>3</sup> soit un flux maximal de 2,5 g HAP/h.** Les mêmes composés sont concernés par cette réglementation.

### 3.5.2. Estimation des émissions industrielles de HAP

---

L'usine papetière étant la seule à déclarer des émissions atmosphériques de HAP, on peut raisonnablement estimer que les apports liés à l'industrie se limitent localement à ceux du site de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin / Dalkia.

Les données de surveillance annuelles des rejets atmosphériques de HAP (concentration et flux) sont systématiquement conformes à la réglementation imposée par les AP et ont permis d'estimer les **émissions maximales** du site. On considère ici un fonctionnement 24h/24h, 7j/7j durant 365 jours (Emissions annuelle (mg) = Flux total (mg/h) \* 365 j \* 24 h).

On parlera ici d'émissions maximales, car les composés recherchés sont régulièrement « non détectés » lors des analyses de surveillance. Leur niveau est donc inférieur aux limites de quantification (LQ) pratiquées par le laboratoire prestataire (ces limites sont néanmoins en adéquation avec les réglementations). Cette LQ a donc été utilisée pour les calculs d'émissions afin de se placer dans un **scénario d'émission maximale**.

Le Tableau 38 présente les concentrations des 8 HAP NF X 43329 mesurées à la sortie des différentes cheminées du site, les flux de ces composés, ainsi que le flux total du site industriel et les émissions maximales calculées pour chaque année de 2009 à 2014.

Le Tableau 39 présente les mêmes données mais pour seulement les 4 HAP du protocole Aarhus. Moins d'années ont été traitées car le détail des concentrations et des flux pour chaque composé indépendamment n'a pas pu être systématiquement retrouvé.

---

<sup>85</sup> Nm<sup>3</sup> = normo-mètre-cube. Unité de volume rapportée à des conditions normalisées de température (273°K) et de pression (101,3 kPa) après déduction de la vapeur d'eau (gaz sec) et à une teneur en O<sub>2</sub> définie.

<sup>86</sup> benzo(a)pyrène ; benzo(b)fluoranthène ; benzo(k)fluoranthène ; indéno(1,2,3-cd)pyrène ; benzo(g,h,i)pérylène ; benzo(a)anthracène ; dibenzo(a,h)anthracène ; fluoranthène



Année	Chaudière biomasse Dalkia		Chaudière 9		Chaudière 10A		Chaudière 10B		Four à Chaux		FLUX TOTAL (mg HAP /h)	Emissions annuelles (kg)
	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux		
	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h		
2009			4,8	632	4,0	546	4,0	617	4,8	189	1984	17,4
2010			7,2	1384	4,8	664	4,0	527	8,9	727	3302	28,9
2011	0,9	161			4,0	616	3,2	471	3,2	116	1364	11,9
2012	7,1	1282			5,9	951	5,5	697	6,6	239	3169	27,8
2013	7,7	1349			0,6	64	0,6	65	4,0	220	1699	14,9
2014	0,3	51			1,7	260	0,3	40	2,0	71	422	3,7

**Tableau 38 : Estimation des émissions maximales annuelles des 8 HAP « Aarhus étendu » par les installations du site papetier de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin.**

Les HAP concernés sont les 8 composés de la norme NF X 43329. Les concentrations en HAP ont été mesurées par des laboratoires COFRAC et sont standardisées (en tenant compte de la teneur en vapeur d'eau et ramenées à 6% d'O<sub>2</sub>).

Année	Chaudière biomasse Dalkia		Chaudière 9		Chaudière 10A		Chaudière 10B		Four à Chaux		FLUX TOTAL (mg HAP /h)	Emissions annuelles (kg)
	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux	[HAP]	Flux		
	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h	µg/Nm <sup>3</sup>	mg/h		
2009			2,4	316	2,0	273	2,0	309	2,4	94	992	9
2012	3,44	622			1,2	188	2,1	270	0,3	10	1090	10

**Tableau 39 : Estimation des émissions maximales annuelles des 4 HAP « Aarhus » par les installations du site papetier de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin.**

Les HAP concernés sont les 4 composés du protocole Aarhus. Les concentrations en HAP ont été mesurées par des laboratoires COFRAC et sont standardisées (en tenant compte de la teneur en vapeur d'eau et ramenées à 6% d'O<sub>2</sub>).

On observe ici que les émissions de HAP de l'installation de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin à Biganos restent relativement stables entre 2009 et 2014 et varient entre une dizaine et une trentaine de kilos par an **au maximum pour les 8 HAP NF X 43329**. Les deux années traitées pour les 4 HAP du protocole Aarhus permettent d'estimer ces émissions **au maximum** à une dizaine de kilos par an.

A titre comparatif et pour situer ces émissions par rapport à ce qui existe ailleurs en France, le site de l'iREP permet de visualiser des synthèses par catégorie de contaminants. Pour l'année 2013 par exemple, les 10 premiers émetteurs de HAP dans l'atmosphère furent responsables de la production de 6826 kg de HAP. Les trois premiers établissements, associés à environ 71% de ces émissions, appartiennent au secteur de la sidérurgie et de la métallurgie (n°1 : 2930 kg HAP/an ; n°2 : 1280 kg HAP/an ; n°3 : 630 kg HAP/an). Les niveaux d'émissions de HAP pour le site papetier sont donc relativement faibles par rapport à d'autres secteurs industriels.

**En conclusion**, les émissions de HAP liées à l'industrie au niveau du Bassin d'Arcachon sont principalement associées à l'usine papetière Smurfit-Kappa Cellulose du Pin. La réglementation européenne en vigueur a induit la mise en place au niveau local de valeurs limites d'émissions strictes systématiquement respectées par l'industriel (100 µg/Nm<sup>3</sup> pour la chaudière 9 jusqu'en 2010 puis 10 µg/Nm<sup>3</sup> pour la chaudière biomasse Dalkia), qui se place par ailleurs loin derrière certaines industries telles que la sidérurgie en termes d'émissions.

Néanmoins, cette réglementation ne concerne que 8 HAP (norme NF X 43329) et la distinction entre la phase gazeuse et la phase particulaire n'est pas faite. Il n'est donc pas possible d'estimer précisément la part potentiellement re-déposable sur le plan d'eau avec ces seules informations.

### 3.6. Apports liés aux pluies

#### 3.6.1. Généralités

Une des voies d'entrée potentielle des HAP dans le milieu naturel est le ruissellement des pluies au niveau du bassin versant. Après leur émission dans l'atmosphère les HAP peuvent s'adsorber à des particules et se déposer directement sur le plan d'eau, mais également sur les surfaces urbanisées proches du plan d'eau. En lessivant ces sols imperméabilisés, l'eau de pluie peut ainsi entraîner de grandes quantités de particules contaminées vers les réseaux de collectes et le milieu naturel. Les apports associés à ces processus sont étudiés depuis longtemps (Hoffman et al., 1984) et présentent un intérêt grandissant puisqu'ils tendent à augmenter avec l'urbanisation et l'augmentation des surfaces imperméabilisées comme le montre la Figure 88 : 55% de l'eau de pluie s'abattant sur une surface totalement imperméabilisée ruisselle contre seulement 10% pour un sol non imperméabilisé.

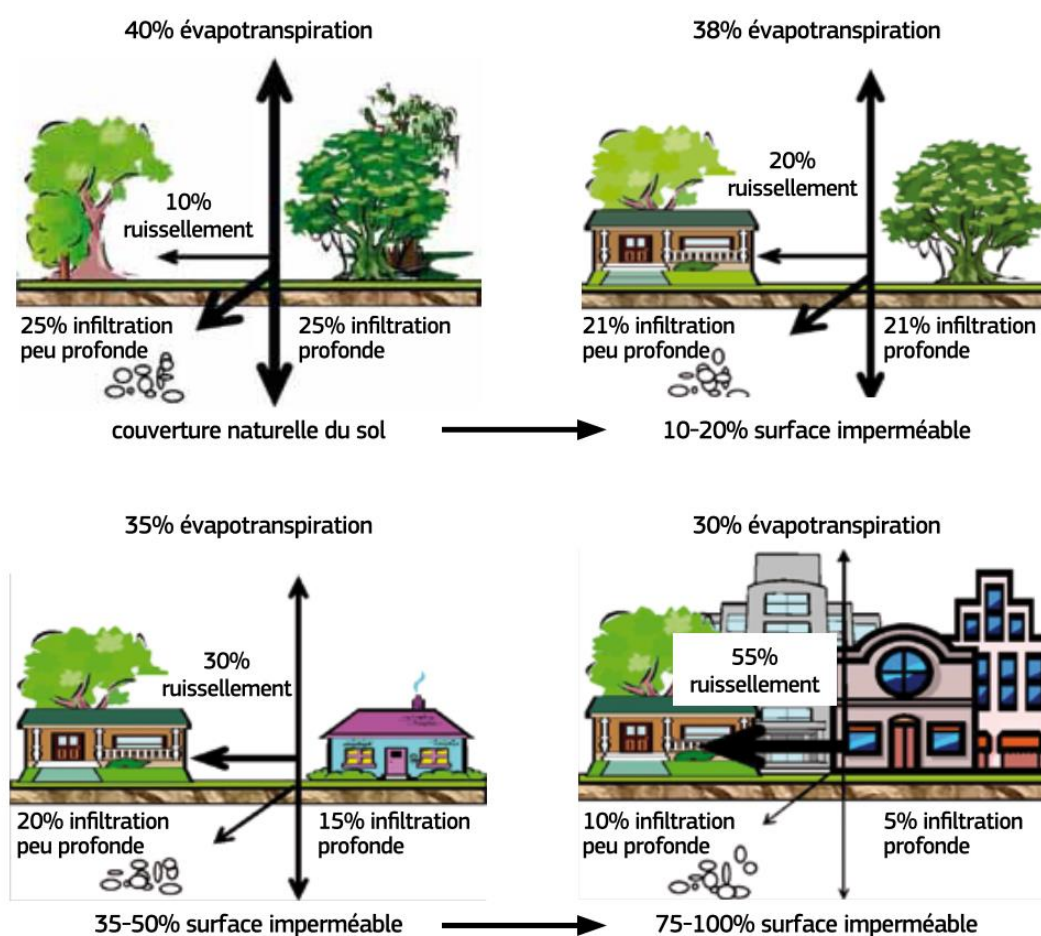


Figure 88 : Effets de l'imperméabilisation des sols sur le cycle de l'eau (source : Commission européenne, 2012)

*L'évapotranspiration correspond à l'eau « transpirée » par les végétaux.*

Ces phénomènes sont au cœur des problématiques environnementales européennes. De récents rapports font état d'une augmentation des zones imperméabilisées à cette échelle entre 1990 et 2006 (Prokop et al., 2011) : de 90 000 à 100 000 ha (environ 1 000 km<sup>2</sup>) de surface sont artificialisées chaque année. En 2006, ces zones représentent environ 4,4% (192 000 km<sup>2</sup>) du territoire d'après CORINE Land Cover (CLC)<sup>87</sup>.

<sup>87</sup> CLC est un programme initié par l'Union Européenne en 1985. Corine signifie en anglais « COoRdination of INformation on the Environment ». Un de ses objectifs est la réalisation de cartes illustrant l'usage des sols.

En France, plus spécifiquement, la part de surface artificialisée s'élève à 5,2% du territoire (après avoir augmentée de 3% entre 2000 et 2006). Le rapport « L'environnement en France » (édition 2014) élaboré par le Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) présente des données plus sévères avec 8,4% de surface artificialisée en métropole pour 2006 et 9,1% pour 2012 (Bottin et al., 2014). La moitié de ces surfaces sont dites « stabilisées » ou revêtues (routes, parking...), un cinquième est constitué de zones « bâties » et un tiers d'espaces artificialisés nus ou enherbés (carrières, décharges, jardins d'agrément, équipements sportifs et de loisirs etc...).

La Figure 89 tirée de cette dernière synthèse, permet par ailleurs d'observer que les zones littorales métropolitaines sont particulièrement concernées par le phénomène d'artificialisation (en lien avec une pression démographique importante et une attractivité forte). Près de 14% de leur territoire y sont sujet, ce qui correspond à 2 – 3 fois la moyenne française métropolitaine. Ce processus s'accompagne d'une diminution de surface des zones arables : leur surface à proximité du littoral est moitié moins importante que dans le reste de la France.

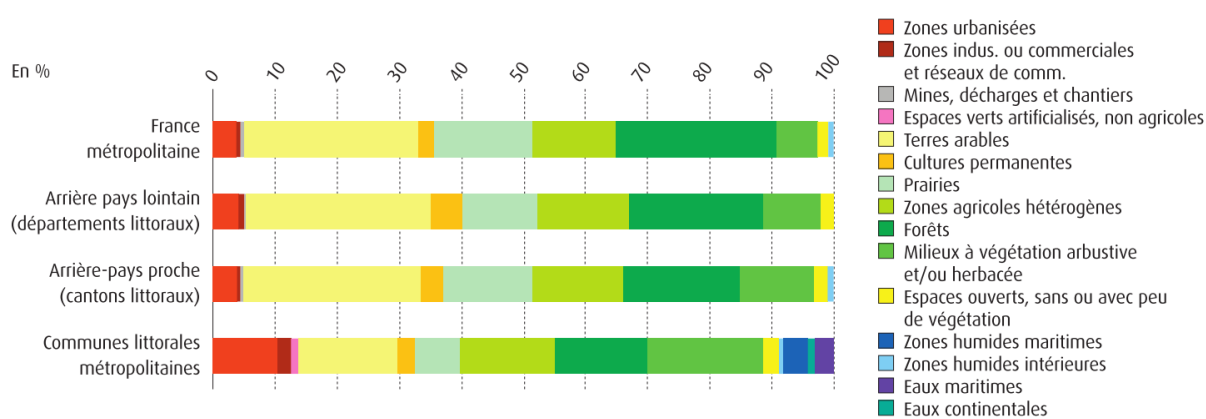


Figure 89 : Occupation des sols en France (adapté de Bottin et al., 2014).

Au niveau du Bassin d'Arcachon, les eaux de ruissellement étaient autrefois acheminées directement vers la lagune sans traitement préalable par des réseaux canalisés. L'impact des eaux de ruissellement sur la qualité (notamment microbiologique) des eaux marines ainsi que le contexte écologique sensible de ce milieu ont conduit le SIBA à imposer dès les années 1980 l'infiltration et le traitement des eaux pluviales à la parcelle pour tout projet d'aménagement urbain.

La limitation de l'imperméabilisation des sols et la maîtrise des eaux de ruissellement sont depuis inscrits dans les documents d'urbanisme (PLU) et dans les objectifs du Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT). Différentes installations répondant à ces exigences ont donc été mises en place autour de la lagune (chaussées à structure réservoir, tranchées drainantes, puits d'infiltration etc...) ; leur descriptif apparaît dans le « Guide technique des eaux pluviales du Bassin d'Arcachon<sup>88</sup> ». De manière générale, elles permettent l'infiltration dans le sol des eaux de pluie ou leur rejet dans les réseaux de drainage après rétention des particules lessivées. Un des objectifs est de minimiser l'impact de l'imperméabilisation sur le cycle de l'eau au niveau local.

### 3.6.2. Contamination par les HAP des eaux de ruissellement

Parmi les différentes structures alternatives mises en place sur le Bassin d'Arcachon pour la gestion des eaux de ruissellement, seule une d'entre elles a été concernée par des analyses de HAP pour le moment. Au niveau de la place Reinhard du Cap-Ferret, un bassin d'infiltration d'une surface de 560 m<sup>2</sup> a été installé sous la chaussée. Avant d'y être acheminées, les eaux de ruissellement passent en

<sup>88</sup> [http://www.siba-bassin-arcachon.fr/sites/siba/files/siba\\_brochure\\_eaux\\_pluviales.pdf](http://www.siba-bassin-arcachon.fr/sites/siba/files/siba_brochure_eaux_pluviales.pdf)

amont par un ouvrage de décantation (1,50 \* 0,75 m) dans lequel les particules lessivées peuvent sédimenter. Les analyses de HAP ont été réalisées dans cette matrice ; pour 50 cm de profondeur, la masse totale de boues après un an a été estimée à 141 kg.

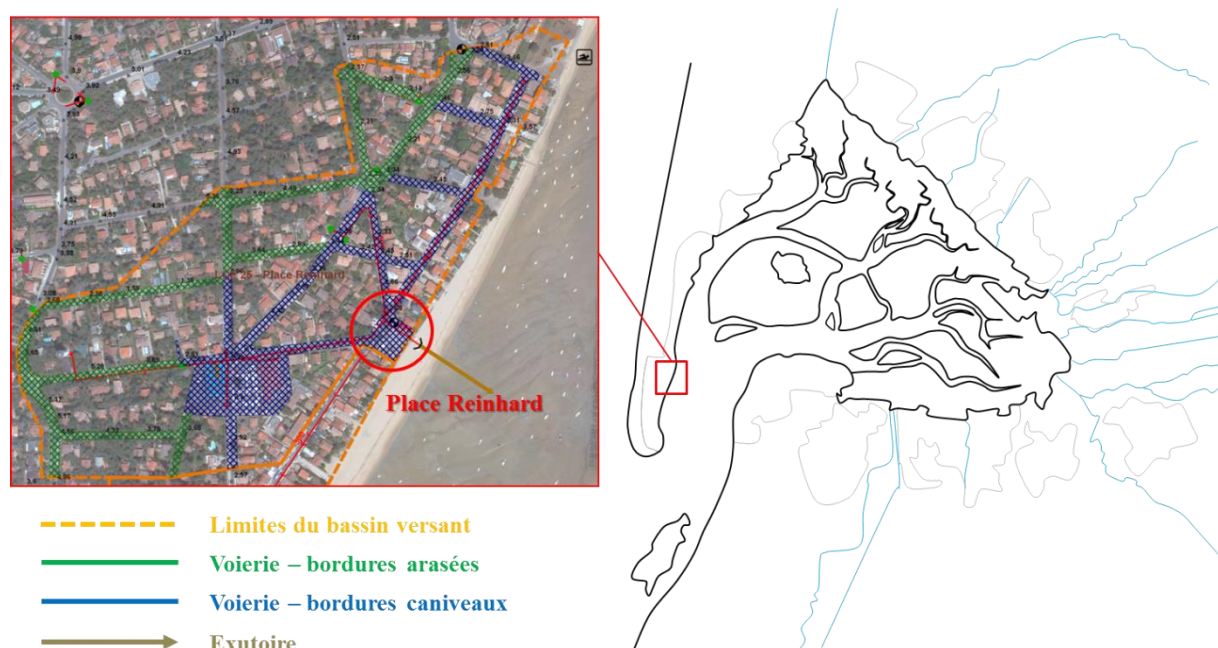


Figure 90 : Localisation du bassin d'infiltration associé à la place Reinhard au Cap-Ferret.

Les concentrations en HAP mesurées sont présentées dans la figure suivante. Ces composés correspondent aux 16 molécules classées par l'US-EPA<sup>89</sup> et leurs proportions relatives sont proches de celles retrouvées dans un sédiment prélevé dans le Bassin d'Arcachon. Les niveaux de CO sont de 33% et les mesures de granulométrie indiquent 8,3% de particules dont le diamètre est inférieur à 2 µm, 17,7% sont compris entre 2 et 63 µm et 74% sont supérieurs à 63 µm.

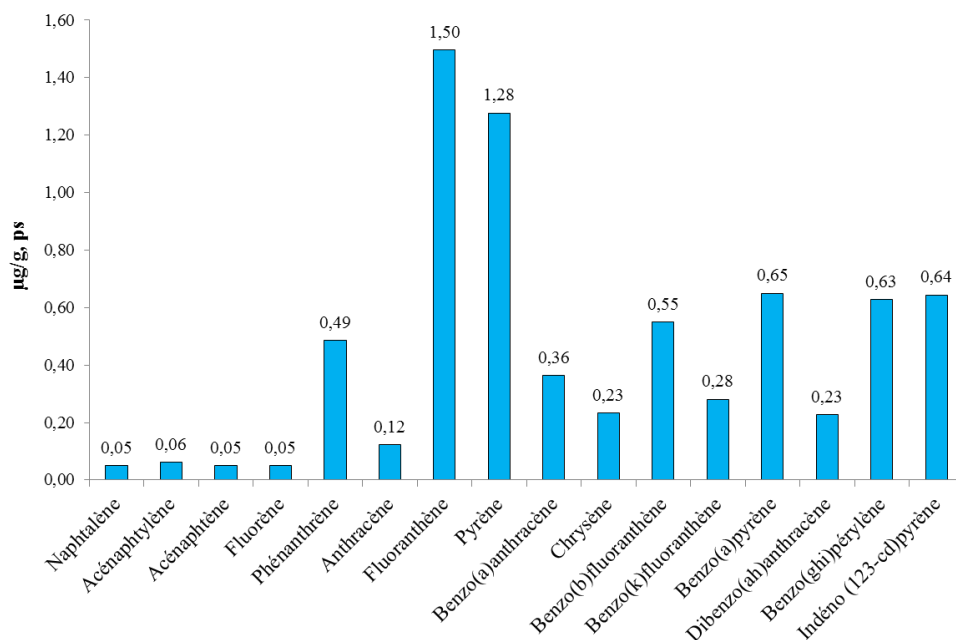


Figure 91 : Concentrations des 16 HAP de l'US-EPA mesurées dans les boues de l'ouvrage de décantation de la place Reinhard (Cap-Ferret).

<sup>89</sup> US-EPA : United States Environmental Protection Agency (agence de protection environnementale américaine).

La concentration totale pour les 16 composés atteint 7,17 µg/g, ps, ce qui correspond à **7,17 mg/kg, ps**. Ces niveaux équivalent dans **141 kg de boues décantées à 1 011 mg de HAP**, soit 1,011 g. Cette quantité de HAP s'est déposée dans l'ouvrage de décantation en 1 an, et peut être associée au lessivage durant cette période d'une surface de **64 669 m<sup>2</sup> de voirie** (dont 38 155 m<sup>2</sup> de bordures « caniveaux » et 26 514 m<sup>2</sup> de bordures « arasées »).

Une étude récente (janvier 2014) réalisée en collaboration avec les services du SIBA s'est par ailleurs intéressée à la surface imperméabilisée sur le territoire du Bassin d'Arcachon<sup>90</sup> et a évalué une surface de voiries d'environ **14 646 158 m<sup>2</sup> soit 14,6 km<sup>2</sup>**.

Si l'on extrapole les résultats de l'analyse précédente à la totalité de la surface de voirie pour estimer la quantité de HAP issus du lessivage de ces surfaces :

$$HAP \text{ totaux voirie } (g) = \frac{HAP \text{ Place Reinhard } (g) \times Surface \text{ totale voirie } (m^2)}{Surface \text{ voirie Place Reinhard } (m^2)}$$

$$HAP \text{ totaux voirie } (g) = \frac{1 \times 14\,646\,158}{64\,669} = 227 \text{ g}$$

D'après ce même rapport, environ 7,4% de la surface des voiries sont équipées de « mesures compensatoires » (structures alternative de traitement des eaux de ruissellement) ; cela correspond à 3,3 g de HAP qui sont retenus en un an dans ces équipements.

Il est néanmoins important de garder à l'esprit que ces valeurs sont surestimées puisqu'elles supposent que des voies imperméabilisées induisent un ruissellement de 100% des eaux de pluie. En réalité des taux d'abattement s'appliquent à ces volumes ; ils dépendent de coefficients de ruissellements qui varient selon le type de surface (ex. voirie avec bandes enherbées). La simulation réalisée plus haut est une approximation permettant de situer la « source pluviale » de HAP par rapports aux autres dans une perspective « pessimiste » selon laquelle 100% des eaux de pluies s'abattant sur les voiries imperméables ruissellent vers la lagune.

Par ailleurs, l'estimation réalisée précédemment ne tient compte que de la voirie et pas des bâtiments et autres surfaces potentiellement imperméables « hors voirie ». L'étude citée plus haut a également estimé la surface de ces parcelles bâties qui s'élève à 30 724 044 m<sup>2</sup>. Il n'est cependant pas possible d'estimer les apports en HAP associés à ces surfaces dans la mesure où une partie de ces parcelles bâties sont dotées de dispositifs de rétention et d'infiltration des eaux pluviales à la parcelle.

Ce type d'extrapolation présente enfin de nombreuses limites dans la mesure où la nature des particules lessivées par les pluies demeure inconnue. Il est par ailleurs très probable qu'elles présentent une forte variabilité à la fois qualitativement et quantitativement en fonction du trafic routier aux alentours, des travaux d'urbanisme, de la nature de la surface lessivée, des vents, des saisons et du climat en général. Cette forte variabilité a déjà été illustrée dans le quartier du Marais à Paris lors d'une étude publiée en 1999 (Gromaire-Mertz et al., 1999). Les auteurs indiquent notamment que le ruissellement sur les toits induit une forte contamination de la phase dissoute par les métaux (en lien avec les matériaux de construction des toits et des gouttières), tandis que les particules représentent le principal vecteur de contamination pour les surfaces de type « voirie » ou « jardins ».

Le compartiment pluvial s'avère donc être une « boîte noire » et le manque de données disponibles au niveau local appelle à de plus amples recherches et à la réalisation de nouvelles études. Il est encore nécessaire de définir avec précision les surfaces lessivées, et d'étudier plus avant la variabilité des

<sup>90</sup> Au niveau des 10 communes majeures du Bassin : Lège Cap-Ferret, Arès, Andernos les Bains, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste de Buch, Arcachon, Lanton.

particules entraînées par les pluies en s'interrogeant sur leur contamination, leur quantité et leur « qualité » en fonction du milieu étudié. Le projet REMPAR<sup>91</sup> s'est notamment fixé pour objectif de mieux cerner les apports liés au ruissellement des pluies.

**En conclusion**, une estimation approximative permet de situer autour de 227 g les apports annuels en HAP issus du lessivage des particules sur les voiries. Ce chiffre ne tient pas compte des potentiels abattements liés à la nature des sols lessivés et considère une imperméabilité totale des voiries.

Bien que cette estimation semble faible au regard d'autres apports potentiels tels que les dépôts atmosphériques, il est important de garder à l'esprit qu'elle ne tient pas compte du ruissellement sur les autres surfaces imperméabilisées hors voiries tels que les toits des bâtiments en raison d'un manque d'informations important (ces zones présentent pourtant une superficie imperméabilisée deux fois plus importantes que la voirie).

Il est par ailleurs complexe d'extrapoler les données d'un seul petit bassin versant (place Reinhard) à la totalité des voiries imperméabilisées du Bassin d'Arcachon. La variabilité spatiale et temporelle des événements pluvieux est en effet très forte, tout comme celle des particules lessivées (qualitativement et quantitativement). De nouvelles études sont nécessaires pour mieux comprendre la dynamique des polluants apportés par le lessivage des zones imperméabilisées.

---

<sup>91</sup> REseau des MicroPolluants du Bassin d'ARcachon (animation du réseau assumée par le SIBA).



# Synthèse générale

---

---

L'objectif de cette étude est de **répondre au besoin grandissant de connaissances des acteurs locaux** concernant la présence des HAP dans le milieu naturel du Bassin d'Arcachon et le risque potentiel qu'ils représentent pour la pérennité de l'écosystème. Les interrogations légitimes des professionnels comme des élus se basent sur de récents résultats présentés par l'Ifremer dans son rapport de 2013 (Auby et al., 2013). Ce rapport expose les données d'environ 20 ans de surveillance des HAP dans la chair des huîtres du Bassin d'Arcachon et souligne une apparente augmentation de ces niveaux dans les secteurs les plus orientaux de la lagune. On y apprend également que les niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon sont supérieurs à ceux du reste du secteur Adour – Garonne.

Il a donc semblé important dans un premier temps de compléter les résultats de l'Ifremer grâce aux nombreuses autres études déjà menées sur ces contaminants dans le secteur du Bassin d'Arcachon depuis 20 ans. Cela a permis d'établir **un état des lieux exhaustif de la présence des HAP** dans la lagune et de confirmer statistiquement les tendances temporelles identifiées par l'Ifremer.

En complément, **les sources de ces composés chimiques ont été investiguées** afin d'expliquer au mieux la présence des HAP dans le milieu. L'étude des processus à l'origine de ces contaminants est par ailleurs une étape indispensable avant de pouvoir dégager des perspectives de gestion intéressantes visant à diminuer les apports dans l'écosystème.

## 1. Présence des HAP dans le Bassin d'Arcachon

---

### 1.1. Bilan

---

Les HAP sont des composés persistants et ubiquistes. On les trouve donc de manière plus ou moins pérenne dans la totalité des compartiments abiotiques (particules, eau et sédiments) suite à leur émission. C'est dans ces « puits » que les organismes vivants se contaminent par l'intermédiaire de processus biologiques tels que la respiration ou la nutrition.

**Concernant la bioaccumulation dans les huîtres de la lagune**, les données obtenues au cours des 20 dernières années indiquent que les concentrations en HAP (1) ont été environ multipliées par deux au cours de cette période et (2) sont environ deux fois plus importantes dans les organismes se développant dans les zones les plus « internes » du Bassin. L'augmentation des niveaux de HAP est par ailleurs plus marquée dans les organismes issus de ces secteurs orientaux par rapport à ceux provenant de l'embouchure (secteur du banc d'Arguin).

**Ces résultats confirment bien les observations réalisées par l'Ifremer en 2013.** La seule différence notable entre leurs travaux et cette étude est que l'institut ne détectait alors pas d'augmentation significative dans les secteurs océaniques de la lagune.

Bien que cette hausse des concentrations rapproche les niveaux de HAP dans les organismes des limites règlementaires européennes, il est important de noter que **ces valeurs seuils restent très supérieures à celles retrouvées dans le Bassin** (surtout en ce qui concerne le BaP).

Dans un contexte plus global, la présence des HAP semble néanmoins plus marquée dans les huîtres du Bassin d'Arcachon par rapport à ce que l'on peut observer ailleurs sur le littoral atlantique. Les

éléments à disposition pour la réalisation de cette étude ne permettent pas de conclure de manière catégorique sur les raisons expliquant cette observation. On peut néanmoins supposer que la structure géographique du Bassin d'Arcachon et son hydrodynamisme particulier contribuent à la rétention des contaminants et à une exposition supérieure des organismes aquatiques (rétention des masses d'eaux supérieure dans les zones les plus internes).

**Concernant la présence des HAP dans le compartiment abiotique**, les sédiments et la colonne d'eau (particules et phase dissoute) ont été investiguées.

En première approche, **les sédiments du Bassin d'Arcachon** présentent un gradient de contamination géographique similaire à celui des huîtres : croissant de l'océan vers les terres. Cette observation est liée à la variabilité naturelle inhérente au sédiment : granulométrie plus fine et présence de carbone organique supérieure dans les secteurs orientaux. La présence de ce type de sédiments dans les secteurs les plus internes peut partiellement expliquer les résultats observés dans les matrices biologiques puisque ces vases peuvent être facilement remises en suspension par les courants (surtout dans un contexte de régression de l'herbier à zostères) et peuvent donc être captées par les organismes filtreurs.

Les sédiments des ports et des tributaires présentent par ailleurs des niveaux de HAP supérieurs à ceux de l'intrabassin (surtout les ports de La Teste et Gujan et les ruisseaux de la Hume et du Bourg). De manière globale ce sont les stations de la façade sud qui présentent les niveaux en HAP les plus élevés, en lien probable avec l'hydrodynamisme du secteur (courants résiduels faibles et temps de séjour moyens des masses d'eaux importants).

**Les niveaux de HAP dans la colonne d'eau** présentent par ailleurs de tendances géographiques similaires à celles du sédiment et du biota qu'il s'agisse de la phase dissoute ou de la phase particulaire : les secteurs les plus internes se caractérisent par des concentrations en HAP supérieures. Ce constat est cohérent avec les observations faites précédemment puisque les particules sont notamment issues de la remise en suspension du compartiment sédimentaire. Les huîtres se contaminent par la suite en filtrant la colonne d'eau où elles puisent nourriture et oxygène.

Le calcul de **facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration** indique néanmoins que le rapport entre les niveaux de HAP dans les huîtres et les niveaux de HAP dans les compartiments abiotiques n'est pas homogène sur toute la surface du plan d'eau. Il semble donc que les organismes ne se contaminent pas de la même manière sur la totalité du Bassin (variabilité de la physiologie, des taux de filtration, en lien avec une variabilité des conditions de vies).

De manière générale, bien qu'aucun lien direct ne puisse être établi entre la présence des HAP et **la variabilité du captage** on ne peut réfuter cette hypothèse de manière absolue. Les effets de ces contaminants peuvent en effet être très variés et agir au niveau de l'ADN ou être à l'origine d'un stress oxydant par exemple. Il est donc raisonnable de supposer que leur impact sur les organismes puisse s'ajouter à ceux d'autres stress (thermique, physique...) et ainsi contribuer à la variabilité de captage observée dans la lagune.

## **1.2. Limites de l'approche adoptée et perspectives**

---

L'objectif de cette première phase de bilan était de confirmer ou d'infirmer les tendances temporelles et géographiques identifiées par l'Ifremer à l'aide de l'outil statistique. Pour cela, les jeux de données du RNO / ROCCH ont été renforcés et densifiés en y ajoutant des valeurs issues de diverses autres sources bibliographiques (études ponctuelles, thèses de doctorats...).



### 1.2.1.Aspects méthodologiques

---

Toutes les données récupérées n'ont pas toujours pu être employées, et certains choix drastiques dans leur traitement ont dû être réalisés. Ces « biais » décrits précédemment dans les sections « méthodologie » sont hélas des contraintes nécessaires du fait d'une trop grande hétérogénéité dans la nature des paramètres suivis ou dans les méthodologies employées lors de l'acquisition des données.

Par exemple, **les listes de composés suivis** dans les différentes sources bibliographiques utilisées sont rarement les mêmes. Il a donc été nécessaire de ne pas tenir compte de certains composés trop peu suivis en dépit de leur intérêt. Des profils contrastés existent notamment avec des travaux universitaires ponctuels souvent très exhaustifs (études de différents isomères, de composés méthylés et/ou soufrés et de HAP non réglementés) et des études associées à des suivis réglementaires plus régulières mais minimalistes (étude des composés soumis à la réglementation).

Ce décalage ne permet ainsi pas d'étudier l'évolution dans le temps de composés pertinents pouvant tracer certaines origines très spécifiques (beaucoup de produits légers et méthylés peuvent tracer une contamination pétrogénique par exemple). Les listes réglementaires suivies dans les organismes aquatiques (seuils sanitaires et NQE-biote) sont par ailleurs différentes de celles concernant le compartiment atmosphérique alors que les deux compartiments sont liés (dépôts atmosphériques secs et humides).

De plus, les deux types d'approches induisent souvent aussi des différences majeures au niveau purement technique avec des **différences dans les limites de quantification et de détection pratiquées**. Les suivis réglementaires par exemple, n'ont pas besoin de chercher une performance analytique poussée, mais simplement à produire des limites de quantification inférieures aux seuils réglementaires. Ces variations dans les seuils de détection entre les différents « producteurs de données » induit dès lors un biais important dans le traitement statistique. Lorsque toutes les données sont traitées ensemble, une seule limite de détection doit être considérée par composé : la plus haute. On se voit donc dans l'obligation de censurer les jeux de données de façon importante et de ne pas tenir compte de certains résultats hautement pertinents.

Il serait donc intéressant au niveau du Bassin d'Arcachon, d'élargir la liste de HAP suivis et d'homogénéiser les performances analytiques requises pour le suivi de ces composés.

De plus, il n'a pas été possible d'identifier des stations uniques et communes aux diverses sources bibliographiques employées. **Il a donc été nécessaire de travailler « par zones »** afin de regrouper les sites étudiés par typologie (embouchure, centre, secteurs internes). Ce choix, bien que pertinent au regard des paramètres hydrologiques de la lagune peut être remis en question.

### 1.2.2.Les matrices étudiées

---

❖ La zonation du plan d'eau pratiquée dans le cadre de cette étude peut notamment poser problème en ce qui concerne **les sédiments**. Comme l'indique la très importante variabilité des niveaux de HAP dans les 4 zones choisies, cette matrice présente une hétérogénéité très importante, à une échelle géographique inférieure à celle des zones de l'étude (écart-types importants).

Cette variabilité géographique pose par ailleurs la question de la représentativité des prélèvements de sédiments réalisés dans le Bassin d'Arcachon. Ce compartiment abiotique nécessite donc un traitement particulier, et exige notamment de **rendre systématique les analyses de carbone organique total et de granulométrie** qui sont les seuls éléments permettant d'homogénéiser leur étude sur la totalité de la lagune en s'affranchissant de leur variabilité naturelle.

De manière générale, les sédiments de la lagune n'ont par ailleurs attiré l'attention des scientifiques et des gestionnaires qu'à l'occasion d'études relativement ponctuelles telles que des thèses de doctorat. Ils bénéficient d'un suivi régulier dans le cadre de l'application de la DCE, mais la fréquence des analyses est assez faible (tous les 6 ans).

Bien que ce compartiment puisse intégrer plusieurs années de contamination dans les premiers centimètres de surface, **il pourrait tout de même être pertinent de resserrer la fréquence des analyses dans un milieu aussi dynamique que le Bassin d'Arcachon**. En effet, bien que les courants résiduels y soient faibles et que les masses d'eau présentent un temps de séjour proche des deux semaines dans les secteurs les plus internes, les courants liés aux marées, la bioturbation, et le contexte de régression des herbiers à zostères tendent à favoriser un brassage important des couches superficielles de sédiments. Un renouvellement rapide de cette matrice pourrait donc justifier un suivi plus régulier en parallèle de celui des organismes. Ce type de suivi permettrait également d'étudier des séries temporelles de données de façon rapide.

❖ Ce type de recommandation pourrait également être appliqué à **la colonne d'eau** et plus spécifiquement aux **particules**. On sait que les organismes filtreurs se nourrissent de ces éléments en suspension, néanmoins aucun suivi régulier de ce sous-compartiment n'est réalisé à l'heure actuelle. Bien que la nature et l'origine de ces particules soient globalement connues, le bol alimentaire de l'huître demeure une « boîte noire ». Il semble important d'engager des études complémentaires pour parfaire les connaissances sur la nature exacte des matières en suspension dans le Bassin d'Arcachon :

- Quelle sont les parts respectives issues de la remise en suspension sédimentaire, d'une production dans la colonne d'eau ou des apports continentaux ?
- Quelle proportion est ingérable par les huîtres et sous quelles conditions (stade de croissance ou nature des matières en suspension par exemple) ?
- Quel est l'impact de leur concentration sur la physiologie de l'huître et sa capacité à sa contaminer ?
- Quelle est leur variabilité annuelle qualitativement et quantitativement ?

Différents travaux se sont intéressés à ce type de question au fil du temps mais séparément. Une étude intégrée ayant pour objectif de mieux cerner « la façon de se contaminer » des huîtres du Bassin d'Arcachon en regroupant ces interrogations représenterait un intérêt majeur. Cela améliorerait la compréhension du fonctionnement de l'écosystème et permettrait probablement de conseiller la profession ostréicole et de remonter aux sources des HAP avec plus de précision.

En dépit du fait que les HAP ne soient pas particulièrement hydrosolubles, accompagner ces suivis d'une surveillance de **la phase dissoute** peut représenter un intérêt également car c'est notamment par elle que les huîtres juvéniles se contaminent (voir notamment les composés les plus légers et solubles tels que le naphthalène, le phénanthrène, le pyrène ou le fluoranthène).

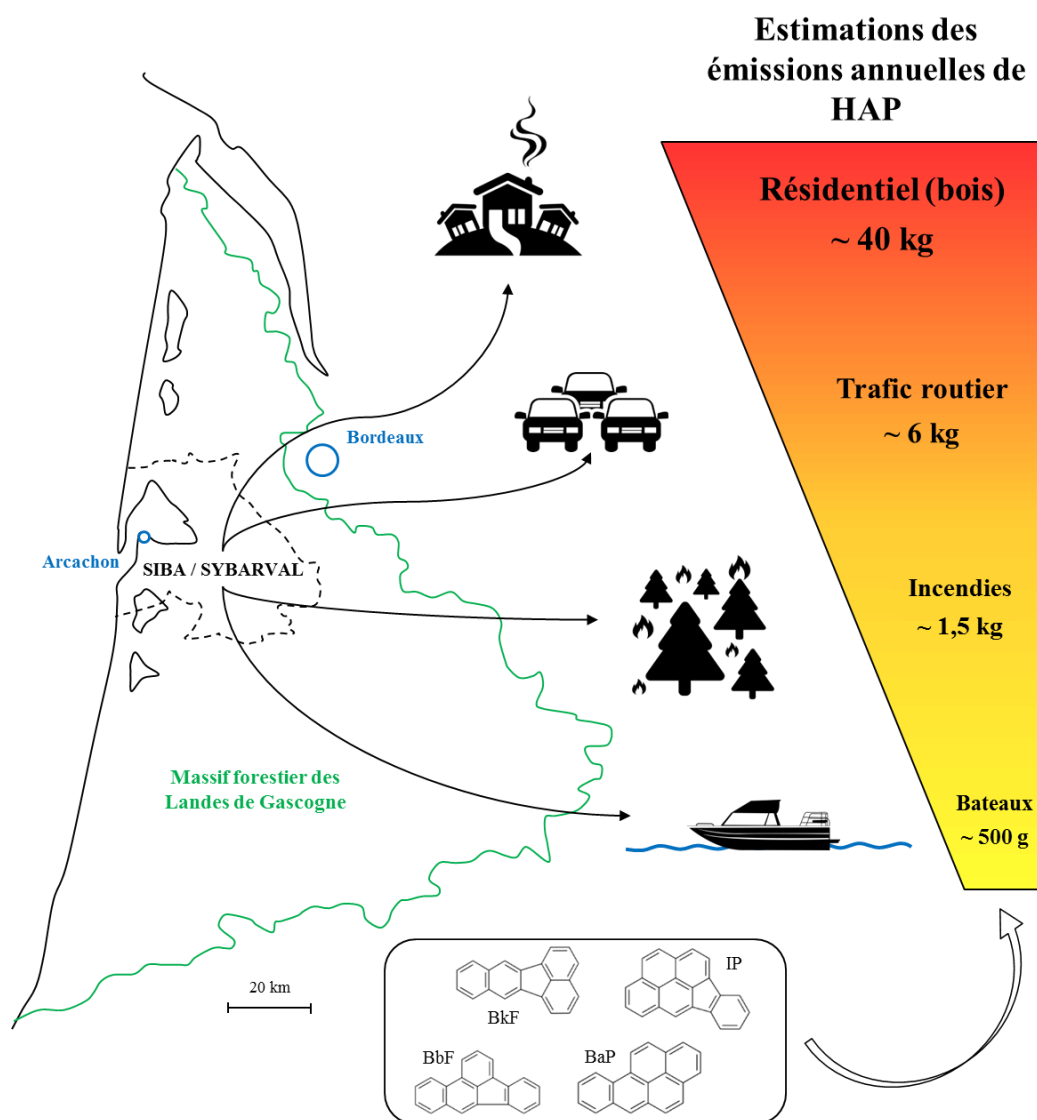
❖ Il est important de noter enfin que l'étude de l'évolution temporelle des niveaux de HAP dans les organismes vivants (huîtres) n'a été rendue possible que grâce au suivi du RNO / ROCCH. Le manque de données anciennes pour les compartiments abiotiques n'a pas permis de mettre en pratique une approche de ce genre. On souligne donc bien ici **l'intérêt scientifique et pour la gestion territoriale de ce type de réseau**. Il pourrait être intéressant de renforcer ce type d'approche avec plusieurs analyses durant l'année (tenir compte de la période de reproduction par exemple), d'autres sites, et des répliques analytiques. **Tenir compte du taux lipidique** permettrait par ailleurs de normaliser les données de bioaccumulation.

## 2. Les sources des HAP

### 2.1. Bilan des estimations d'émissions

Le second objectif de cette étude était de tracer l'origine des HAP dont la présence est clairement établie dans la section précédente. Afin de mettre en place des mesures de gestion fiables visant à limiter les entrées de HAP dans les eaux de la lagune il a donc fallu remonter jusqu'aux processus potentiellement à l'origine de ces composés.

Une première approche basée sur le calcul d'indices (rapports de concentrations entre certains composés) et l'étude des distributions relatives des différents HAP trace de manière claire une origine dite pyrolytique. On en conclut donc que les **HAP présents dans l'écosystème du Bassin d'Arcachon sont principalement issus de processus de combustion incomplète liés aux activités anthropiques locales.**



**Figure 92 : Hiérarchisation des principales sources de HAP dans le secteur du Bassin d'Arcachon.**

Les chiffres fournis sur cette figure concernent uniquement les 4 HAP du protocole Aarhus présentés (benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, benzo(a)pyrène) et les émissions liées au secteur administratif du SIBA (10 communes autour du plan d'eau).

Source	Territoire	Modalités	Année / Période	Nb de composés	Quantité émise / an (g)		
Résidentiel	SIBA	/	2010	4	41 617		
			-----	8	144 085		
			2012	4	38 243		
			-----	8	132 405		
	SYBARVAL	/	2010	4	57 254		
			-----	8	198 228		
			2012	4	52 613		
			-----	8	182 159		
Tertiaire	SIBA	/	2010	4	11		
			-----	8	37		
			2012	4	42		
			-----	8	140		
	SYBARVAL	/	2010	4	13		
			-----	8	42		
			2012	4	43		
			-----	8	144		
Industriel	Source ponctuelle	/	2009	4	8 690		
			-----	8	17 380		
			2012	4	9 549		
			-----	8	27 760		
Feux de forêts	SIBA - Côtier	FE massique	Après 2006	4	1 170		
				-----	8	8 209	
				FE surfacique	Après 2006	4	4 170
						-----	8
	SIBA - Arrière pays	FE massique	Après 2006	4	930		
				-----	8	4 764	
				FE surfacique	Après 2006	4	2 566
						-----	8
	SYBARVAL - Côtier	FE massique	Après 2006	4	1 726		
				-----	8	12 113	
				FE surfacique	Après 2006	4	6 153
						-----	8
	SYBARVAL - Arrière pays	FE massique	Après 2006	4	1 372		
				-----	8	7 030	
				FE surfacique	Après 2006	4	3 787
						-----	8
Transports	SIBA	/	2010	4	5 600		
			-----	4	6 200		
			2012	8	35 200		
			-----	4	12 000		
	SYBARVAL	/	2010	4	14 200		
			-----	4	77 100		
			2012	8	77 100		
			-----	8	77 100		
Nautisme	Plan d'eau	Professionnel + Plaisance (scénario 1)	Actuel	4	508		
				-----	8	3 603	
			Professionnel + Plaisance (scénario 2)	Actuel	4	521	
					-----	8	3 701

**Tableau 40 : Récapitulatif des calculs d'émissions réalisés en fonction des différentes modalités de calculs.**

Les 4 HAP correspondent aux composés surveillés par le protocole Aarhus. Les 8 HAP sont les composés suivis en France selon la norme NF X 43 329. Dans un souci de synthèse et de précision, les estimations moyennes avant 2006 pour les feux de forêts ne sont pas présentées. Seules les émissions calculées sur la base des « usages » sont par ailleurs présentées pour le secteur nautique.

La seconde approche a donc consisté à référencer et à quantifier les émissions de HAP liées à ces activités afin de les hiérarchiser et de définir certaines priorités d'actions (Figure 92 et Tableau 40). Notre étude a ainsi permis de montrer que les émissions les plus importantes au niveau local sont liées au chauffage résidentiel utilisant du bois (environ 40 kg HAP). Les sources secondaires de HAP sont

liées par ordre décroissant au trafic routier (autour de 6 kg par an), aux feux de forêts (autour de 4 kg par an) puis aux activités nautiques (moins de 1 kg par an). Le secteur industriel est difficile à classer dans la mesure où les niveaux de HAP émis sont souvent inférieurs aux limites de quantification des laboratoires prestataires, ce qui ne permet pas de calculer d'émission de manière précise (inférieure à 10 kg par an).

**Ces résultats sont des données d'émissions ne présumant pas des entrées réelles dans l'écosystème du Bassin d'Arcachon.** Elles présentent néanmoins une cohérence avec les données d'inventaires nationaux (chauffage résidentiel et trafic routier en première position) et de précédentes études réalisées sur les niveaux de HAP atmosphériques dans le secteur. Ces derniers travaux indiquaient déjà en 2013 des concentrations dans l'air supérieures en hiver et avaient attribué cela à l'utilisation de bois de chauffage et à des conditions environnementales favorisant la persistance des HAP dans le compartiment atmosphérique (moins de photodégradation notamment).

## 2.2. Limites de l'approche adoptée et perspectives

---

Les calculs réalisés dans le cadre de cette étude représentent une première approche et permettent d'établir des ordres de grandeur concernant les émissions de HAP par les différents secteurs responsables de l'émission de ces composés.

Néanmoins, comme précisé précédemment, il faut tenir compte des limites inhérentes à cette approche pour interpréter correctement ces données. Ces limites empêchent de conclure de manière catégorique sur les entrées réelles de HAP dans le Bassin d'Arcachon et sont notamment liées à (1) la méthodologie employée et à (2) un manque de données scientifiques.

### 2.2.1. Aspects méthodologiques

---

Ces estimations ont été calculées en se basant sur une méthodologie commune à divers organismes spécialisés dans les inventaires d'émissions atmosphériques de polluants. Néanmoins, **il convient de prendre ces résultats avec du recul et de considérer les ordres de grandeurs plutôt que des valeurs absolues.** En effet, il persiste des incertitudes inhérentes à la méthode de calcul en elle-même qui est basée notamment sur (1) **la consommation d'énergie** de l'activité considérée et (2) **les facteurs d'émission** employés. Une variabilité importante des valeurs obtenues est également observée en fonction des paramètres choisis pour le calcul des émissions (exemple du secteur géographique considéré : SIBA ou SYBARVAL - Tableau 40).

#### 2.2.1.1. La consommation d'énergie

❖ Dans le cas des émissions liées au **chauffage résidentiel** par exemple, la consommation d'énergie a été estimée par un organisme spécialisé (ALEC) en se basant sur des données de l'INSEE. Il peut néanmoins exister de légères différences dans la méthode employée pour cette estimation en fonction des organismes responsables (bilan national ou local par exemple). Les valeurs employées dans le cadre de cette étude ont par ailleurs été également employées dans la réalisation du bilan énergétique du territoire administratif du SYBARVAL (SCoT) ce qui assure une certaine homogénéité dans les actions entreprises par les divers acteurs impliqués. Il faut noter que la « source résidentielle » peut également comprendre le **brûlage de déchets verts** (hors chauffage donc). Bien qu'interdite, cette pratique a toujours cours et peut représenter une source non négligeable de HAP en raison de la mauvaise qualité de la combustion et du niveau d'humidité du combustible (restes de tontes et de tailles de haies par exemple). Cette source n'a pas pu être estimée dans le cadre de cette étude.

❖ Pour les **activités nautiques**, il n'existe cependant aucun organisme officiel responsable de la surveillance de cette activité localement. Nous n'avons donc pas pu obtenir cette information et avons estimé la consommation d'énergie du secteur nautique en se basant sur des scénarii réalistes et des données fournies par les acteurs principaux du secteur (Tableau 40). De manière générale, il paraît donc intéressant d'acquérir des statistiques fiables et de **pérenniser un système d'observation** concernant le taux d'activité sur le plan d'eau. Cette méthode éviterait de généraliser les tendances observées lors d'études ponctuelles et d'acquérir des données en temps réel et exploitables. Ce type d'approche permettrait également d'ajuster avec précision les mesures éventuelles permettant de limiter les entrées de certains types de contaminants dans le plan d'eau.

Les informations nécessaires relèvent (1) d'**aspects purement techniques** (structure détaillé du parc nautique avec puissance des moteurs et type de motorisation, taux d'activité en nombre d'heures par an d'utilisation du moteur pour les usagers avec distinction entre les professionnels et les plaisanciers) et (2) de la **consommation de carburant** (volumes d'essence et de diesel vendus aux usagers).

Bien que l'acquisition de ces données demeure possible dans l'absolu, cette tâche reste complexe du fait de leurs origines très diverses et de l'intervention de certains acteurs privés ne pouvant pas systématiquement transmettre leurs données de ventes de carburant par exemple. Une piste intéressante serait de **s'inspirer des méthodologies déjà mises en place** pour l'estimation des émissions liées au trafic routier (utilisation de la modélisation notamment).

❖ Ce type d'incertitude se retrouve également lorsque l'on s'intéresse aux émissions associées aux **feux de forêts**. Cette source de contaminants est globalement peu considérée dans les inventaires nationaux et aucune méthodologie précise n'a pu être trouvée ce qui la rend difficile à cadrer. Par ailleurs, la littérature permet difficilement de faire correspondre des surfaces incendiées (surveillées sur le territoire) avec des masses de biomasses brûlées. C'est pourtant cette dernière information qui permettrait d'envisager au mieux les émissions de HAP issues des incendies de forêts. Il pourrait donc être intéressant de reprendre les travaux de l'INERIS qui s'y étaient intéressés en 2003. **Des expériences en chambre de combustion sur différentes structures de végétation typiques de la forêt des Landes permettraient d'affiner les estimations** réalisées dans le cadre de cette étude (Tableau 40) et d'améliorer nos connaissances.

#### 2.2.1.2. Les facteurs d'émission

Les facteurs d'émissions employés correspondent en général aux valeurs « officielles » utilisées par les organismes spécialisés dans l'estimation d'émissions atmosphériques de polluants (ex. CITEPA). Ces valeurs sont issues d'études scientifiques réalisées dans le passé et permettent de mettre en relation « une quantité d'énergie consommée » ou « une quantité de combustible brûlée » avec une quantité de contaminants émise.

Ces données sont souvent standardisées pour les différentes sources d'énergie considérées. Néanmoins, les émissions de HAP dépendent aussi grandement de l'**équipement considéré** (moteur diesel ou essence, type de motorisation, structure du parc d'équipement) ou peuvent présenter des lacunes dans leur élaboration (source unique pour les feux de forêts).

Leur valeur change également *de facto* en fonction du **nombre de composés considérés** (4 HAP ou 8 HAP typiquement) et de **la zone géographique considérée** (différence forte lorsque l'on considère uniquement le territoire administratif du SIBA ou celui du SYBARVAL par exemple) comme l'illustre le Tableau 40.

On comprend donc que de manière globale, cette méthodologie présente des limites. Un besoin de connaissance important se fait ainsi sentir si l'on souhaite estimer au mieux les émissions de HAP

dans le secteur du Bassin d’Arcachon. **Une enquête-ménage réalisée par l’entreprise BVA a dû notamment être réalisée afin d’évaluer la structure du parc d’équipement des habitants pour le chauffage au bois** (proportions de cheminées, poêles, chaudières...).

### **2.3. Entrées potentielles des HAP dans l’écosystème**

---

Comme expliqué précédemment, les données d’émissions fournies dans le cadre de cette étude ne présument pas des entrées réelles des HAP dans le Bassin d’Arcachon. Diverses voies d’entrée existent suite à l’émission des composés : (1) la diffusion directe (Li et al., 2009) dans l’eau à l’interface eau / air (concerne uniquement les HAP légers présents sous forme gazeuse tels que le naphthalène), (2) les apports par les tributaires (sous forme dissoute et particulaire), (3) les dépôts atmosphériques de particules (secs par gravité ou humides par l’intermédiaire des pluies) et (4) le ruissellement des eaux de pluies sur le bassin versant entraînant des particules contaminées vers les eaux de la lagune.

Il est par ailleurs important de considérer que les HAP sont des contaminants ubiquistes pouvant potentiellement « voyager » sur de très grandes distances par voie atmosphérique (Birgül et al., 2011). Cela explique la présence globale de ces composés à l’échelle mondiale et rend impossible leur disparition totale du Bassin d’Arcachon comme de n’importe quel écosystème situé dans un pays industrialisé. Une « part » des HAP présents dans la lagune provient donc de territoires extérieurs à ceux concernés par cette étude et ne peut pas être impactée par des mesures de gestion locale.

Pour comprendre les apports réels en HAP il faut donc cadrer ces processus d’entrée, ce qui n’a pas pu être réalisé précisément à l’échelle de cette étude. Plus particulièrement, les mécanismes impliqués dans **le dépôt atmosphérique de particule** sont très complexes et dépendent d’un grand nombre de paramètres liés au partitionnement des HAP entre phase gazeuse et particulaire (Keyte et al., 2013), et aux conditions climatiques. Les paramètres de température, de concentration en oxydants, de concentration en particules et la puissance des vents peuvent en effet impacter la persistance des HAP dans l’atmosphère et déterminer la distance « de voyage » des composés et leur durée de vie dans ce compartiment.

Il est admis de manière générale que les particules les plus lourdes sur lesquelles les HAP tendent à s’adsorber retombent plus vite que les particules plus légères (distance de voyage plus faible). Cela explique que l’on trouve ces composés en quantité plus importante proche des zones émettrices telles que les villes, les routes ou certaines industries (Cho et al., 2014). Les composés en phase gazeuse sont ceux qui présentent le potentiel de déplacement le plus important. Divers modèles ont été élaborés en Europe et aux Etats-Unis (ex. AERMOD, CALPUFF, CalTOX, CoZMo-POP2, EPI...(Fenner et al., 2005)) pour permettre d’estimer les distances parcourues par les contaminants et la part de composés émise qui peut se déposer sur une surface donnée. Ils n’ont néanmoins pas pu être employés à l’échelle de cette étude du fait de la trop grande diversité des données d’entrée.

C’est pourquoi, dans ce contexte et dans l’objectif d’estimer les proportions de HAP se déposant sur le Bassin d’Arcachon, des scénarii prédictifs ont été employés (Tableau 41). L’utilisation de ces scenarii présente cependant une limite car en général, les proportions de composés en phase gazeuse ou particulaire n’est pas connue. Les conditions climatiques ne sont par ailleurs pas prises en compte, mais cette méthode permet d’estimer en première approche les quantités susceptibles de se retrouver dans les eaux de la lagune.

Secteur / Source	Voie d'entrée	Emissions Brutes (g/an)	Quantités de HAP (g/an) arrivant dans l'écosystème en fonction des scénarii de dépôt atmosphérique			
			5% de dépôt	1% de dépôt	0,5% de dépôt	0,1% de dépôt
Résidentiel	Dépôt	39 930	1 996	399	200	40
Transports	atmosphérique	5 900	295	59	30	6
Industriel	direct sur le plan	9 120	456	91	46	9
Feux de forêt	d'eau	2 209	110	22	11	2
Pluvial	Ruissellement	227	227	227	227	227
Nautisme	Emission directe	515	206	206	206	206

**Tableau 41 : Hiérarchisation des principales sources de HAP en fonction des dépôts atmosphériques.**

*Le secteur tertiaire n'a pas été inclus dans un soucis de synthèse. Les pourcentages de dépôts ne sont appliqués qu'aux émissions résidentielles, issues des transports, industrielles et liées aux feux de forêts. Les 227 g de HAP « pluvial » correspondent à la simulation réalisée dans la section correspondante. Les quantités de HAP issues du nautisme et persistant dans l'eau correspondent à 40% des émissions brutes (Netherlands National Water Board, 2008; Rijkeboer et al., 2004). Les barres jaunes permettent pour chaque colonne de hiérarchiser les sources entre elles. Les émissions brutes sont calculées comme la moyennes des émissions pour les 4 HAP Aarhus et le secteur du SIBA, toutes années et facteurs d'émission confondus (Tableau 40).*

D'après le Tableau 41, si seulement 5% des émissions atmosphériques se déposent sur le plan d'eau, l'origine résidentielle reste prépondérante. Il en est de même si l'on suppose que 1% des émissions atmosphériques finissent par se déposer directement dans le Bassin d'Arcachon. Ces deux scénarii confirment donc l'**importance de cerner au mieux le secteur résidentiel** et les émissions de HAP liées au chauffage au bois notamment.

La contribution à la présence de HAP dans le milieu des secteur résidentiels (200 g) et nautiques (206 g) est équivalente si l'on envisage que seulement 0,5% des HAP atmosphériques se déposent sur la lagune. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que les apports liés au « pluvial » après ruissellement des eaux de pluies sur les surfaces imperméabilisées des zones urbaines entourant le plan d'eau.

Le « seuil » à partir duquel la source résidentielle passe en troisième position est de 0,1% de dépôts atmosphériques. Notons néanmoins que l'origine pluviale de HAP n'est autre que la résultante du lessivage du dépôt atmosphérique sur les surfaces imperméables entourant la lagune, ce qui confirme l'importance du processus de dépôt atmosphérique dans la contamination du Bassin d'Arcachon.

Ce tableau met bien en évidence l'importance du secteur résidentiel et le nécessité d'entamer des actions visant à diminuer les apports de HAP en lien avec cette source. Cette affirmation est d'autant plus pertinente que l'enquête ménage réalisée par BVA dans le cadre de cette étude révèle que chez les utilisateurs de bois de chauffage, à peine 12% associent le chauffage avec la pollution de l'air. De plus, bien que le lien entre qualité de l'air et de l'eau soit globalement fait par les sondés (59%), la contamination du compartiment aquatique reste globalement attribuée aux secteurs nautiques et industriels (seuls 2 sondés citent le chauffage au bois sur 500 personnes).

Il semble donc nécessaire d'informer les habitants de la région et de poursuivre les actions de sensibilisation menées à l'échelle locale sur cette thématique. Dans ce contexte, un « jeu en ligne » a été créé et mis à disposition des utilisateurs sur le site institutionnel du SIBA afin de leur permettre de simuler les émissions de HAP liées à leurs activités quotidiennes (chauffage, transport etc...).

Quoiqu'il en soit, les informations fournies dans le Tableau 41 restent approximatives et de nouvelles études sont nécessaires pour élucider réellement les sources à l'origine des apports de HAP les plus élevés dans le Bassin d'Arcachon (nombreuses actions déjà en cours pour le « pluvial » dans le cadre des activités du SIBA : infiltration à la parcelle, structures souterraines drainantes...).



### 3. Conclusion

---

Cette étude a permis de répondre partiellement aux questions posées par les gestionnaires du Bassin d’Arcachon. La lagune concentre d’importants enjeux économiques, écologiques et patrimoniaux ce qui en a fait un sujet d’intérêt depuis toujours pour la communauté scientifique. C’est ce contexte qui a permis la production d’un grand nombre de données, concernant en l’occurrence la présence des HAP dans le milieu naturel.

Cette forte densité d’informations a permis d’extraire des tendances importantes confirmant les observations faites par l’Ifremer : les niveaux de HAP ont bien augmenté dans la chair des huîtres du Bassin d’Arcachon depuis une vingtaine d’années ; ils se rapprochent notamment des normes européennes sanitaires et environnementales. Ces niveaux sont par ailleurs plus élevés dans les coquillages de la lagune en comparaison aux autres secteurs du littoral atlantique surveillés par l’Ifremer.

Les HAP sont prélevés par les huîtres dans leur environnement par le biais de l’activité de filtration. Les données à disposition n’ont pas permis d’étudier l’évolution des niveaux de HAP dans le temps pour les compartiments abiotiques. Cependant, des niveaux supérieurs sont globalement constatés dans les zones les plus orientales du plan d’eau. Cette observation est cohérente avec ce qui est observé dans les organismes et avec l’hydrodynamisme de la lagune.

Les éléments à disposition ont permis de conclure que les HAP présents dans l’environnement des huîtres sont principalement d’**origine pyrolytique**, donc en lien fort avec les activités anthropiques du secteur. Ces sources, par ailleurs bien connues sur le plan national, ont été étudiées et les émissions associées ont été quantifiées dans la mesure du possible (aucune tendance temporelle n’a néanmoins pu être dégagée).

Il apparaît que le **secteur résidentiel** (chauffage au bois) est à l’origine des émissions atmosphériques le plus importantes dans la zone géographique étudiée. Les émissions liées au trafic routier, à l’industrie, aux feux de forêts et aux activités nautiques produisent aussi des HAP mais de manière moins importante.

De prime abord ces conclusions tendent à infirmer l’idée reçue selon laquelle les bateaux sont la source principale de polluants dans les eaux de la lagune. Un paramètre important doit néanmoins être pris en compte dans l’interprétation de cette information : l’émission des HAP dans les compartiments atmosphériques et aquatiques ne présume pas des quantités réelles qui persisteront dans l’écosystème (phénomènes intermédiaires de dépôts, ruissellement, dégradation...). On ne peut donc pas prédire avec exactitude les quantités de HAP qui seront acheminées vers le plan d’eau après leur émission.

De plus, les méthodologies employées, la nature des jeux de données, les hypothèses émises, impliquent certaines incertitudes dans les calculs d’émissions. Ce travail n’a donc pas permis d’identifier précisément les sources responsables des apports les plus importants en HAP dans le Bassin d’Arcachon. Bien que les scénarii hypothétiques réalisés dans le cadre de cette étude tendent à confirmer la prépondérance du chauffage résidentiel dans les processus de contamination de la lagune, **ces conclusions appellent donc en réalité à de nouvelles études afin de confirmer cette hypothèse.**

Des suivis directs sur le terrain (monitoring) seraient une solution complémentaire intéressante pour préciser les hypothèses émises ici. Dans l’attente de réponses plus spécifiques, la poursuite d’actions de sensibilisation présente un intérêt fort pour informer les habitants des risques environnementaux liés aux HAP et des actions envisageables à leur échelle pour en limiter les entrées dans le Bassin.



# Bibliographie

---

---

- Abdel-Shafy, H.I., Mansour, M.S.M., 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egypt. J. Pet.* 25, 107-123.
- ADEME, 2009a. Le Bois énergie et la qualité de l'air - Note de synthèse.
- ADEME, 2009b. Evaluation prospective 2020 - 2050 de la contribution du secteur biomasse énergie aux émissions nationales de polluants atmosphériques - Synthèse.
- ADEME, 2015. Se chauffer au bois - Bûches, plaquettes et granulés pour des appareils performants. L'habitat Individ. 19 p.
- AIRAQ, 2008. Chauffage au bois et pollution atmosphérique. Minisynthèse n°48 4 p.
- AIRAQ, 2012. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en Aquitaine - Année 2012 - Version 1.0 (Rapport ET/PE/15/02).
- Akkanen, J., Slootweg, T., Mäenpää, K., Leppänen, M.T., Agbo, S., Gallampo, C., Kukkonen, J.V.K., 2012. Emerging and Priority Pollutants in Rivers, in: *Emerging and Priority Pollutants in Rivers*. p. 147-179.
- American Petroleum Institute - Health and Environmental Sciences Department, 1997. Bioaccumulation: How chemicals move from the water into fish and other aquatic organisms (API Publication number 4656).
- Auby, I., Trut, G., Gouriou, L., Oger-Jeanneret, H., 2013. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) dans les huîtres du Bassin d'Arcachon. Comparaison avec les teneurs mesurées dans les autres masses d'eau du bassin Adour Garonne. Réflexions établies sur la base de l'exploitation des données RNO, ROCCH, DCE.
- Barbosa, P., Camia, A., Kucera, J., Liberta, G., Palumbo, I., San-Miguel-Ayaz, J., Schmuck, G., 2009. Assessment of Forest Fire Impacts and Emissions in the European Union Based on the European Forest Fire Information System. *Dev. Environ. Sci.* 8, 197-208.
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western mediterranean sea. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 765-776.
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. PAHs in Arcachon Bay, France: origin and biomonitoring with caged organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 36, 577-586.
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., Narbonne, J.F., Burgeot, T., Michel, X., Bellocq, J., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) burden of mussels (*Mytilus sap.*) in different marine environments in relation with sediment PAH contamination, and bioavailability. *Mar. Environ. Res.* 47, 415-439.
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., Raoux, C., Bellocq, J., Thompson, S., Barth, H., Walker, C.H., Narbonne, J.F., Bellocq, J., 2001. Comparative study of sediment and mussel aromatic compound content in European coastal environments. Relationship with specific biomarkers, in: *Biomarkers in Marine Organisms: A practical Approach*. p. 131-177.
- Bernard, I., 2011. Écologie de la reproduction de l'huître creuse, *Crassostrea gigas*, sur les côtes atlantiques françaises : vers une explication de la variabilité du captage. Thèse Univ. la Rochelle 198 p.
- Bernard, I., De Kermoisan, G., Pouvreau, S., 2011. Effect of phytoplankton and temperature on the reproduction of the Pacific oyster *Crassostrea gigas*: Investigation through DEB theory. *J. Sea Res.* 66, 349-360.
- Bijoux, H., 2014. Etude de l'impact toxique des contaminants chimiques du Bassin d'Arcachon sur l'huître creuse *Crassostrea gigas* ; Approche *in situ* et expérimentale. Thèse Dr. l'université Bordeaux 391 p.

- Birgül, A., Tasdemir, Y., Cindoruk, S.S., 2011. Atmospheric wet and dry deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) determined using a modified sampler. *Atmos. Res.* 101, 341-353.
- Blanchet, H., 2004. Structure et fonctionnement des peuplements benthiques du Bassin d'Arcachon.
- Boehm, P.D., 2005. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), in: Robert, P.D., Morrison, D., Murphy, L. (Éd.), *Environmental Forensics: Contaminant Specific Guide*. p. 313-337.
- Bottin, A., Joassard, I., Morard, V., 2014. *L'environnement en France - édition 2014*.
- Bouchet, J.-M., Deltreil, J.-P., Manaud, F., Maurer, D., Trut, G., 1997. *Etude intégrée du Bassin d'Arcachon - Tome IV*.
- Burgan, R.E., 1988. 1988 Revisions to the 1978 National Fire-Danger Rating System. United States Dep. Agric. - For. Serv. - Res. Pap. SE-273 44 p.
- Bustamante, P., Luna-Acosta, A., Clemens, S., Cassi, R., Thomas-Guyon, H., Warnau, M., 2012. Bioaccumulation and metabolism of <sup>14</sup>C-pyrene by the Pacific oyster *Crassostrea gigas* exposed via seawater. *Chemosphere* 87, 938-944.
- Cachot, J., Geffard, O., Augagneur, S., Lacroix, S., Le Menach, K., Peluhet, L., Couteau, J., Denier, X., Devier, M.H., Pottier, D., Budzinski, H., 2006. Evidence of genotoxicity related to high PAH content of sediments in the upper part of the Seine estuary (Normandy, France). *Aquat. Toxicol.* 79, 257-67.
- Cho, S., Sharma, K., Brassard, B.W., Hazewinkel, R., 2014. Polycyclic aromatic hydrocarbon deposition in the snowpack of the Athabasca oil sands region of Alberta, Canada. *Water, Air, Soil Pollut.* 225.
- CITEPA, 2003. Estimation des émissions de polluants liées à la combustion du bois en France (CITEPA).
- CITEPA, 2014a. Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France - 11<sup>ème</sup> édition.
- CITEPA, 2014b. Rapport national d'inventaire - Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France - Séries sectorielles et analyses étendues (Format SECTEN).
- Commissariat général du développement durable - service de l'observation et des statistiques, 2014. Evolution des concentrations en nitrates dans les eaux souterraines - Méthodologie.
- Commission européenne, 2012. Lignes directrices concernant les meilleures pratiques pour limiter, atténuer ou compenser l'imperméabilisation des sols.
- Commission Européenne, 2011. Règlement (UE) N° 835/2011 de la commission du 19 août 2011 modifiant le règlement (CE) n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les denrées alimentaires. *J. Off. l'Union Eur.* du 20.8.2011 (JO L 215/4). 5 p.
- Conseil Général de Gironde, 2014. Le Bassin d'Arcachon - Val-de-l'Eyre. Les Cah. Territ. la mobilité 116 p.
- CREOCEAN, CDPMEM 33, 2012. Etude d'opportunité et de faisabilité de la création de récifs artificiels dédiés à la pêche artisanale - Rapport final phase 1 225 p.
- Crespo, A., 2009. Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le Bassin d'Arcachon. PhD thesis, Univ. Bordeaux I. 458 p.
- De Perre, C., 2009. Etude des interactions matière organique dissoute - contaminants organiques dans l'environnement aquatique.
- Deltreil, J.-P., 1969. Observations sur les sols ostréicoles du Bassin d'Arcachon. *Rev. des Trav. l'Institut des Pech. Marit.* 33, 343-349.
- Devier, M.-H., Augagneur, S., Budzinski, H., Le Menach, K., Mora, P., Narbonne, J.F., Garrigues, P., 2005. One-year monitoring survey of organic compounds (PAHs, PCBs, TBT), heavy metals and biomarkers in blue mussels from the Arcachon Bay, France. *J. Environ. Monit.* 7, 224-240.

- Dubois, S., Savoye, N., Grémare, A., Plus, M., Charlier, K., Beltoise, A., Blanchet, H., 2012. Origin and composition of sediment organic matter in a coastal semi-enclosed ecosystem: An elemental and isotopic study at the ecosystem space scale. *J. Mar. Syst.* 94, 64-73.
- Echeveste, P., Agustí, S., Dachs, J., 2010a. Cell size dependent toxicity thresholds of polycyclic aromatic hydrocarbons to natural and cultured phytoplankton populations. *Environ. Pollut.* 158, 299-307.
- Echeveste, P., Agustí, S., Dachs, J., 2011. Cell size dependence of additive versus synergetic effects of UV radiation and PAHs on oceanic phytoplankton. *Environ. Pollut.* 159, 1307-1316.
- Echeveste, P., Dachs, J., Berrojalbiz, N., Agustí, S., 2010b. Decrease in the abundance and viability of oceanic phytoplankton due to trace levels of complex mixtures of organic pollutants. *Chemosphere* 81, 161-168.
- Environmental Protection Agency, 2009. Statistical analysis of groundwater monitoring data at RCRA facilities - Unified Guidance. EPA 530/R-09-007 888 p.
- Fenner, K., Scheringer, M., MacLeod, M., Matthies, M., McKone, T., Stroebe, M., Beyer, A., Bonnell, M., Le Gall, A.C., Klasmeier, J., Mackay, D., van de Meent, D., Pennington, D., Scharenberg, B., Suzuki, N., Wania, F., 2005. Comparing Estimates of Persistence and Long-Range Transport Potential among Multimedia Models. *Environ. Sci. Technol.* 39, 1932-1942.
- Friedrich, R., 2007. Improving and applying methods for the calculation of natural and biogenic emissions and assessment of impacts to the air quality. Publ. Final Act. Rep. 193 p.
- Ganthy, F., 2011. Rôle des herbiers de zostères (*Zostera noltii*) sur la dynamique sédimentaire du Bassin d'Arcachon. Thèse Dr. l'université Bordeaux 1. 1-284.
- Geffard, O., Budzinski, H., Augagneur, S., Seaman, M.N.L., His, E., 2001. Assessment of sediment contamination by spermiotoxicity and embryotoxicity bioassays with sea urchins (*Paracentrotus lividus*) and oysters (*Crassostrea gigas*). *Environ. Toxicol. Chem.* 20, 1605-1611.
- Geffard, O., Budzinski, H., His, E., 2004. The effects of decanted sediments on embryogenesis in oysters (*Crassostrea gigas*). *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 1655.
- Geffard, O., Geffard, A., His, E., Budzinski, H., 2003. Assessment of the bioavailability and toxicity of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals applied to *Crassostrea gigas* embryos and larvae. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 481-490.
- Gromaire-Mertz, M.C., Garnaud, S., Gonzalez, A., Chebbo, G., 1999. Characterisation of urban runoff pollution in Paris, in: *Water Science and Technology*. p. 1-8.
- Haberkorn, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Guéguen, M., Moal, J., Palacios, E., Lassus, P., Soudant, P., 2010. Effects of *Alexandrium minutum* exposure upon physiological and hematological variables of diploid and triploid oysters, *Crassostrea gigas*. *Aquat. Toxicol.* 97, 96-108.
- Haure, J., Penisson, C., Bougrier, S., Baud, J., 1998. Influence de la température sur la filtration et la consommation d'oxygène de l'huître plate *Ostrea edulis*: détermination des coefficients allométriques. Rapp. internes la Dir. des Ressources Vivantes l'IFREMER 14 p.
- Helsel, D.R., Hirsch, R.M., 2002. *Statistical Methods in Water Resources, Technometrics*. United States Geological Survey.
- His, E., Seaman, M.N.L., Beiras, R., 1997. A simplification the bivalve embryogenesis and larval development bioassay method for water quality assessment. *Water Res.* 31, 351-355.
- Hoffman, E.J., Mills, G.L., Latlmer, J.S., Quinn, J.G., 1984. Urban Runoff as a Source of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Coastal Waters. *Methodology* 18, 580-587.
- IGN, 2013. La forêt en chiffres et en cartes – édition 2013, Documents externes IGN.
- INERIS, 2004. Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de forêt et de décharge.
- Interstate Technology Regulatory Council, 2013. Groundwater Statistics and Monitoring Compliance - Statistical Tools for the Project Life Cycle - Guidance document 385 p.
- Jüttner, F., 1994. Emission of aromatic hydrocarbons and aldehydes into the water by a four-stroke

- outboard motor: Quantitative measurements. *Chemosphere* 29, 191-200.
- Juttner, F., Backhaus, D., Matthias, U., Essers, U., Greiner, R., Mahr, B., 1995a. Emissions of two- and four-stroke outboard engines-I. Quantification of gases and VOC. *Water Res.* 29, 1976-1982.
- Juttner, F., Backhaus, D., Matthias, U., Essers, U., Greiner, R., Mahr, B., 1995b. Emissions of two- and four-stroke outboard engines.2. Impact on water quality. *Water Res.* 29, 1983-1987.
- Kendall, M.G., 1938. A new measure of rank correlation. *Biometrika* 30, 81-93.
- Kendall, M.G., 1945. The treatment of ties in ranking problems. *Biometrika* 33, 239-251.
- Keyte, I.J., Harrison, R.M., Lammel, G., 2013. Chemical reactivity and long-range transport potential of polycyclic aromatic hydrocarbons--a review. *Chem. Soc. Rev.* 42, 9333-91.
- Laulhère, J., 2006. Les risques de pollution des eaux du Bassin d'Arcachon par les pesticides - Analyses pratiques et recommandations.
- Le Berre, S., Courtel, J., Brigand, L., 2010. Etude de la fréquentation nautique du Bassin d'Arcachon 102 p.
- Li, J., Cheng, H., Zhang, G., Qi, S., Li, X., 2009. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) deposition to and exchange at the air-water interface of Luhu, an urban lake in Guangzhou, China. *Environ. Pollut.* 157, 273-279.
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995a. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.* 19, 81-97.
- Long, E.R., Macdonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D., 1995b. Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environ. Manage.* 19, 81-97.
- Lopez, B., Croiset, N., Surdyk, N., Brugeron, A., 2013. Développement d'outils d'aide à l'évaluation des tendances dans les eaux souterraines au titre de la DCE - Rapport final. Doc. public 100 p.
- Lopez, B., Leynet, A., 2011. Evaluation des tendances d'évolution des concentrations en polluants dans les eaux souterraines - Revue des méthodes statistiques existantes et recommandations pour la mise en œuvre de la DCE. Doc. public 166 p.
- Macdonald, D.D., Carr, R.S., Calder, F.D., Long, E.R., Ingersoll, C.G., 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5, 253-278.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39, 20-31.
- Mann, H.B., 1945. Nonparametric tests against trend. *Econometrica* 13, 245-259.
- Maurer, D., His, E., Robert, R., 1984. Observations sur le phytoplancton du bassin d'Arcachon en période estivale. Rôle potentiel dans la nutrition des larves de *Crassostrea gigas*. Commun. présentée au Congrès Int. la Mer 1984, Com. l'Océanographie Biol.
- Meador, J.P., Stein, J.E., Reichert, W.L., Varanasi, U., 1995. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Organisms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 143.
- Michigan Department of Community Health, 2013. ATSDR - Public Health Assessment - Public Comment Release - Kalamazoo River/Enbridge Spill: Evaluation of Kalamazoo River surface water and fish after a crude oil release 78 p.
- Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2013. Arrêté du 8 février 2013 complémentaire à l'arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux. *J. Off. la République française* du 23.02.2013 2 p.
- Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2014. Note d'accompagnement relative à l'application de l'arrêté du 17 juillet 2014, modifiant l'arrêté du 9 août 2006.

- Ministère de l'écologie du développement durable et de l'énergie, 2015. Arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux - version consolidée au 12 février 2015 4 p.
- Neff, J.M., Stout, S.A., Gunster, D.G., 2005. Ecological risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments: identifying sources and ecological hazard. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 1, 22-33.
- Netherlands National Water Board, 2008. Exhaust from recreational boats in cooperation with DELTARES and TNO. Emiss. Estim. Diffus. sources - Netherlands Emiss. Invent.
- Page, D.S., Boehm, P.D., Douglas, G.S., Bence, A.E., Burns, W.A., Mankiewicz, P.J., 1999. Pyrogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments Record Past Human Activity: A Case Study in Prince William Sound, Alaska. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 247-260.
- Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2010. Directive n° 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction de la pollution) - refonte. *J. Off. l'Union Eur.* du 17.12.2010 (JO L 334/17). 103 p.
- Parlement européen et Conseil de l'Union Européenne, 2013. Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau. *J. Off. des Communautés Eur.* du 24.8.2013 (JO L 226/1). 17 p.
- Pastoureaud, a, Heral, M., Prou, J., Razet, D., Russu, P., 1996. Particle selection in the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg) studied by pigment HPLC analysis under natural food conditions. *Oceanol. Acta* 19, 79-88.
- Plus, M., Dumas, F., Stanisière, J.-Y., Maurer, D., 2009. Hydrodynamic characterization of the Arcachon Bay, using model-derived descriptors. *Cont. Shelf Res.* 29, 1008-1013.
- Plus, M., Maurer, D., Stanisière, J.-Y., Dumas, F., 2006. Caractérisation des composantes hydrodynamiques d'une lagune mésotidale, le Bassin d'Arcachon. Arcachon. 54 p.
- Pouvreau, S., 2015. Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l'huître creuse en France : le réseau Velyger - Rapport annuel 2015.
- Prokop, G., Jobstmann, H., Schönbauer, A., 2011. Report on best practices for limiting soil sealing and mitigating its effects.
- Ray, S., Sudan Khillare, P., Kim, K., Brown, R.J.C., 2012. Distribution, sources, and association of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Black Carbon, and Total Organic Carbon in size-segregated soil samples along a background-urban-rural transect. *Environ. Eng. Sci.* 29, 12 p.
- Rijkeboer, R.C., Vermeulen, R.J., Jongbloed, R.H., Van Der Wal, J.T., Gerretsen, E., Jansen, H.W., Visser, J.A., Quispel, M., Handley, P., 2004. Stocktaking study on the current status and developments of technology and regulations related to the environmental performance of recreational marine engines.
- Roberts, D. a., 2012. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environ. Int.* 40, 230-243.
- San-Miguel-Ayaz, J., Steinbrecher, R., Ferreira, A., Woodfield, M., Simpson, D., 2013. 11.B. « Forest fires ». EMEP/EEA Emiss. Invent. Guideb. 1-19.
- Sanexen Services environnementaux inc., 2014. Evaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par la dispersion des émissions atmosphériques de particules, gaz et métaux - projet d'exploitation minière Dumont (Launay, Quebec). N/Ref. : RA13-112-3 373 p.
- Service Maritime et de Navigation de la Gironde, 2004. Schéma de Mise en Valeur de la Mer du bassin d'Arcachon - Rapport de présentation.
- Sokolova, I.M., Frederich, M., Bagwe, R., Lannig, G., Sukhotin, A.A., 2012a. Energy homeostasis as an integrative tool for assessing limits of environmental stress tolerance in aquatic invertebrates. *Mar. Environ. Res.* 79, 1-15.

- Sokolova, I.M., Sukhotin, A.A., Lannig, G., 2012b. Stress effects on metabolism and energy budgets in mollusks, in: Abele, D., Vázquez-Medina, J.P., Zenteno-Savin, T. (Éd.), *Oxidative Stress in Aquatic Ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd.
- Stogiannidis, E., Laane, R., 2015. Source characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by using their molecular indices: an overview of possibilities, in: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. p. 49-133.
- Trut, G., Auby, I., Budzinski, H., 2008. Impact potentiel des activités nautiques sur la qualité des eaux du Bassin d'Arcachon. Rapport présenté à la demande du Groupe de Travail «Plaisance et Environnement» mis en place par Mr le Sous-Préfet d'Arcachon dans le cadre du suivi du SMVM du Bassin . 35 p.
- UNECE, 2009. Guidance document on best available techniques to control emissions of persistent organic pollutants from major stationary sources 1-31.
- Villeneuve, E., 2013. Apports atmosphériques en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) à l'écosystème aquatique du Bassin d'Arcachon - Rapport final.
- Wang, Z., Liu, Z., Xu, K., Mayer, L.M., Zhang, Z., Kolker, A.S., Wu, W., 2014. Concentrations and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface coastal sediments of the northern Gulf of Mexico. *Geochem. Trans.* 15, 2.
- Yang, Z., Wang, L., Niu, J., 2011. Sorption mechanisms of coexisting PAHs on sediment organic fractions. *Environ. Toxicol. Chem.* 30, 576-581.
- 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. *Org. Geochem.* 33, 489-515.





