

HUGUES BIJOUX - 2017

SYNTHÈSE

LES HAP DANS LE BASSIN D'ARCACHON



ÉTAT DES LIEUX DE LA CONTAMINATION
ET BILAN DES SOURCES



BASSIN D'ARCACHON[®]
SYNDICAT INTERCOMMUNAL

CONTACT

Hélène Budzinski - hélène.budzinski@u-bordeaux.fr

Sabine Jeandenand - s.jeandenand@siba-bassin-arcachon.fr

Des structures publiques sont à l'origine de cette étude¹ 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



¹ 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

TABLE DES ILLUSTRATIONS.....	9
TABLE DES TABLEAUX.....	11
INTRODUCTION.....	13
1.1. <i>Rappels.....</i>	15
1.1.1. Généralités sur les HAP	15
1.1.2. Réglementation.....	17
1.2. <i>Contexte et objectifs de l'étude.....</i>	19
ETAT DES LIEUX DE LA CONTAMINATION	21
1. ANALYSE DU COMPARTIMENT BIOLOGIQUE.....	23
1.1. <i>Données à disposition</i>	23
1.2. <i>Traitement des données.....</i>	24
1.3. <i>Approche locale.....</i>	26
1.4. <i>Approche nationale</i>	27
2. ANALYSE DU COMPARTIMENT SEDIMENTAIRE.....	28
2.1. <i>Données à disposition</i>	28
2.2. <i>Traitement des données.....</i>	29
2.3. <i>Résultats de l'analyse spatiale</i>	30
3. ANALYSE DE LA COLONNE D'EAU	32
3.1. <i>Données à disposition</i>	32
3.2. <i>Traitement des données.....</i>	33
3.3. <i>Résultats de l'analyse spatiale</i>	34
4. SYNTHÈSE.....	36
4.1. <i>Le compartiment biologique</i>	36
4.2. <i>Le compartiment sédimentaire</i>	36
4.3. <i>La colonne d'eau</i>	37
4.4. <i>Quel lien entre la contamination et la variabilité du captage ?.....</i>	38
BILAN DES SOURCES.....	41
1. GENERALITES ET DEMARCHE ADOPTEE	43
2. EMPREINTES MOLECULAIRES	45
3. APPORTS LIES A L'ACTIVITE NAUTIQUE	46
3.1.1. Généralités	46
3.1.2. Méthodologie.....	46
3.1.3. Résultats.....	49
4. APPORTS LIES AU TRANSPORT ROUTIER.....	50
4.1. <i>Généralités et méthodologie.....</i>	50
4.2. <i>Résultats.....</i>	51
5. APPORTS LIES AUX SECTEURS RESIDENTIELS ET TERTIAIRES	52
5.1. <i>Généralités</i>	52
5.2. <i>Note sur le « bois – énergie »</i>	53
5.3. <i>Méthodologie</i>	54
5.4. <i>Résultats.....</i>	55
5.4.1. Situation générale	55
5.4.2. Effet d'une modernisation du parc d'équipement	55
6. APPORTS LIES AUX FEUX DE FORET	57
6.1. <i>Généralités</i>	57

6.2.	<i>Méthodologie</i>	58
6.3.	<i>Résultats</i>	59
7.	APPORTS LIES AUX USAGES INDUSTRIELS	61
7.1.	<i>Généralités</i>	61
7.2.	<i>Estimation des émissions industrielles de HAP</i>	62
8.	APPORTS LIES AUX PLUIES	63
8.1.	<i>Généralités</i>	63
8.2.	<i>Contamination par les HAP des eaux de ruissellement</i>	64
	SYNTHESE GENERALE	67
1.	PRESENCE DES HAP DANS LE BASSIN D'ARCACHON	67
1.1.	<i>Bilan</i>	67
1.2.	<i>Limites de l'approche adoptée et perspectives</i>	68
1.2.1.	Aspects méthodologiques	68
1.2.2.	Les matrices étudiées	69
2.	LES SOURCES DES HAP.....	69
2.1.	<i>Bilan des estimations d'émissions</i>	69
2.2.	<i>Limites de l'approche adoptée et perspectives</i>	71
2.3.	<i>Entrées potentielles des HAP dans l'écosystème</i>	72
3.	CONCLUSION.....	75
	BIBLIOGRAPHIE	76

Table des illustrations

Figure 1 : Schéma simplifié du cycle des HAP dans le Bassin d'Arcachon.	15
Figure 2 : HAP classés prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau.	17
Figure 3 : Evolution des niveaux de HAP mesurés dans les huîtres du Bassin d'Arcachon par le ROCCCH (d'après (Auby et al., 2013).	19
Figure 4 : Répartition dans le temps et l'espace des analyses dans le compartiment biologique.	23
Figure 5 : Carte des stations RNO/ROCCH employées pour l'analyse géographique nationale des données "biota".	25
Figure 6 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (somme totale en ng/g, ps - moyenne \pm ET)	26
Figure 7 : Répartition dans le temps et l'espace des prélèvements concernant le compartiment sédimentaire.	28
Figure 8 : Effet de la normalisation sur les niveaux moyens en HAP dans les sédiments du Bassin d'Arcachon (2005 – 2012 – moyennes \pm erreur standard).	31
Figure 9 : Répartition des analyses dans le temps et l'espace pour les compartiments dissouts et particulaires. ..	32
Figure 10 : Répartition dans l'espace de la contamination en HAP de la colonne d'eau du Bassin d'Arcachon (moyennes \pm erreur standard).	35
Figure 11 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment biologique par les HAP.	36
Figure 12 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment sédimentaire par les HAP.	37
Figure 13 : Variabilité interannuelle du captage naturel dans le Bassin d'Arcachon d'après le rapport annuel VeLyGer 2015 (Pouvreau, 2015).	38
Figure 14 : Schéma récapitulatif des principaux facteurs impliqués dans la régulation du captage chez <i>Crassostrea gigas</i> dans le Bassin d'Arcachon	38
Figure 15 : Carte des territoires administratifs considérés dans le cadre de cette étude.	44
Figure 16 : Empreintes moléculaires des matrices solides étudiées (moyennes \pm écart-types) sur la période 2005 - 2012.	45
Figure 17 : Historique des émissions françaises (en tonnes) des 8 HAP réglementés au niveau atmosphériques par secteur d'activité (source : CITEPA, 2014b).	52
Figure 18 : Diminution des émissions de HAP avec la modernisation du parc d'équipement de chauffage au bois résidentiel.	56
Figure 19 : Chronique des surfaces totales incendiées en France depuis les années 1980 à nos jours.	57
Figure 20 : Situation géographique du massif landais (en vert).	58
Figure 21 : Emissions moyennes annuelles de HAP issues des feux de forêts au niveau du territoire du SIBA (basées sur les surfaces incendiées moyennes 2006 - 2014).	59
Figure 22 : Principales activités recensées sur le Bassin d'Arcachon par l'iREP.	61
Figure 23 : Effets de l'imperméabilisation des sols sur le cycle de l'eau (source : Commission européenne, 2012)	63
Figure 24 : Occupation des sols en France (adapté de Bottin et al., 2014).	64
Figure 25 : Localisation du bassin d'infiltration associé à la place Reinhard au Cap-Ferret.	65
Figure 26 : Concentrations des 16 HAP de l'US-EPA mesurées dans les boues de l'ouvrage de décantation de la place Reinhard (Cap-Ferret).	66
Figure 27 : Hiérarchisation des principales sources de HAP dans le secteur du Bassin d'Arcachon.	70

Table des tableaux

Tableau 1 : Potentiel cancérigène des 16 HAP prioritaires de l'US-EPA.....	16
Tableau 2 : Différentes limites réglementaires pour les HAP en fonction de la matrice et des composés considérés.....	18
Tableau 3 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres sauvages des écosystèmes surveillés par l'Ifremer (2005 – 2012).....	27
Tableau 4 : Niveaux moyens en HAP dans les sédiments du Bassin d'Arcachon durant la période 2005 – 2012.....	30
Tableau 5 : Niveaux moyens en HAP dans la colonne d'eau du Bassin d'Arcachon.....	35
Tableau 6 : Facteurs d'émissions (mg de HAP/GJ d'énergie consommée) fournis par le CITEPA en fonction du composé émis ⁴⁹ et du carburant utilisé (CITEPA, 2014a).....	46
Tableau 7 : Pratiques des professionnels sur le Bassin d'Arcachon.....	48
Tableau 8 : Emissions annuelles de HAP liées aux activités nautiques – calcul basé sur les usages.....	49
Tableau 9 : Emissions annuelles de HAP liées au transport routier calculées par AIRAQ.....	51
Tableau 10 : Facteurs d'émissions des HAP en fonction de l'équipement employé (source : ADEME, 2009b)...	53
Tableau 11 : Facteurs d'émission employés pour estimer les émissions de HAP du secteur résidentiel / tertiaire.....	54
Tableau 12 : Estimations des émissions annuelles de HAP (4 composés Aarhus) liées aux secteurs résidentiels et tertiaires (2010 et 2012).....	55
Tableau 13 : Récapitulatif des données liées aux feux de forêts pour les zones boisées du territoire du SIBA (période 2006 - 2014).....	59
Tableau 14 : Estimation des émissions maximales annuelles des 4 HAP « Aarhus » par les installations du site papetier de Smurfit-Kappa Cellulose du Pin.....	62
Tableau 15 : Hiérarchisation des principales sources de HAP en fonction des dépôts atmosphériques.....	73

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 dites organiques largement répandues dans notre environnement. Ils existent à l'état naturel dans les pétroles par exemple (origine pétrogénique) ou peuvent être produits lors de la combustion incomplète de la matière organique (origine pyrolytique : combustion de carburant essence ou de biomasse).

On comprend donc que la présence de ces HAP est fortement liée aux activités humaines telles que le transport, l'industrie ou l'urbanisation en général (activité de chauffage par exemple). La Figure 1 illustre schématiquement le cycle de ces composés : suite à leur émission dans l'atmosphère (ou l'eau dans le cas des activités nautiques), les HAP tendent à se fixer aux particules en suspension dans le milieu. Dans l'air, ces composés peuvent ainsi voyager sur de très grandes distances avant de se redéposer sur l'eau ou le sol. Les processus responsables de ces dépôts sont la gravité ou la pluviométrie (entraînement des particules en suspension dans l'air ou sur les sols imperméables par ruissellement).

Les HAP se retrouvent donc dans l'air, l'eau, le sol mais aussi les sédiments des fonds marins, ce qui en fait des composés dits ubiquistes. Leur origine diffuse liée à de peut rendre un diagnostic complexe, mais de précédentes études réalisées sur le Bassin d'Arcachon confirment que les HAP présents dans cet écosystème sont **majoritairement d'origine pyrolytique** (Baumard et al., 2001, 1998; Crespo, 2009; Devier et al., 2005) et donc en lien avec les activités anthropiques.

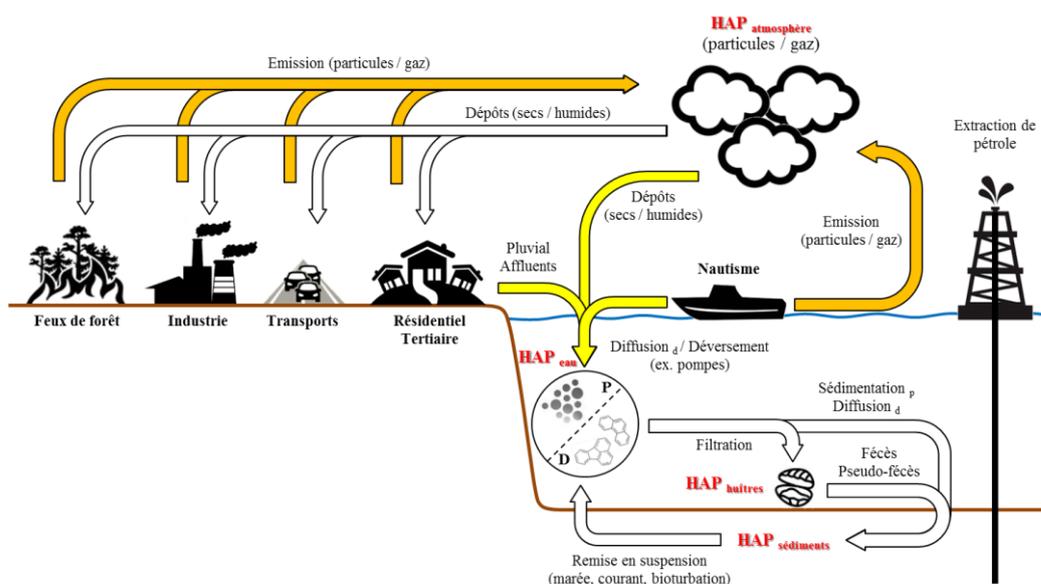


Figure 1 : Schéma simplifié du cycle des HAP dans le Bassin d'Arcachon.

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 les êtres vivants

La large diffusion de ces HAP dans l'environnement peut conduire à une exposition plus ou moins importante des organismes vivants par la respiration, la nutrition ou par simple contact ; des effets toxiques peuvent alors survenir (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Le CIRC les a notamment classé en fonction de leur potentiel cancérigène pour l'Homme (Tableau 1) dont le BaP est emblématique.

HAP prioritaire US - EPA	N° CAS	Groupe CIRC	Année de réévaluation
Acénaphène	83-32-9	3	2010
Acénaphthylène	208-96-8		
Anthracène	120-12-7	3	2010
Benzo(a)anthracène	56-55-3	2B	2010
Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	2B	2010
Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	2B	2010
Benzo(g,h,i)pérylène	191-24-2	3	2010
Benzo(a)pyrène	50-32-8	1	2012
Chrysène	218-01-9	2B	2010
Dibenzo(a,h)anthracène	53-70-3	2A	2010
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
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).. 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 au composés inclassables.

Certains organismes tels que les bivalves (huîtres, moules...) sont connus pour stocker les HAP. Leur niveau de contamination rend ainsi compte de leur niveau d'exposition ce qui est utile en bio-surveillance du milieu naturel.

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 DCE² (Figure 2). Cette directive établit des seuils à ne pas dépasser dans l'eau et le « Biote » (compartiment biologique) : les NQE³. D'autres normes sont également en vigueur dans le cadre de la surveillance des denrées alimentaires⁴ (normes sanitaires). Le suivi de la qualité de l'air répond également à une réglementation parallèle. En Europe, les niveaux de BaP sont limités à 1 ng/m³ d'air par exemple⁵.

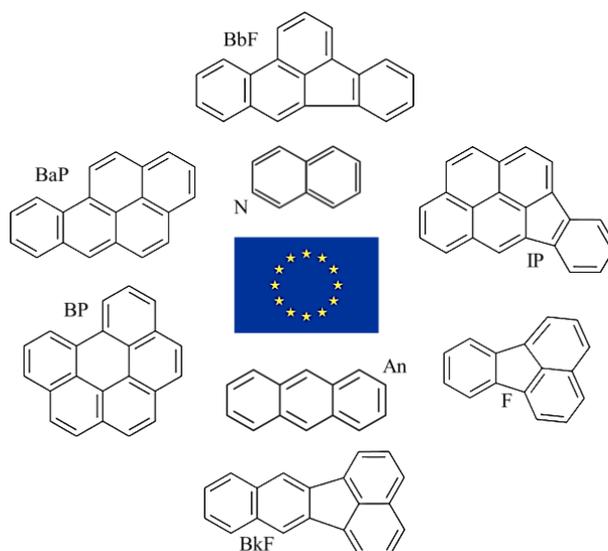


Figure 2 : HAP classés prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau.

N – naphthalène, *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.

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.**

D'après le CITEPA⁶ (<https://www.citepa.org>) différents arrêtés dont celui du 2 février 1998 (JO n° 52 du 3 mars 1998) 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). **Les composés concernés sont ceux du protocole Aarhus mais aussi le**

² 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.

³ 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.

⁴ 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.

⁵ 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.

⁶ Centre Interprofessionnel et Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique.

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 cancérogenèse.

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

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.

1.2. Contexte et objectifs de l'étude

Depuis une vingtaine d'années, les réseaux de surveillance de l'Ifremer (RNO et ROCCH⁷) ont permis de suivre les niveaux de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon. Un rapport de l'institut paru en 2013⁸ 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 (Figure 3).

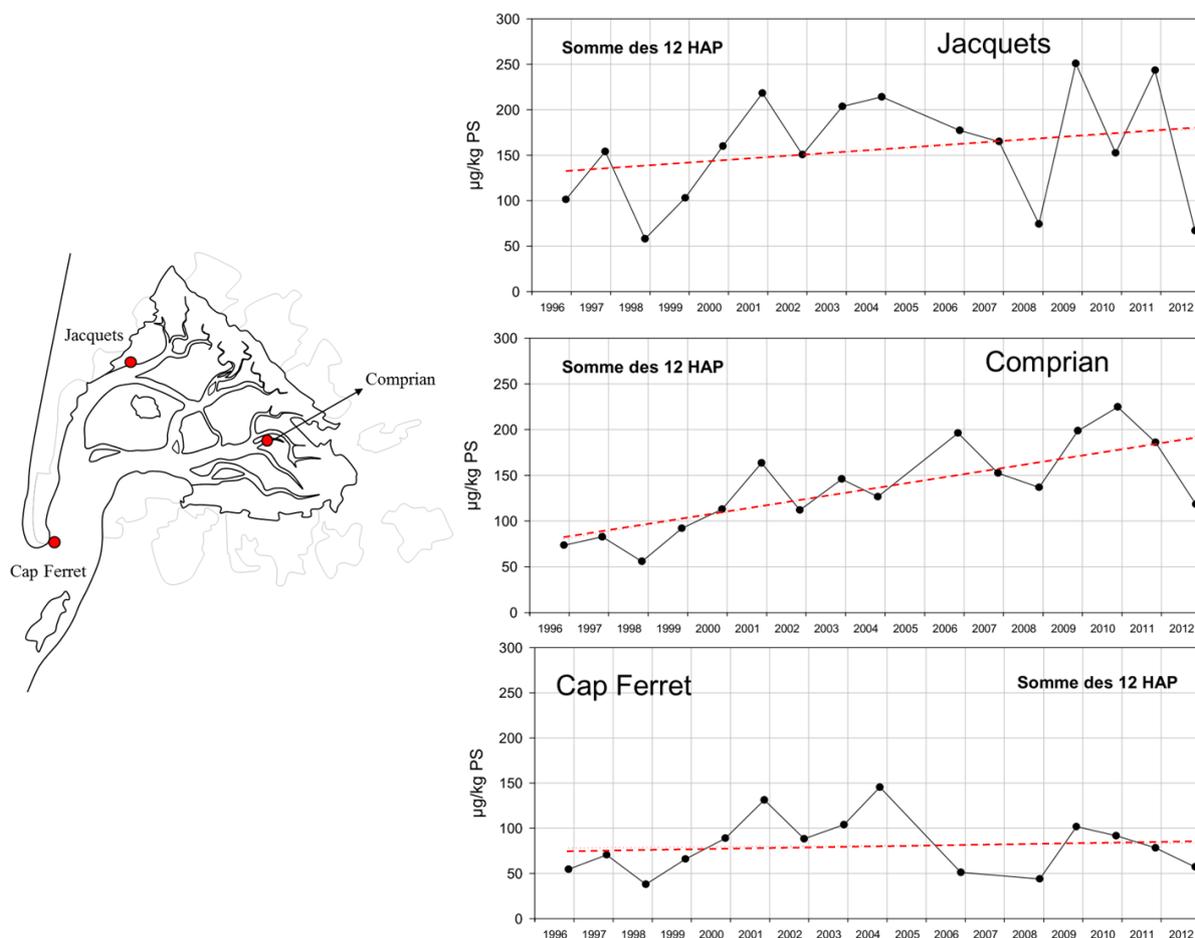


Figure 3 : Evolution des niveaux de HAP mesurés dans les huîtres du Bassin d'Arcachon par le ROCCH (d'après Auby et al., 2013).

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. 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.

⁷ Réseau National d'Observation et Réseau d'Observation de la Contamination Chimique.

⁸ 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

1.1. Données à disposition

Les données récoltées sont principalement des dosages de HAP réalisés dans différents organismes. Ces données ont été produites durant les 20 dernières années (1995 – 2014) et sont issues de sources variées (thèses de doctorats, réseaux de surveillance, publications scientifiques et études ponctuelles).

Dans un souci de synthèse, ces résultats ont été triés en fonction de la période d'acquisition (ancienne 1996 – 2004 et récente 2005 – 2014) et de la zone de prélèvement (Figure 4 : zone 1 au nord, zone 2 à l'est, zone 3 au centre et zone 4 à l'embouchure).

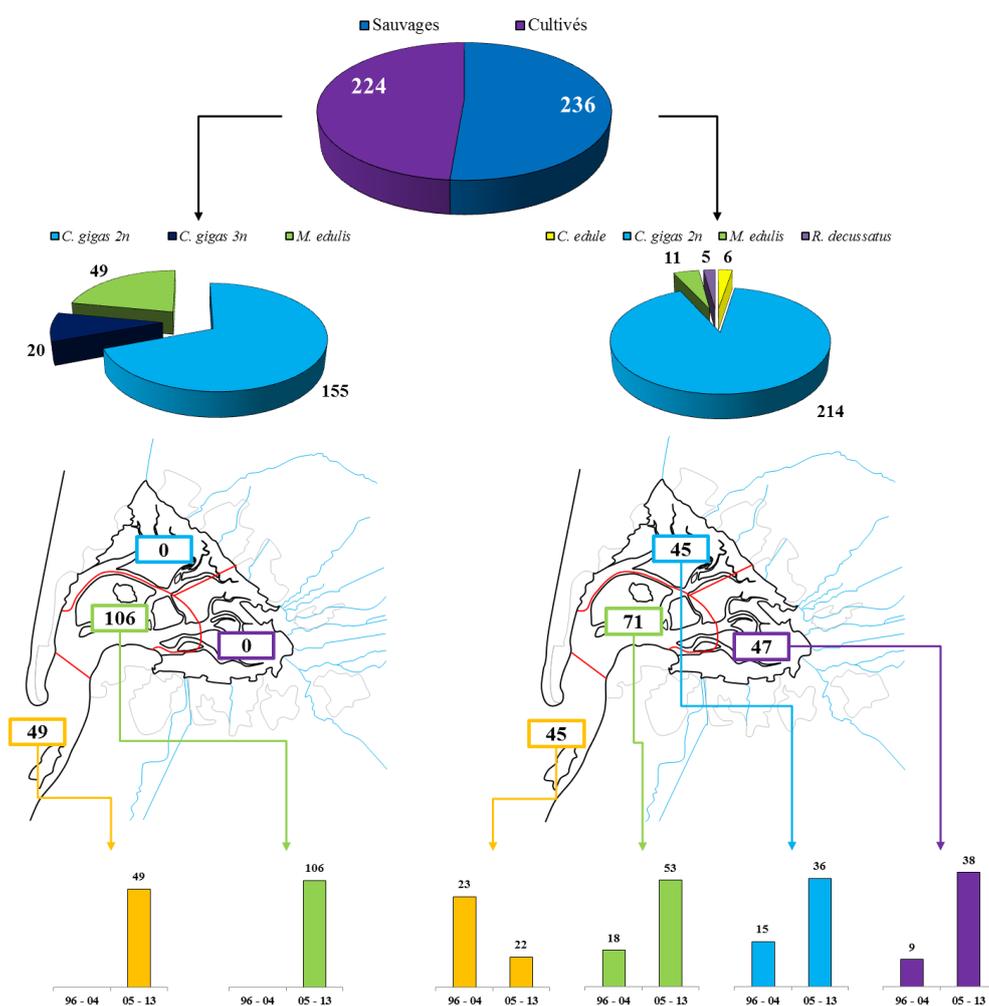


Figure 4 : Répartition dans le temps et l'espace des analyses dans le compartiment biologique.

La partie gauche concerne les organismes engagés, 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.

La Figure 4 indique que la majorité des analyses réalisées provient de la période 2005 – 2014, et concerne principalement le secteur « centre » du bassin d'Arcachon (zone 3).

1.2. Traitement des données

Les données à disposition ont été employées pour (1) **la recherche de tendances temporelles** (hausse ou baisse dans le temps), (2) **la recherche de tendances géographiques locales** (variations des niveaux de HAP en fonction du secteur du plan d'eau) et (3) **une comparaison nationale** (positionnement du Bassin d'Arcachon par rapport au reste du littoral).

Au regard des objectifs fixés par l'étude et des limites posées par le jeu de données, différents tests ont été réalisés afin de choisir la meilleure méthode de traitement statistique. De manière générale, ces tests ont conduit à l'utilisation de données issues (1) d'huîtres adultes sauvages (hors ostréiculture) comme encagées (cultivées lors d'études scientifiques), et (2) prélevées en été comme en hiver (durant la période de reproduction et en dehors de cette période).

Les HAP considérés sont ceux qui ont été les plus souvent détectés dans les organismes au fil du temps et qui présentent les limites de détection les plus faibles : 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'Union Européenne (BaA + B(b)F + BaP + Chrys).

La recherche de tendances temporelles a été réalisée en confrontant statistiquement les niveaux moyens de HAP dans les huîtres prélevées durant la période 1995 – 2004 à ceux des organismes prélevés entre 2005 et 2014.

Le même test statistique a été employé pour la recherche de tendances géographiques locales : les niveaux de HAP moyens mesurés dans les huîtres en 2005 - 2014 ont été comparés entre les 4 zones définies dans le cadre de cette étude. La liste de composés considérée est la même que pour la recherche de tendances chronologiques.

Cette démarche a été aussi adoptée pour comparer les niveaux moyens mesurés dans les huîtres du Bassin d'Arcachon en 2005 – 2014 à ceux mesurés dans les huîtres d'autres stations littorales atlantiques surveillées par l'Ifremer (Figure 5). Pour des raisons techniques, les HAP considérés pour cette comparaison sont cependant moins nombreux : le phénanthrène (Phe), le fluoranthène (Fluo), le pyrène (Pyr), le benzo(a)anthracène (BaA) et le benzo(a)pyrène (BaP).

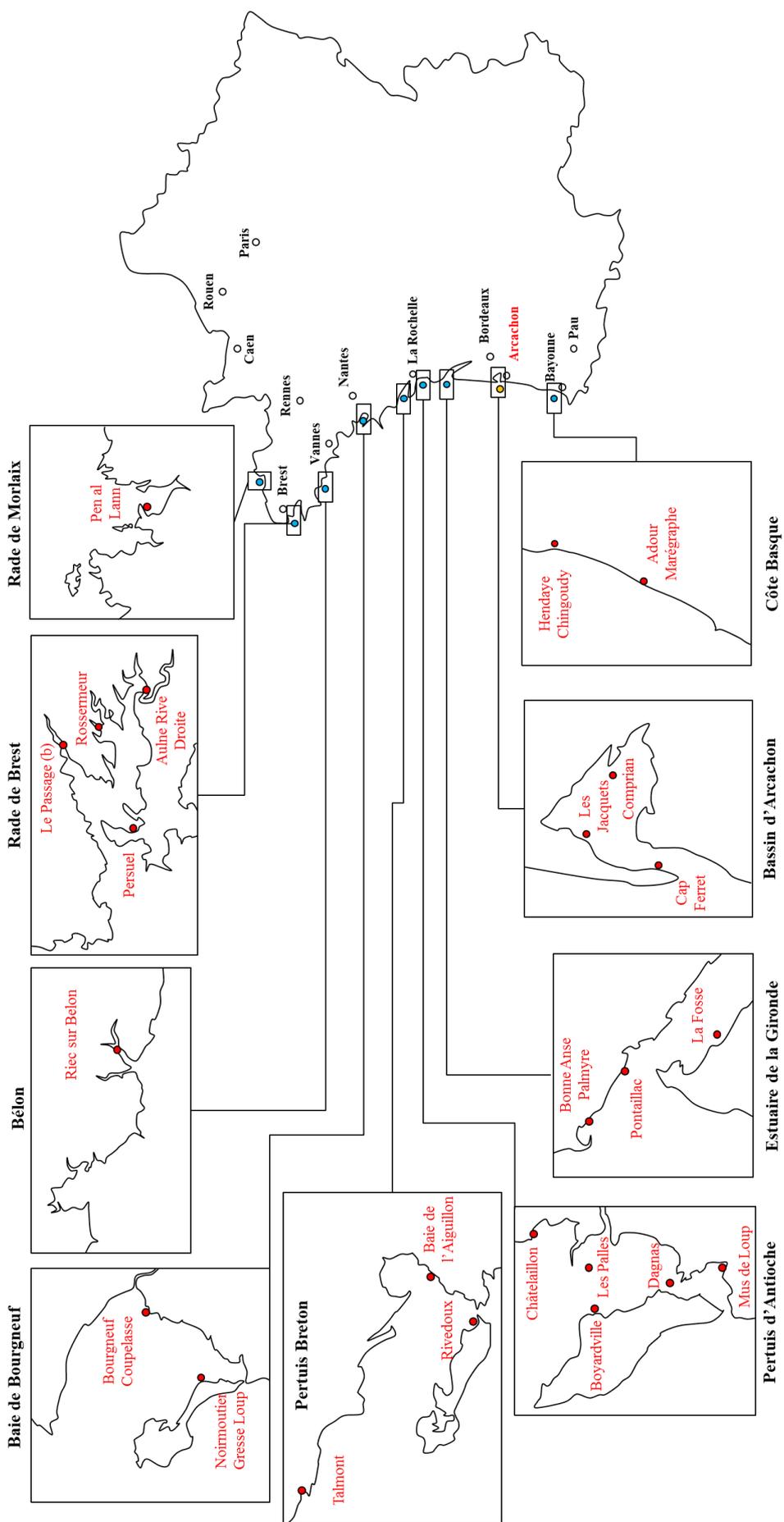


Figure 5 : Carte des stations RNO/ROCCH employées pour l'analyse géographique nationale des données "biota".

1.3. Approche locale

La Figure 6 résume les résultats de l'analyse chronologique et de l'approche géographique locale. De manière globale pour chaque zone, une augmentation significative des niveaux moyens de HAP est observable dans le temps. Les facteurs d'augmentation sont de 1,8 pour la zone 1, de 2,4 pour la zone 2, de 1,8 pour la zone 3 et de 1,2 pour la zone 4. **Si l'on considère la lagune dans sa globalité, les concentrations en HAP dans les huîtres ont donc augmenté en 20 ans d'un facteur d'environ 1,8** (de 95 ng/g de poids sec à 175 ng/g de poids sec). Ces observations sont cohérentes avec celles de l'Ifremer qui indiquait déjà des hausses plus marquées dans les secteurs orientaux de la lagune par rapport à l'embouchure (Auby et al., 2013). Au niveau géographique, les secteurs les plus internes de la lagune présentaient déjà en 1996 – 2004 des niveaux de HAP supérieurs à ceux mesurés au niveau des passes. Cette différence s'est largement accentuée avec le temps et un facteur d'environ 2 est observable entre la zone 4 proche de l'océan (117 ng/g de poids sec) et les zones 1, 2 et 3 (194 ng/g de poids sec, 227 ng/g de poids sec et 184 ng/g de poids sec) sur la période 2005 – 2012.

L'augmentation des concentrations en HAP dans le temps peut-être mise en lien avec une augmentation des apports du fait de l'urbanisation du secteur par exemple. Les variations géographiques en revanche peuvent être associées à l'hydrodynamisme de la lagune (rétention des eaux supérieures dans les zones les plus internes).

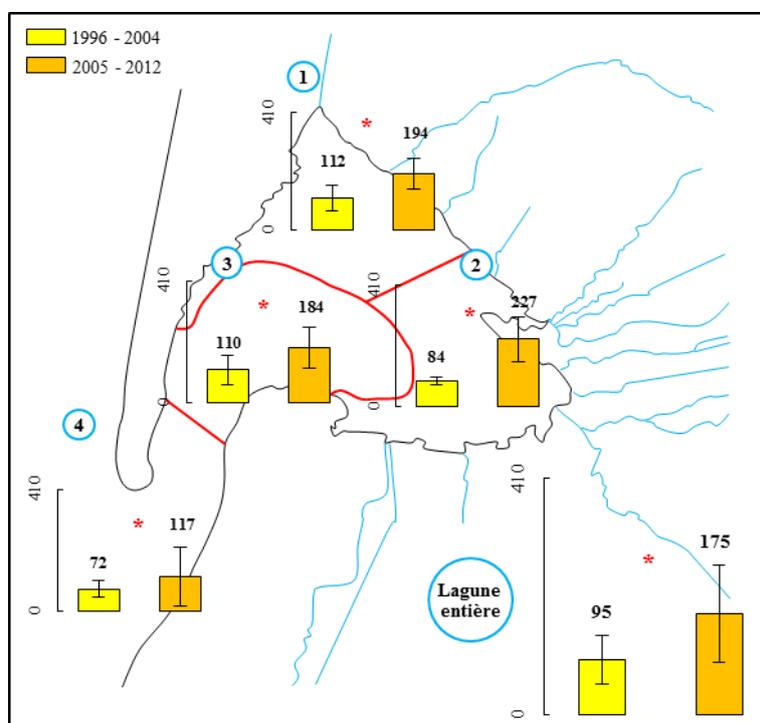


Figure 6 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres du Bassin d'Arcachon (somme totale en ng/g, ps - moyenne \pm ET)

Les étoiles indiquent une différence statistiquement significative. 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.

1.4. Approche nationale

Les niveaux de HAP moyens mesurés dans les différents écosystèmes côtiers surveillés par l’Ifremer (Figure 5) sont résumés dans le Tableau 3. Les données confirment les tendances identifiées 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 ± 48 ng/g, ps pour le Bassin d’Arcachon contre 40 ± 17 ng/g, ps au Pertuis d’Antioche à 67 ± 36 ng/g, ps dans la Rade de Brest).

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. Cela peut s’expliquer par des apports de HAP différents et par les paramètres hydrodynamiques de la lagune qui favorisent la rétention des masses d’eau.

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

Tableau 3 : Niveaux moyens de HAP dans les huîtres sauvages des écosystèmes surveillés par l’Ifremer (2005 – 2012).

Les concentrations sont exprimées en nanogrammes par grammes de poids sec (ng/g, ps). 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 les résultats statistiques : si deux sites présentent au moins une lettre commune, leurs niveaux de HAP ne sont pas statistiquement différents ; à l’inverse si deux stations ne présentent aucune lettre commune, leurs niveaux de HAP sont statistiquement différents.

2. Analyse du compartiment sédimentaire

2.1. Données à disposition

Les données récoltées sont principalement des dosages de HAP réalisés dans des sédiments issus de différentes zones : (1) l'intrabassin, (2) les ports et (3) les tributaires. Comme pour les huîtres, ces données ont été produites durant les 20 dernières années (1995 – 2014) et sont issues de sources variées (thèses de doctorats, réseaux de surveillance, publications scientifiques et études ponctuelles).

Dans un souci de synthèse, ces résultats ont été triés en fonction de la période d'acquisition (ancienne 1996 – 2004 et récente 2005 – 2014) et de la zone de prélèvement (Figure 7 : zone 1 au nord, zone 2 à l'est, zone 3 au centre et zone 4 à l'embouchure).

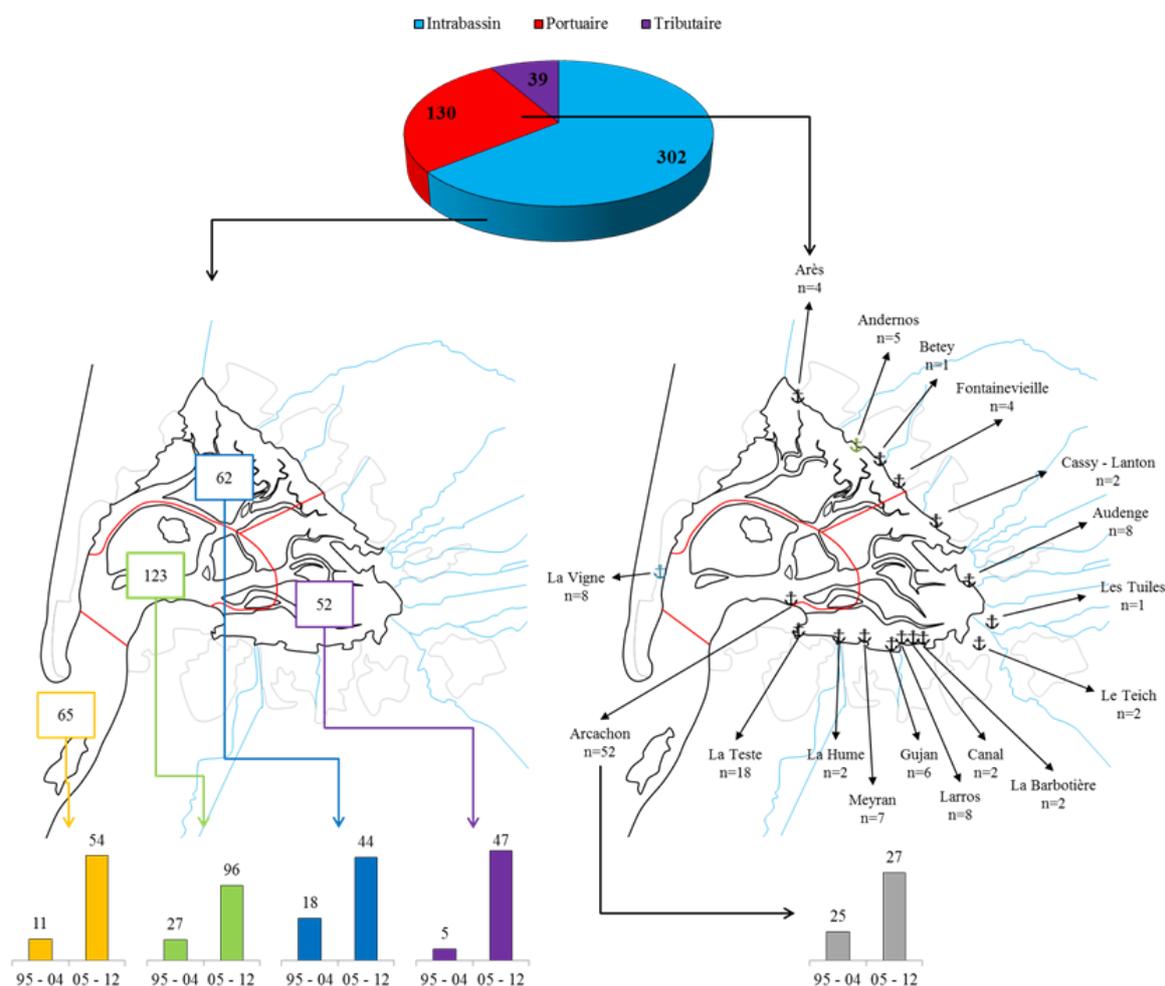


Figure 7 : Répartition dans le temps et l'espace des prélèvements concernant le compartiment sédimentaire.

D'après la Figure 7, les sédiments issus de l'intrabassin ont été largement plus étudiés que ceux issus des ports et des tributaires. La majorité des données a été produite durant la période 2005 – 2012. Les données portuaires sont très hétérogènes, seul le port d'Arcachon présente des données assez anciennes pour permettre une étude chronologique. Les tributaires n'ont été étudiés qu'en 2008 – 2009 durant la thèse de doctorat d'Alexia Crespo en 2009.

2.2. Traitement des données

La présence de HAP dans les sédiments dépend des **apports de contaminants** mais également des **caractéristiques naturelles** du sédiment lui-même : les vases fines fixent beaucoup mieux les HAP que des sables grossiers notamment. Cet exemple illustre l'importance (1) du niveau de matière organique (carbone organique total – COT) et (2) de la taille des particules (granulométrie) lorsque l'on s'intéresse aux HAP dans les sédiments.

Ces deux paramètres n'ayant cependant pas toujours été étudiés, **aucune approche chronologique n'a pu être réalisée pour les sédiments issus de l'intrabassin** ; cela n'aurait pas de sens d'étudier l'évolution dans le temps des niveaux de HAP bruts car ils pourraient rendre compte d'une simple évolution naturelle du sédiment. **Seule une comparaison géographique des niveaux de HAP** entre les 4 zones a pu être réalisée pour la période 2005 – 2012.

Cette comparaison a été réalisée sur les niveaux de HAP bruts, mais aussi sur les niveaux de HAP **normalisés** d'une part par le COT et d'autre part par la granulométrie. La normalisation est une opération mathématique permettant de s'affranchir de l'effet du paramètre choisi (ici : COT et granulométrie). Les niveaux de HAP des différents ports et des tributaires ont également été comparés entre eux selon une méthode similaire.

Opérations de normalisation

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

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

Avec : $HAP_{normalisée\ par\ le\ COT\ ou\ par\ la\ granulométrie}$ la concentration en HAP normalisée exprimée en ng/g de carbone organique total, ou en ng/g de sédiment inférieur à 63 μm , $HAP_{non\ normalisée}$ la concentration en HAP « brute » 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 μm exprimée en pourcentage.

Les HAP considérés ont été choisis selon des critères similaires à ceux employés pour les huîtres : une fréquence de détection importante dans les analyses et des limites de détections assez basses. La liste est identique à celle utilisée pour les huîtres avec trois composés dits « lourds » en plus : 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), le chrysène (Chrys), l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP), les dibenzo(ah,ac)anthracène (DaA), le benzo(ghi)pérylène (BP).

2.3. Résultats de l'analyse spatiale

Les niveaux moyens en HAP dans les sédiments des 4 zones du Bassin d'Arcachon sur la période 2005 – 2012 sont présentés dans le Tableau 4 et la Figure 8 (les données de la Figure 8 sont issues du Tableau 4). En absence de normalisation, les zones 1 et 2 présentent des niveaux bruts en HAP supérieurs à ceux des zones 3 et 4 (environ 2 100 ng/g, ps > environ 800 ng/g, ps). Cette tendance disparaît après les opérations de normalisation. Lorsque l'on s'affranchit des effets de la matière organique et de la granulométrie (Figure 8), les 4 zones ne peuvent plus être distinguées.

En conclusion, les tendances observées indiquent une contamination différentielle des sédiments entre l'embouchure et la partie est du Bassin. Les opérations de normalisation indiquent cependant que **ces différences sont uniquement liées aux variations naturelles du sédiment.**

Ces résultats rappellent les observations réalisées sur les huîtres et peuvent indiquer un lien entre les deux compartiments (remise en suspension des vases fines). Ils mettent aussi en évidence qu'il est indispensable d'étudier les paramètres de carbone organique et de granulométrie lorsque l'on s'intéresse au compartiment sédimentaire pour éviter de mauvaises interprétations.

Par ailleurs, bien qu'il n'existe pas de consensus concernant la toxicité des sédiments en général, la littérature semble indiquer une faible toxicité pour ceux du Bassin d'Arcachon (avec des risques légèrement plus élevés à l'est du Bassin néanmoins).

Traitement des données	Zone	Somme des HAP (2005 - 2012)		
		Effectifs	Moyenne	Erreur standard
Sans Normalisation (ng/g, ps)	1	44	2 107	210
	2	47	2 182	281
	3	96	815	211
	4	54	754	103
Normalisation par le carbone organique total (ng/g de CO)	1	14	109 622	32 362
	2	14	186 866	65 058
	3	53	120 235	26 926
	4	29	205 679	59 493
Normalisation par la granulométrie (ng/g de sédiment < 63 µm)	1	27	4 402	1 189
	2	31	4 145	735
	3	44	4 947	847
	4	24	8 207	2 455

Tableau 4 : Niveaux moyens en HAP dans les sédiments du Bassin d'Arcachon durant la période 2005 – 2012.

En raison d'une trop forte variabilité des valeurs, l'erreur standard a été présentée ici. Cette grandeur est une alternative à l'écart-type classiquement employé. Elle correspond à « l'écart-type divisé par la racine de l'effectif ».

Les analyses réalisées dans les ports indiquent par ailleurs des niveaux supérieurs à l'intrabassin. La façade sud de la lagune est plus impactée (port de la Teste) à l'exception d'Arcachon. Les données brutes issues des tributaires permettent enfin d'identifier les ruisseaux de la Hume et du Bourg sur la façade sud avec des niveaux de HAP plus élevés que dans les autres tributaires.

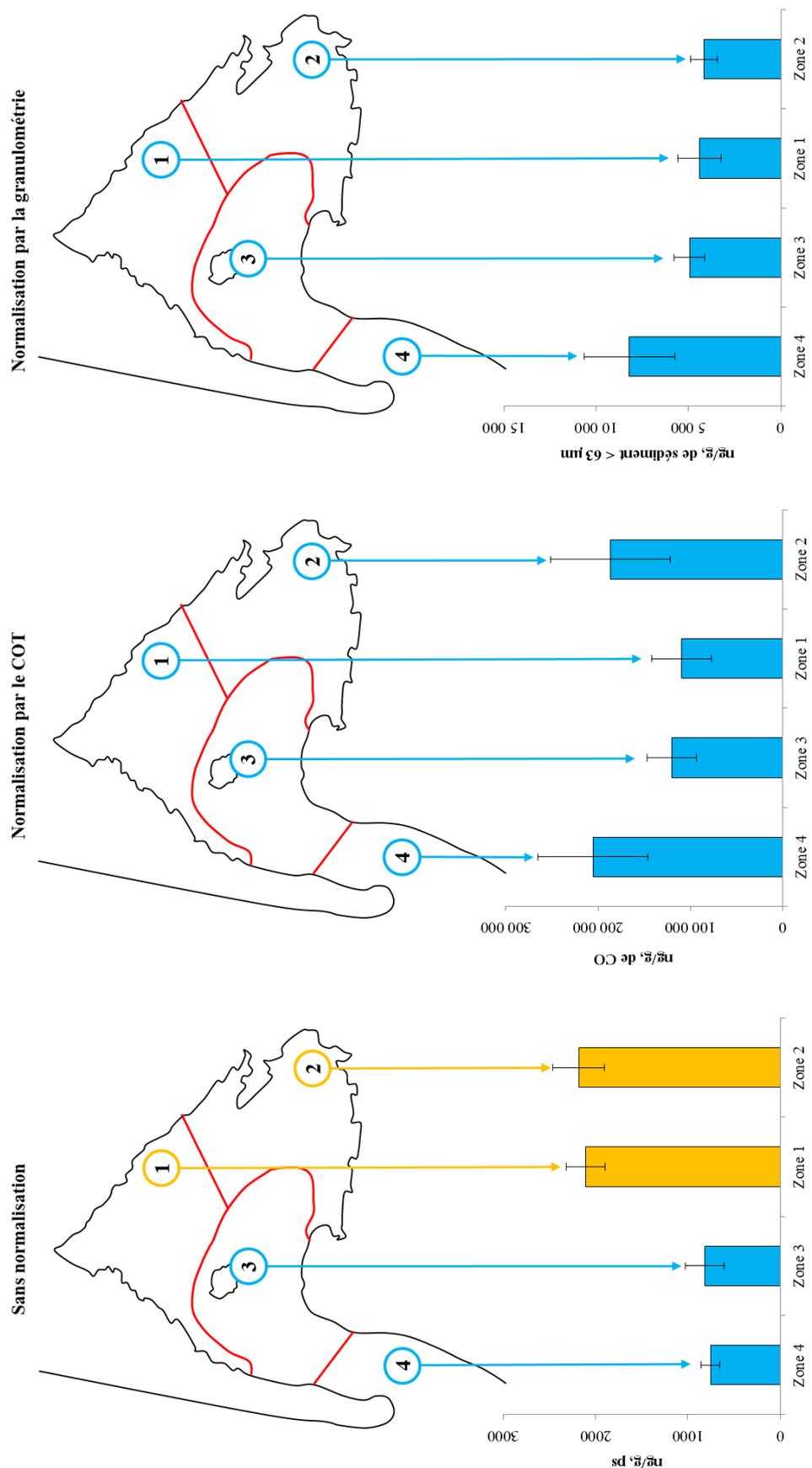


Figure 8 : Effet de la normalisation sur les niveaux moyens en HAP dans les sédiments du Bassin d'Arcachon (2005 – 2012 – moyennes \pm erreur standard).

Lorsque toutes les barres d'un histogramme ont la même couleur, aucune différence statistique n'existe entre les 4 zones. Une couleur différente indique une différence significative mathématiquement. COT – Carbone Organique Total.

3. Analyse de la colonne d'eau

3.1. Données à disposition

Les données récoltées sont principalement des dosages de HAP réalisés dans la colonne d'eau au niveau de (1) l'intrabassin, (2) les ports et (3) les tributaires. Une distinction est néanmoins faite entre les résultats issus du sous-compartiment dissout et ceux issus du sous-compartiment particulaire. Une fois dans la colonne d'eau, les HAP se répartissent en effet entre ces deux phases en fonction de leurs propriétés chimiques : les plus petits composés dits « légers » tendent à rester dissouts dans l'eau (à l'image du sel dans l'eau de mer) et les plus gros dits « lourds » tendent plutôt à se fixer aux particules en suspension (plancton ou éléments sédimentaires remis en suspension).

Comme pour les huîtres et les sédiments, ces données ont été produites durant les 20 dernières années (1995 – 2012) et sont issues de sources variées (thèses de doctorats, réseaux de surveillance, publications scientifiques et études ponctuelles). Dans un souci de synthèse, ces résultats ont également été triés en fonction de la période d'acquisition (ancienne 1996 – 2004 et récente 2005 – 2014) et de la zone de prélèvement (Figure 9 : zone 1 au nord, zone 2 à l'est, zone 3 au centre et zone 4 à l'embouchure).

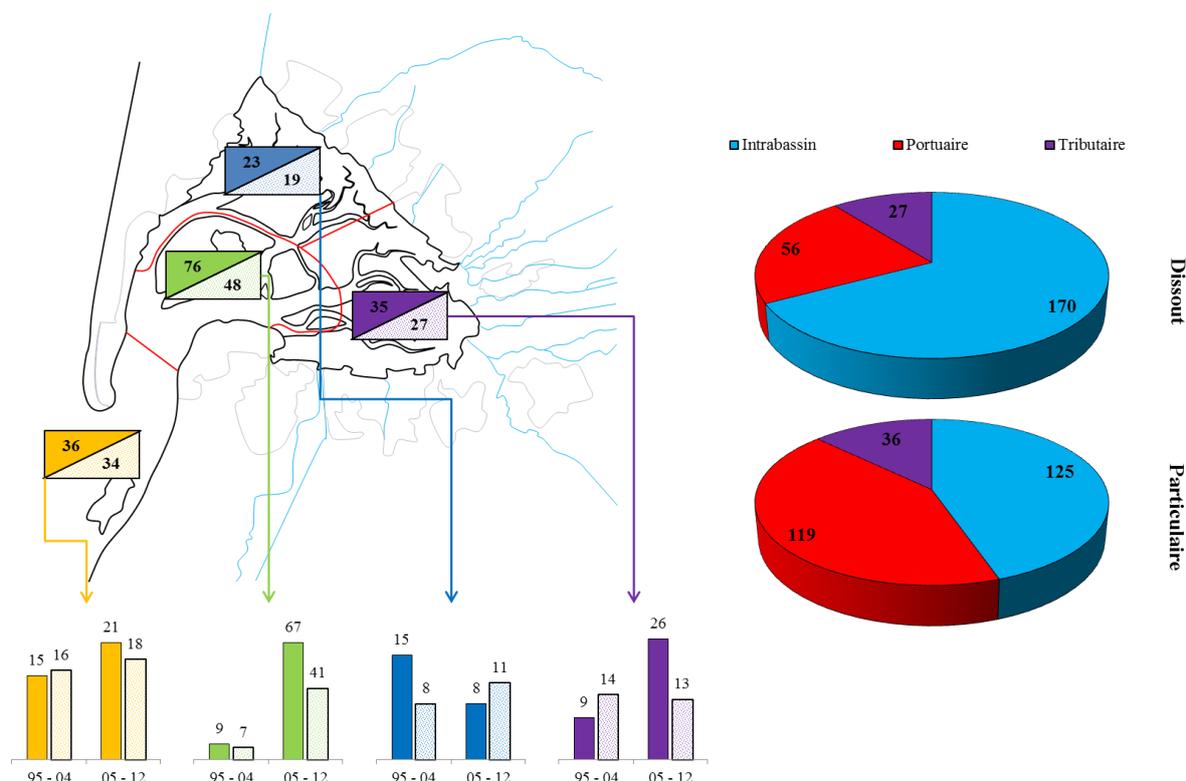


Figure 9 : Répartition des analyses dans le temps et l'espace pour les compartiments dissouts et particulaires.

La partie gauche de la figure concerne les données « intrabassin » : les figurés « pleins » concernent le compartiment dissout et les figurés en pointillés concernent le compartiment particulaire.

Globalement, les données n'ont pas été produites de manière homogène dans le temps ce qui pose problème pour une approche purement chronologique. La majorité concerne par ailleurs l'intrabassin.

3.2. Traitement des données

Les données issues de la colonne d'eau ont été traitées en deux temps : d'une part celles concernant le sous-compartiment dissout et d'autre part celles issues du sous-compartiment particulaire.

Concernant **la phase purement dissoute**, aucune approche chronologique n'a pu être réalisée (données non représentatives de la période étudiée dans sa globalité). Une comparaison des niveaux de HAP moyens mesurés dans les 4 zones d'étude en intrabassin a néanmoins pu être déployée (période 2002 – 2012). Les données portuaires n'ont pas pu être exploitées, et les données issues des tributaires n'ont pas permis de détecter de différences entre les différents ruisseaux.

Comme précisé précédemment, les propriétés chimiques des HAP n'ont permis d'étudier que peu de composés dans cette phase. Seuls 2 composés légers et leur somme ont donc été considérés : le fluoranthène (Fluo) et le pyrène (Pyr).

La phase particulaire n'a pas pu être analysée selon une approche chronologique pour les mêmes raisons que précédemment. L'approche spatiale a cependant été réalisée pour les données issues de l'intrabassin et pour les données issues des tributaires. L'hétérogénéité des données n'a pas permis d'analyser les données portuaires.

Les particules en suspension dans la colonne d'eau peuvent être comparées dans une certaine mesure aux particules issues du sédiment. Pour cette raison, un plus grand nombre de composé a pu être considéré pour ce sous compartiment : le phénanthrène (Phe), le fluoranthène (Fluo), le pyrène (Pyr), le benzo(a)anthracène (BaA), le chrysène (Chrys), les benzo(b,j,k)fluoranthène (B(b,j,k)F), le benzo(a)pyrène (BaP), l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP), les dibenzo(ah,ac)anthracène (DaA) et le benzo(ghi)pérylène (BP).

Dans un souci de synthèse et d'homogénéité des résultats, l'unité employée pour exprimer les concentrations en HAP dans les particules est le ng/L comme pour le sous-compartiment dissout.

3.3. Résultats de l'analyse spatiale

Les niveaux moyens en HAP dans la colonne d'eau des 4 zones du Bassin d'Arcachon sur la période 2000 – 2010 (environ) sont présentés dans le Tableau 5 et la Figure 10 (les données de la Figure 10 sont issues du Tableau 5).

Concernant la phase dissoute, la somme des deux composés considérée (fluoranthène + pyrène) indique des niveaux supérieurs dans les secteurs à l'est de la lagune/ Plus spécifiquement, la zone 1 située au nord présente les concentrations les plus élevées (6 ng/L contre 2,2 en zone 4 à l'embouchure soit presque un facteur 3).

Cette observation est également valable pour la phase particulaire puisque les niveaux moyens en zone 1 sont d'environ 438 ng/L contre seulement 46 ng/L en zone 4 (presque un facteur 10 entre les deux secteurs). Il est important de noter que ces valeurs sont des moyennes obtenues sur une période assez longue. La variabilité des concentrations en HAP dans les particules est en effet très importante dans le temps, cette moyenne présente donc une représentativité limitée.

Néanmoins, le facteur 10 entre les concentrations mesurées en zone 4 et en zone 1 est très nettement supérieur au facteur 3 observé pour le sous-compartiment dissout. Cet écart peut probablement s'expliquer par les niveaux de particules en suspension de la zone 1 qui sont légèrement supérieurs à ce que l'on observe ailleurs dans le Bassin.

Il est probable que la récente régression des herbiers à zostères contribue à ce processus : ces plantes aquatiques sont connues pour limiter l'érosion du fond marin. En leur absence, les courants peuvent remettre en suspension les sédiments fins plus efficacement ; ces particules sont un substrat privilégié pour la fixation des HAP, ce qui peut donc expliquer les résultats observés ici.

Ces résultats rappellent les observations réalisées sur les huîtres et les sédiments. Ils indiquent une tendance générale dans le Bassin d'Arcachon : les niveaux de HAP sont supérieurs dans les secteurs les plus continentaux par rapport aux secteurs plus océaniques. Cela met également en évidence le lien entre la colonne d'eau, le sédiment et les organismes puisque les concentrations mesurées dans ces différents compartiments présentent les mêmes tendances géographiques. Par ailleurs, bien que l'hydrodynamisme de la lagune favorise la rétention des masses d'eau dans les secteurs les plus à l'est, on peut également supposer que la régression des herbiers à zostères contribue aux résultats observés dans le cadre de cette étude.

En dépit des propriétés chimiques des HAP, la colonne d'eau reste un compartiment important à surveiller puisque les huîtres la filtre pour respirer et se nourrir. Les huîtres sont par ailleurs connues pour trier les particules dont elles se nourrissent. De nouvelles études seraient nécessaires pour mieux caractériser « le bol alimentaire » de ces organismes et mieux évaluer le risque lié à la présence de HAP dans la colonne d'eau. Les niveaux de HAP mesurés dans les particules des tributaires indiquent par ailleurs que la façade sud de la lagune est la plus impactée (notamment le ruisseau de la Hume).

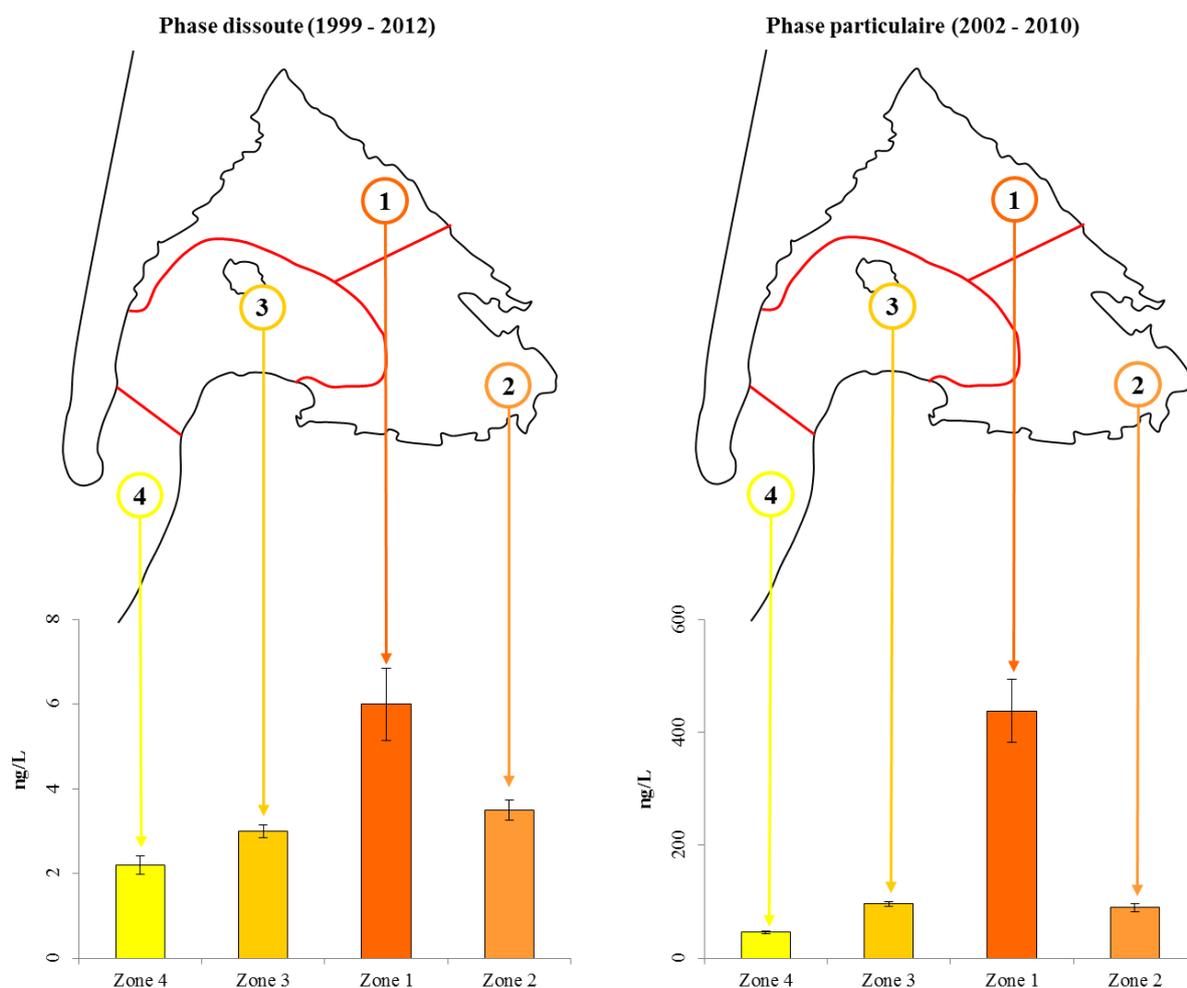


Figure 10 : Répartition dans l'espace de la contamination en HAP de la colonne d'eau du Bassin d'Arcachon (moyennes \pm erreur standard).

L'intensité de la couleur indique la significativité des tests statistiques : la zone 1 est statistiquement plus impactée que la zone 4 ; les zones 3 et 4 présentent des niveaux intermédiaires. La phase dissoute concerne la somme « Fluoranthène + Pyrène ». La phase particulaire concerne la somme des composés définis en section « 3.2. Traitement des données ».

Sous-compartiment	Zone	Effectifs	Moyenne (ng/L)	Erreur standard
Phase dissoute (1999 - 2012) Fluoranthène + Pyrène	1	23	6,0	0,9
	2	35	3,5	0,2
	3	76	3,0	0,1
	4	36	2,2	0,2
Phase particulaire (2002 - 2010) Somme des HAP	1	25	438	56
	2	18	90	7
	3	47	96	4
	4	35	46	2

Tableau 5 : Niveaux moyens en HAP dans la colonne d'eau du Bassin d'Arcachon.

4. Synthèse

L'objectif de ce premier axe était de faire un état des lieux 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.

4.1. Le compartiment biologique

Les analyses réalisées sur la base des données de la littérature indiquent que la contamination des huîtres du Bassin d'Arcachon par les HAP a été à peu près multipliée par deux au cours des 20 dernières années (Figure 11). Bien qu'elle se rapproche des limites réglementaires européennes, ces seuils restent encore bien supérieurs aux niveaux mesurés dans les organismes de la lagune. En lien avec ces observations, le Bassin d'Arcachon 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 puisqu'on observe également 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.

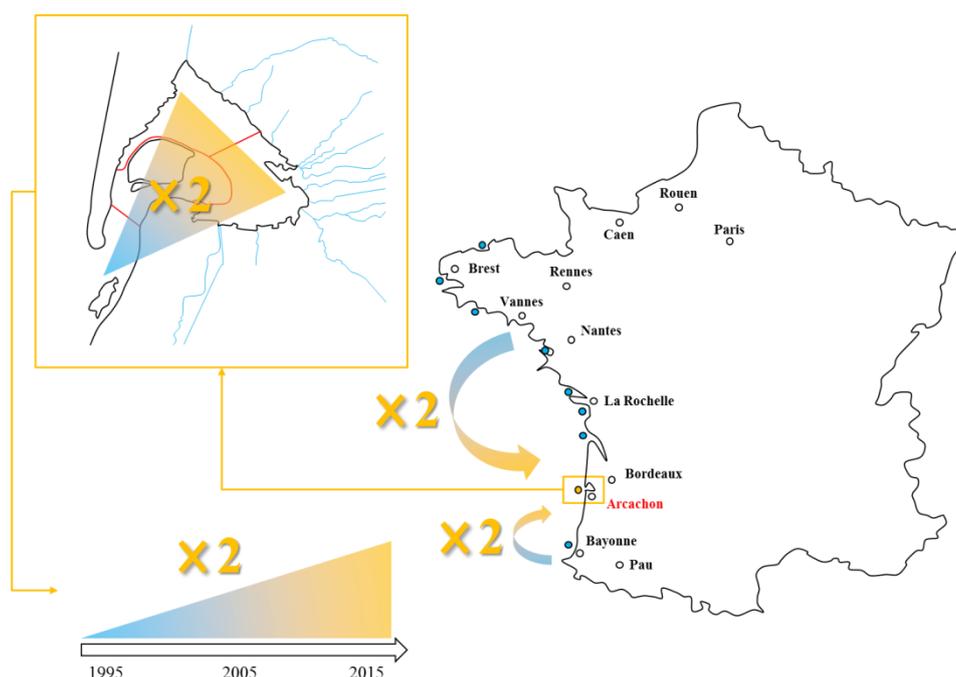


Figure 11 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment biologique par les HAP.

4.2. Le compartiment sédimentaire

Les sédiments du Bassin d'Arcachon présentent un gradient de contamination croissant allant de l'océan vers les terres. Il a été montré que ce gradient était lié aux caractéristiques du sédiment qui présente en général une granulométrie plus fine et une teneur en matière organique plus importante dans les secteurs les plus orientaux de la lagune. Cette observation peut partiellement expliquer les

résultats observés dans les huîtres (filtration de particules remises en suspension par les courants). 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 ports et les tributaires de la façade sud qui présentent les niveaux en HAP les plus élevés (Figure 12 – en rouge), en lien probable avec l'hydrodynamisme de cette zone (courants résiduels faibles et temps de séjour moyens des masses d'eaux importants). La littérature indique par ailleurs que les niveaux de HAP observables dans le Bassin d'Arcachon sont faiblement toxiques.

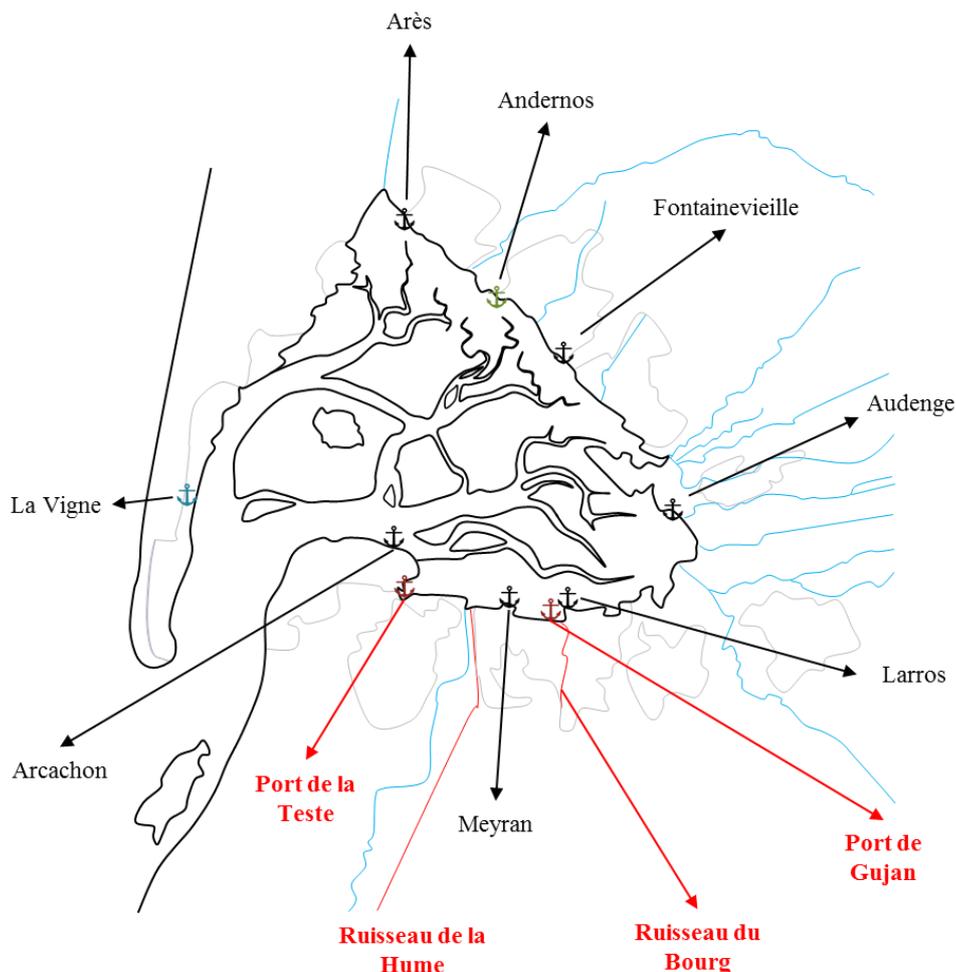


Figure 12 : Résumé des conclusions émises concernant la contamination du compartiment sédimentaire par les HAP.

4.3. La colonne d'eau

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. Cette observation peut-être partiellement attribuée à la régression des herbiers à zostères qui favorise la remise en suspension des sédiments dans les secteurs internes. 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. Quel lien entre la contamination et la variabilité du captage ?

Le captage est le terme employé par la profession ostréicole pour désigner le processus de « fixation » des larves d’huîtres. Pour réaliser du **captage naturel**, les exploitants mettent donc dans l’eau des supports de fixation solide (tuiles chaulées ou des coupelles en matière plastifiée par exemple) lors de la période de reproduction des huîtres (en été). Depuis quelques années néanmoins, le Bassin d’Arcachon présente des différences particulièrement fortes d’une année à l’autre (Figure 13), avec des années de captage presque nul (1998, 2002, 2005, 2007, 2009) et des années de captage exceptionnel (2003, 2006, 2013, 2014).

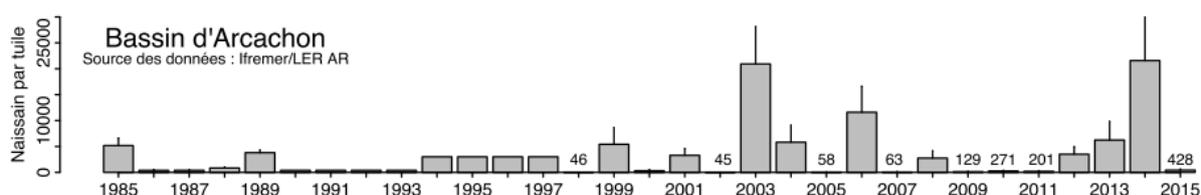


Figure 13 : Variabilité interannuelle du captage naturel dans le Bassin d’Arcachon d’après le rapport annuel VeLyGer 2015 (Pouvreau, 2015).

LER/AR – Laboratoire Environnement - Ressource d’Arcachon (IFREMER). VeLyGer est un réseau d’observation de l’Ifremer visant à « Observer, Analyser et Gérer la variabilité de la reproduction et du recrutement de l’huître creuse en France ».

Différents travaux se sont déjà intéressés au déterminisme du captage afin de comprendre ses variations qui peuvent fortement impacter la profession. Par exemple (Figure 14), des températures élevées à la sortie de l’hiver favorisent la production de cellules sexuelles, et déterminent la date de ponte. Une grande quantité de phytoplancton permet aussi d’augmenter la fécondité et d’améliorer la survie des larves.

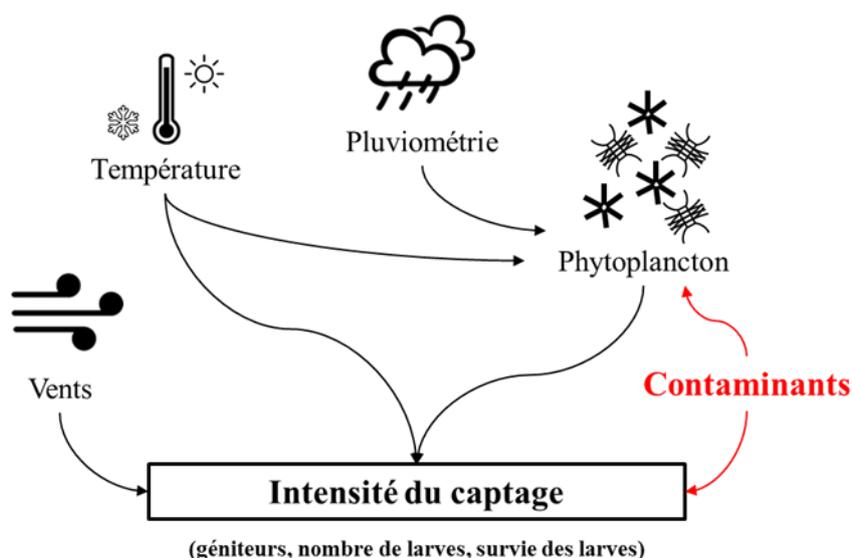


Figure 14 : Schéma récapitulatif des principaux facteurs impliqués dans la régulation du captage chez *Crassostrea gigas* dans le Bassin d’Arcachon

Comme indiqué précédemment, les HAP sont connus pour leur toxicité. Leurs propriétés chimiques leur confèrent une affinité importante avec les constituants cellulaires du « Vivant » au sens large. Cela 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 14).

De récentes études font notamment état d'une toxicité des HAP vis-à-vis des petites espèces de phytoplancton (Echeveste et al., 2010). Les concentrations à partir desquelles les auteurs observent un effet toxique sont compatibles 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 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*). 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 supposer que l'intensité de ces déformations conditionne la survie des larves et leur capacité de fixation.

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 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. 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.

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. 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 pétrogénique⁹ de l'origine pyrolytique¹⁰. Après cette première étape, des recherches plus poussées ont été menées pour quantifier précisément les émissions annuelles liées aux différentes sources de HAP : le nautisme, les transports routiers, le chauffage résidentiel (combustion de biomasse), l'industrie et le pluvial (ruissellement).

Les calculs d'émissions annuelles 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 le territoire administratif du SIBA¹¹ (Figure 15) et concernent les 4 HAP du protocole Aarhus : le benzo(a)pyrène (BaP), le benzo(b)fluoranthène (BbF), le benzo(k)fluoranthène (BkF) et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène (IP).

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.

⁹ Liée à la maturation lente et en profondeur de la matière organique (ex. des pétroles).

¹⁰ Liée à la combustion incomplète de la matière organique (feux de bois, moteurs à explosion etc...).

¹¹ 10 communes : Lège-Cap-Ferret, Arès, Andernos, Lanton, Audenge, Biganos, Le Teich, Gujan-Mestras, La Teste-de-Buch, Arcachon.

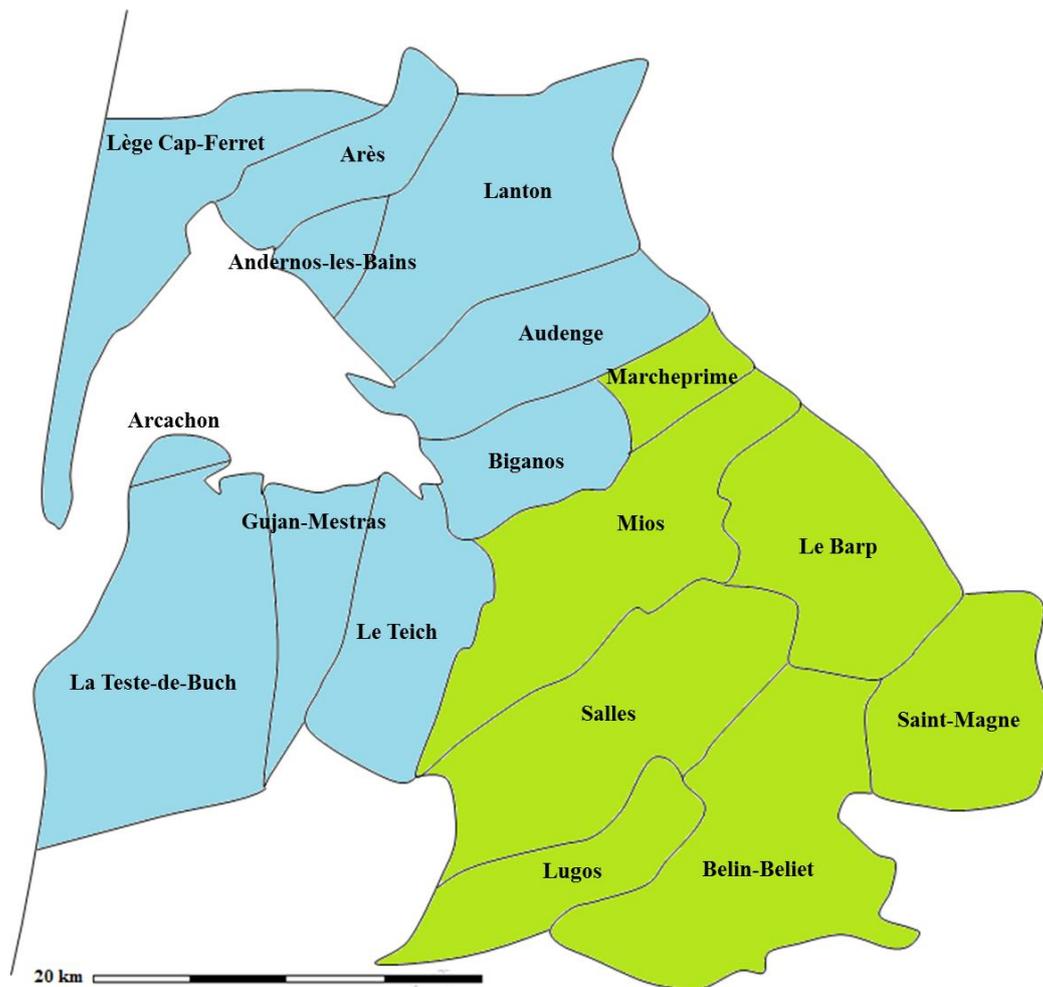


Figure 15 : Carte des territoires administratifs considérés dans le cadre de cette étude.

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 « COBAN¹² », « COBAS¹³ » et Val de l'Eyre¹⁴.

¹² Communauté de communes du Bassin d'Arcachon Nord : Lège-Cap-Ferret, Arès, Andernos-les-Bains, Lanton, Audenge, Biganos, Marcheprime, Mios.

¹³ Communauté d'agglomération du Bassin d'Arcachon Sud : Arcachon, La Teste-de-Buch, Gujan-Mestras, Le Teich.

¹⁴ Communauté de communes du Val de l'Eyre : Le Barp, Saint-Magne, Salles, Lugos, Belin-Beliet.

2. Empreintes moléculaires

Les **empreintes moléculaires** sont en d'autres termes les proportions relatives des composés les uns par rapport aux autres. Elles rendent compte de la prévalence de certains composés par rapport à d'autres (Stogiannidis et Laane, 2015) et peuvent être considérés comme une « signature » de certaines sources de HAP.

La Figure 16 présente dans ce contexte les **proportions respectives de chaque composé** choisi dans les matrices solides d'intérêt : huîtres, sédiments, particules sur la période 2005 - 2012. Les composés les plus abondants sont le fluoranthène, le pyrène, le benzo(a)anthracène, le chrysène et les benzo(b,j,k)fluoranthène. Cette signature caractérise 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 comparaison des matrices biologiques, sédimentaires et particulaires permet d'émettre des hypothèses sur les compartiments responsables de la contamination des huîtres. 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.

Seules les huîtres présentent par ailleurs un profil légèrement différent du fait de leurs capacités à dégrader certains composés comme le BaP une fois ingéré.

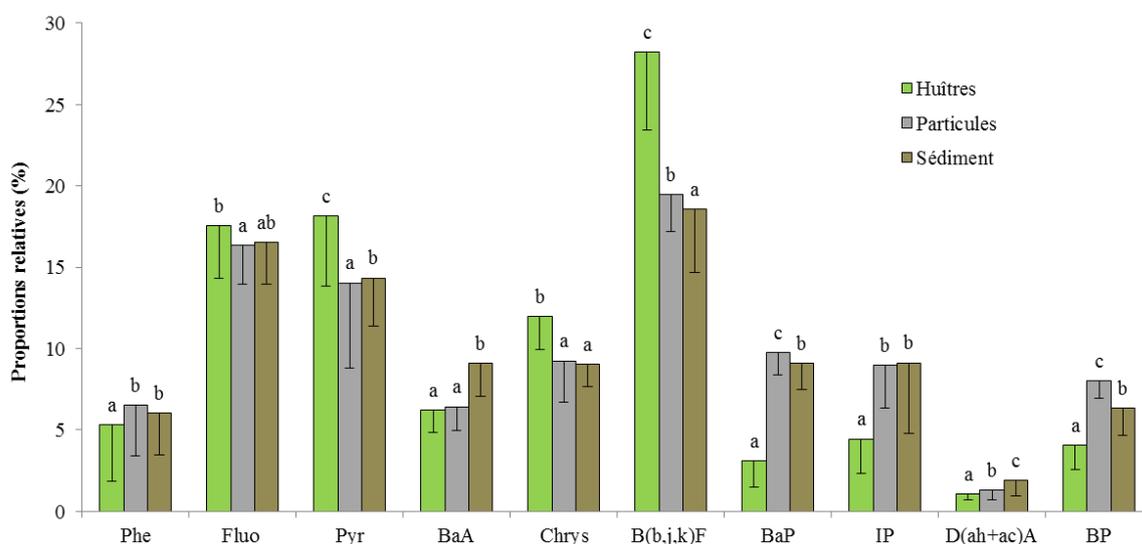


Figure 16 : Empreintes moléculaires des matrices solides étudiées (moyennes \pm écart-types) sur la période 2005 - 2012.
Les lettres symbolisent les différences significatives entre les différentes matrices. Pour les huîtres, $n = 255$; pour les particules, $n = 79$; pour les sédiments, $n = 215$.

3. 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).

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.**

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.**

Diverses méthodologies ont donc été employées dans le cadre de cette étude pour tenter de cerner ces paramètres. Ce rapport rend compte d'une approche basée sur les usages des utilisateurs (nombre de bateaux en activités, nombre d'heures annuelles d'utilisation du moteur, type de carburant...) en séparant d'une part les activités professionnelles et d'autre part les activités de plaisance. Ce travail constitue une première approche basée sur les éléments à disposition et ne saurait être exhaustive. Il permet néanmoins de situer la source « nautique » par rapport aux autres.

3.1.2. Méthodologie

Les calculs d'émissions de HAP liées aux activités nautiques littorales sont basés sur le lien entre «**l'énergie consommée par les activités nautiques**» avec des **facteurs d'émissions (FE) de HAP**. Ces FE sont des valeurs issues du guide OMINEA⁵⁰ (CITEPA, 2014a) dédiées aux deux grands types de carburants employés pour les moteurs des bateaux : l'essence et le diesel (Tableau 6).

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 6 : Facteurs d'émissions (mg de HAP/GJ d'énergie consommée) fournis par le CITEPA en fonction du composé émis⁴⁹ et du carburant utilisé (CITEPA, 2014a).

BaP – benzo(a)pyrène, BbF – benzo(b)fluoranthène, BkF – benzo(k)fluoranthène, IP – indéno(1,2,3-cd)pyrène, BP – benzo(ghi)pérylène, BaA – benzo(a)anthracène, DahA – dibenzo(ah)anthracène, Fluo – fluoranthène.

La méthode de calcul employée se base sur celle utilisée par le gouvernement néerlandais (Netherlands National Water Board, 2008) lors d'inventaires d'émissions similaires. La formule employée est la 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 d'énergie consommé ; *E*, l'énergie consommée par l'activité d'intérêt en un an exprimée en gigajoules.

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...). La formule employée est la 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 utilisation, 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.

3.1.2.1. 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 (CRCAA¹⁵ pour l'ostréiculture, CDPMEM33¹⁶ pour la pêche et UBA¹⁷ pour le transport de passagers).

Les informations du Tableau 7 récoltées auprès des professionnels ont donc pu être utilisées dans les formules indiquées précédemment pour calculer l'énergie consommée annuellement par ces 3 secteurs d'activité. Les facteurs d'émissions du Tableau 6 ont pu par la suite être employés pour calculer les émissions de HAP associées.

¹⁵ Comité Régional de la Conchyliculture – Arcachon Aquitaine

¹⁶ Comité Départemental des Pêches Maritimes et Elevages Marin de Gironde.

¹⁷ Union des Bateliers d'Arcachon.

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 7 : Pratiques des professionnels sur le Bassin d'Arcachon.

3.1.2.2. 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 » par une structure spécifique. D'après une 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**.

Un scénario de pratique des usagers et basé sur l'enquête réalisée par le laboratoire GEOMER (Le Berre et al., 2010) a été employé. D'après cette enquête, les plaisanciers du Bassin d'Arcachon réalisent **en moyenne 38 sorties par an**. On considèrera par ailleurs ici un **temps moyen d'utilisation du moteur par sortie de 1h**.

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. 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 des moteurs est légèrement supérieure à 121 kW et 101 kW en réalité).

3.1.3. Résultats

Les calculs d'émissions ont été détaillés dans le Tableau 8. Les émissions associées aux activités professionnelles sont estimées à 246 g (4 HAP Aarhus). Pour les activités de plaisance, les émissions calculées sont équivalentes : 275 g. De manière globale, les données liées aux usages permettent donc d'estimer les émissions annuelles de HAP à environ 521 g pour les 4 HAP « Aarhus ».

Usage		Carburant	BaP (g)	BbF (g)	BkF (g)	IP (g)	Somme Aarhus (g)
Professionnel	Ostréiculture	Diesel (10%)	5	6	5	4	19
		Essence (90%)	12	19	8	23	62
	Pêche	Diesel (0%)	7	11	5	14	36
		Essence (100%)	7	11	5	14	36
	Transport passagers	Diesel (100%)	31	37	31	29	128
		Essence (0%)	31	37	31	29	128
Sous-total - Professionnel			55	73	48	70	246
Plaisance	Diesel (15%)	25	30	25	23	103	
	Essence (85%)	32	54	22	65	172	
Sous-total - Plaisance			57	84	47	87	275
Total - Professionnels + Plaisance			112	157	95	157	521

Tableau 8 : Emissions annuelles de HAP liées aux activités nautiques – calcul basé sur les usages.

BaP – benzo(a)pyrène, BbF- benzo(b)fluoranthène, BkF – benzo(k)fluoranthène, IP – indéno(1,2,3-cd)pyrène. Somme Aarhus – somme de BaP + BbF + BkF + IP.

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 n'ont pas pu être 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 puisqu'on se base ici sur un scénario d'utilisation des moteurs hypothétique (mais néanmoins réaliste).

On met ainsi en évidence le besoin de mieux cadrer les activités nautiques du Bassin d'Arcachon : motorisation (2 temps ou 4 temps), consommation, durée et vitesse d'utilisation des moteurs, présence de dispositifs d'épuration etc... Ces informations pourraient être obtenues par le biais de nouvelles enquêtes en saison et hors saison estivale par exemple). Il serait également nécessaire de produire des facteurs d'émissions spécifiques aux types de moteurs employés, plus déterminants que le type de carburants en ce qui concerne les émissions de HAP. Ce type d'étude a déjà été réalisé ailleurs en Europe (Netherlands National Water Board, 2008).

4. Apports liés au transport routier

4.1. Généralités et méthodologie

Le Conseil Général de Gironde a produit plusieurs rapports en 2014 visant à cadrer les usages liés au transport en général dans le département, et notamment 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 Gironde¹⁸ 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 (COPERT¹⁹ notamment grâce au logiciel Circul'Air) dont nous ne disposons pas. **Les valeurs présentées ci-après ont donc été produites par AIRAQ²⁰**, l'association loi 1901 locale à laquelle le gouvernement a confié la surveillance de la qualité de l'air.

¹⁸ http://www.gironde.fr/jcms/c_16763/le-comptage-routier

¹⁹ 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.

²⁰ Association agréée pour la surveillance de la qualité de l'air en Aquitaine.

4.2. Résultats

Le Tableau 9 ci-dessous reprend les résultats d'émissions atmosphériques rapportés par AIRAQ pour les années 2010 et 2012 au niveau du secteur du SIBA. 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).

Année	BaP (kg)	BbF (kg)	BkF (kg)	IP (kg)	Somme Aarhus (kg)
2010	1,4	1,6	1,3	1,3	5,6
2012	1,5	1,8	1,5	1,4	6,2

Tableau 9 : Emissions annuelles de HAP liées au transport routier calculées par AIRAQ.

BaP – benzo(a)pyrène ; BbF – benzo(b)fluoranthène ; BkF – benzo(k)fluoranthène ; IP – indéno(1,2,3-c,d)pyrène ; Somme Aarhus – somme BaP + BbF + BkF + IP.

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.

Comme précisé précédemment, le territoire du Bassin d'Arcachon présente une assez forte dépendance à la voiture en lien avec les distances parcourues quotidiennement (43 km en moyenne). Il est donc difficile d'envisager une baisse 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.

5. Apports liés aux secteurs résidentiels et tertiaires

5.1. Généralités

Le secteur résidentiel concerne 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. Seules les installations produisant de la chaleur par combustion induisent cependant 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 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% aux émissions nationales de HAP pour les secteurs Résidentiel / Tertiaire (Figure 17) soit environ **18,2 tonnes** 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).

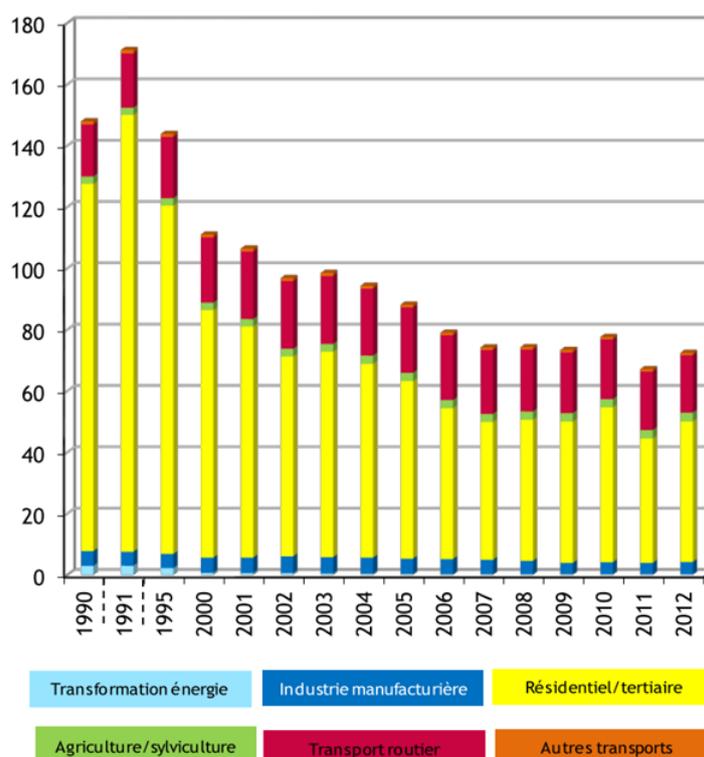


Figure 17 : Historique des émissions françaises (en tonnes) des 8 HAP réglementés au niveau atmosphériques par secteur d'activité (source : CITEPA, 2014b).

NB : Les 8 HAP concernés sont le BaP, le BbF, le BkF, l'IP, le BaA, le DahA, le BP et le Fluo.

5.2. 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.

Cependant, de manière générale, il persiste une **incertitude forte** liée à l'estimation des émissions de HAP liées au chauffage au bois. La formation de ces composés dépend à la fois de **la nature du combustible** (essence de bois, taux d'humidité) mais aussi de **l'équipement employé** pour la combustion (poêle, insert, cheminée fermée ou ouverte, âge de l'installation etc...). D'après le dernier inventaire des émissions atmosphériques en Aquitaine réalisé par AIRAQ²¹ (AIRAQ, 2012) ces incertitudes concernant les HAP peuvent s'élever à 50 – 75% (chiffres issus à l'origine de l'inventaire CITEPA de 2014).

Le Tableau 10 rend compte de la variabilité des émissions de HAP en fonction des installations considérées. Il est donc très important de connaître le « **parc d'équipement énergétique** » des **résidents** si l'on souhaite calculer le plus précisément possible les émissions de HAP de ce secteur.

Facteurs d'émission	Chaudière			Poêles / Cuisinière			Inserts			Foyers ouverts
	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	
BaP (mg/GJ)	4,7	1,9	0,9	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	21,4	7,9	4,3	27,1
BkF (mg/GJ)	3,2	1,3	0,6	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	11,1	4,1	2,2	14,1
Somme Aarhus (mg/GJ)	16	6	3	174	65	35	65	24	13	82

Tableau 10 : Facteurs d'émissions des HAP en fonction de l'équipement employé (source : ADEME, 2009b).

NB : 1 MWh = 1 Méga Watt heure = 3 600 GJ = 3 600 Giga Joules.

On constate 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 10). Les foyers ouverts sont également responsables d'émissions élevées, indépendamment de leur année d'installation.

²¹ AIRAQ : Association Agréée pour la Surveillance de la Qualité de l'AIR en Aquitaine.

5.3. 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 par les habitants du Bassin d'Arcachon**. Cette consommation doit être déclinée pour les différents combustibles domestiques pouvant être à l'origine d'émissions de HAP : gaz naturel, fioul domestique, GPL, bois. Ces informations ont été obtenues grâce à l'ALEC²².

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 (Tableau 11) issus du guide OMINEA (CITEPA, 2014a) et d'un 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.

Facteurs d'émission	Bois énergie													Foyers ouverts	Général	Fuel	GPL / GN
	Chaudière			Poêles			Cuisinière			Inserts							
	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant	< 1996	> 1996	Performant					
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	
Somme Aarhus (mg/GJ)	16	6	3	174	65	35	174	65	35	65	24	13	82	2	0,06	0,003	
Structure parc équipement (%)	1	0,3	0,3	1	14	17	0,4	0,4	0,3	10	20	13	19				

Tableau 11 : Facteurs d'émission employés pour estimer les émissions de HAP du secteur résidentiel / tertiaire.

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.

La formule ci-dessous a été employée pour chaque source d'énergie mentionnée précédemment. Dans le cas du bois, elle a été déclinée pour les différents équipements utilisés par les habitants (les proportions dans le Tableau 11 sont issues d'une enquête-ménage réalisée dans le cadre de cette étude).

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

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 d'énergie consommée ; E, l'énergie consommée par l'activité d'intérêt en un an exprimée en gigajoules.

On constate ici (Tableau 11) 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.**

²² Agence Locale de l'Énergie et du Climat.

5.4. Résultats

5.4.1. Situation générale

Le Tableau 12 résume les résultats obtenus en se basant sur **les données de consommation d'énergie de 2010 et 2012 estimées par l'ALEC**, et illustre la forte variabilité des émissions de HAP en fonction du combustible considéré.

Secteur	Année	Fioul (g)	GPL (g)	GN (g)	Bois (g)	Total (g)
Résidentiel	2010	8,5	0,2	4,6	41 603	41 617
	2012	7,8	0,1	3,9	38 231	38 243
Tertiaire	2010	3,6	0,1	1,1	7	11
	2012	3,3	0,1	1	38	42

Tableau 12 : Estimations des émissions annuelles de HAP (4 composés Aarhus) liées aux secteurs résidentiels et tertiaires (2010 et 2012).

Les émissions pour le territoire du SIBA présentent un maximum de 41,6 kg en 2010 pour les 4 composés Aarhus. On peut par ailleurs comparer 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 ici 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) ou l'année, 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 vieillissant des particuliers**. Le bois doit être valorisé et mis en avant en tant qu'énergie renouvelable, mais doit également être exploité dans des conditions optimales limitant l'émission de polluants et favorisant la performance énergétique.

5.4.2. Effet d'une modernisation du parc d'équipement

Deux scénarii d'émissions de HAP ont été imaginés. On considère dans le premier que les appareils non « performants sur le plan énergétique » sont modernisés (changement pour un appareil Flamme Verte par exemple). Les émissions présentées Tableau 12 sont donc recalculées (Figure 18) en utilisant les facteurs d'émission « performants » du Tableau 11. Dans ce scénario, la « modernisation »

concerne tous les équipements mais pas les foyers ouverts. Le second scénario considère une modernisation totale du parc d'équipements de chauffage au bois (Figure 18) : tous les équipements sont considérés comme « performants énergétiquement » et les cheminées ouvertes sont hypothétiquement remplacées par des inserts performants énergétiquement.

La Figure 18 présente les émissions recalculées pour ces deux scénarii pour le territoire du SIBA, et en se basant sur l'année 2012. Pour le scénario 1, les émissions pour les 4 HAP Aarhus liées au bois sont de 26 747 g de HAP en 2012. **Ces résultats sont 30% inférieurs à ceux calculés en se basant sur la structure réelle du parc d'équipement des habitants du secteur** (Figure 18, barre orange « Parc performant avec cheminées »). Les émissions recalculées selon le scénario 2 sont de 16 007 g. **Ces valeurs sont 58% inférieures à celles associées à la structure réelle du parc d'équipement** (Figure 18, barre jaune « Parc performant sans cheminées »).

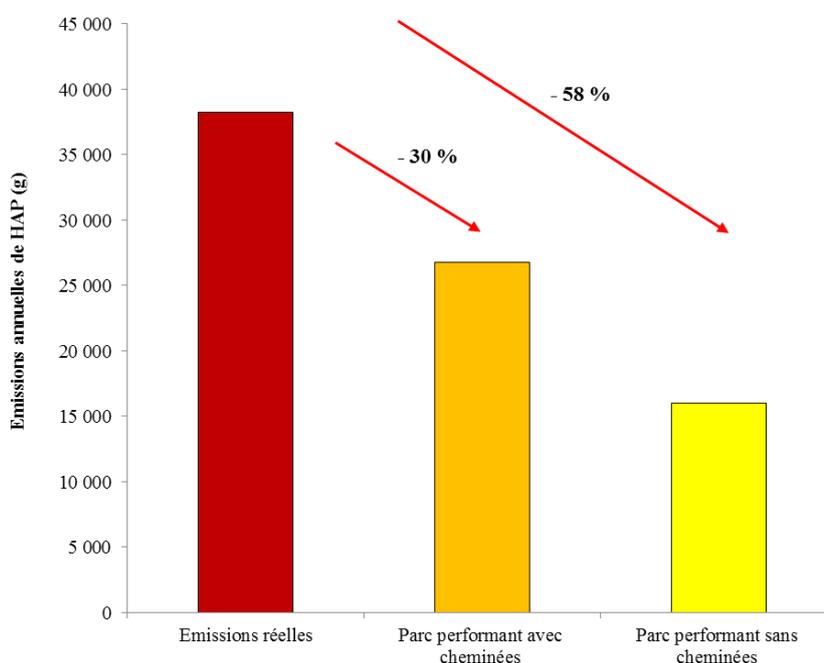


Figure 18 : Diminution des émissions de HAP avec la modernisation du parc d'équipement de chauffage au bois résidentiel.

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.

Ces résultats montrent 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). Un simulateur a par ailleurs été mis en ligne sur le site du SIBA afin d'informer les utilisateurs sur les quantités de HAP qu'ils émettent par leurs activités de chauffage au bois : <https://www.siba-bassin-arcachon.fr/eau-en-partage/>.

6. Apports liés aux feux de forêt

6.1. Généralités

Les feux de forêts, d'origine naturelle ou causés par l'Homme sont le sujet d'une surveillance 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 19 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.

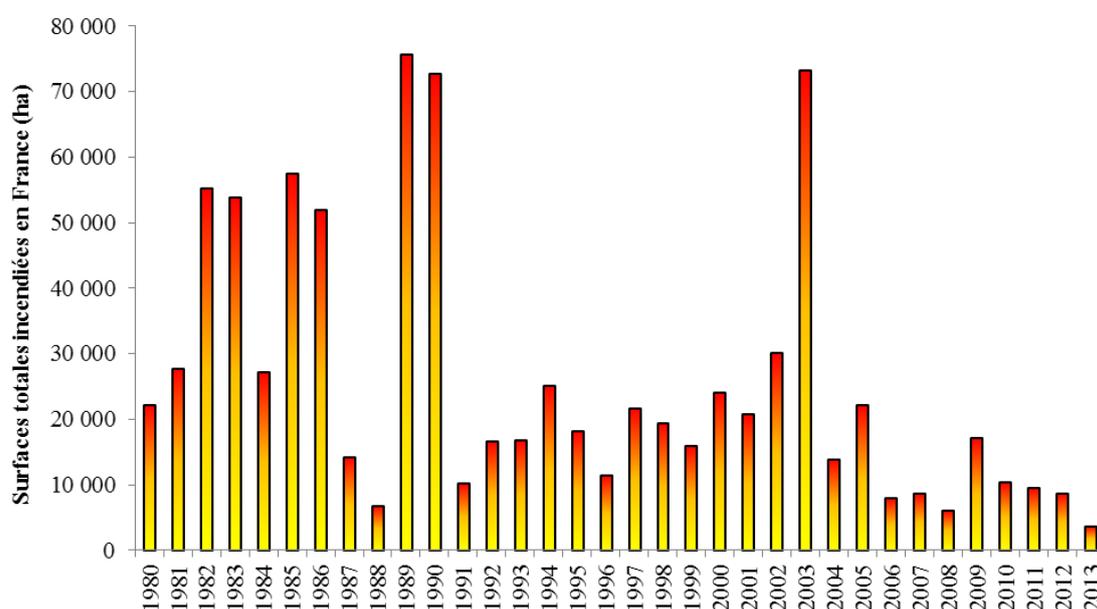


Figure 19 : Chronique des surfaces totales incendiées en France depuis les années 1980 à nos jours.

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 m².

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 20).

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

PPFCI (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 ».



Figure 20 : 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>

6.2. Méthodologie

La méthodologie employée est proche de celle employée pour les secteurs tertiaires et résidentiels. Cette fois-ci, les facteurs d'émissions sont appliqués à des surfaces et des masses de forêts incendiées (en mg de HAP / ha brûlé ou en mg de HAP / kg de bois brûlé). Des travaux de l'INERIS en 2004 (INERIS, 2004) fournissent ces fameux facteurs d'émission. L'institut les a par ailleurs déclinés en fonction du niveau d'humidité du bois pour rendre compte de la distance à l'océan :

- Pour des prélèvements réalisés à 50 km des côtes (**arrière-pays sec**) :
 - o 8 mg HAP/m² incendié pour les 4 HAP Aarhus.
 - o 1 698 µg HAP/kg brûlé pour les 4 HAP Aarhus.
- Pour des prélèvements réalisés à 10 km des côtes (**humide côtier**) :
 - o 13,3 mg HAP/m² incendié pour les 4 HAP Aarhus.
 - o 2 137 µg HAP/kg brûlé pour les 4 HAP Aarhus.

Dans la cadre de cette étude, les facteurs d'émission « surfaciques » et « massiques » dans le cas d'échantillon sec (arrière-pays) ou humide (côtier) ont été utilisés sur les données d'incendies du territoire du SIBA.

Le détail des surfaces incendiées par commune pour ce territoire a été obtenu pour la période 2006 - 2014 grâce à la BDIFF²³ (cette base de données ne fournit des données homogènes qu'à partir de l'année 2006). Ces surfaces ont été converties en « masses de forêts » brûlées grâce à des données techniques de l'Agence Européenne de l'Environnement (San-Miguel-Ayanz et al., 2013) et du projet européen NatAir en 2007 (Friedrich, 2007).

Commune	Surface boisée		Calcul des surfaces / masses moyennes incendiées par an après 2006		
	km ²	ha	Nb feux moyen par an	Surf. moyenne brûlée par an (ha)	Masse moyenne brûlée par an (kg)
Lège Cap-Ferret	65	6 464	3	0,4	6
Arès	35	3 506	1,4	0,2	4
Andernos	7	700	1,2	0,2	3
Lanton	57	5 735	4	2	37
Audenge	39	3 896	4	7	128
Biganos	27	2 707	4	5	88
Le Teich	35	3 478	3	13	225
Gujan-Mestras	15	1 508	2	0,5	8
La Teste de Buch	95	9 455	7	3	48
Arcachon	1	94	0,8	0,04	0,8
Territoire SIBA	375	37 543	31	32	547

Tableau 13 : Récapitulatif des données liées aux feux de forêts pour les zones boisées du territoire du SIBA (période 2006 - 2014).

6.3. Résultats

Les émissions de HAP associées aux surfaces / masses incendiées (Tableau 13) ont été calculées puis moyennées pour obtenir les émissions moyennes annuelles des 4 HAP « Aarhus » pour le territoire administratif du SIBA (Figure 21).

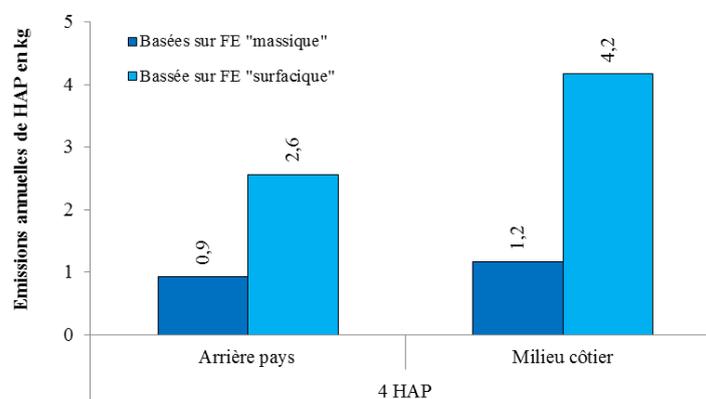


Figure 21 : Emissions moyennes annuelles de HAP issues des feux de forêts au niveau du territoire du SIBA (basées sur les surfaces incendiées moyennes 2006 - 2014).

²³ Base de Données sur les Incendies de Forêt en France (<http://bdiff.ifn.fr/>)

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 émissions associées s'échelonnent donc de 0,9 kg HAP / an à 4,2 kg de HAP / an en fonction du facteur d'émission considéré (surfaccique ou massique) et de la proximité de l'océan. Les facteurs d'émission (FE) surfacciques sont moins précis et surévaluent les données d'émission. De la même manière, du combustible prélevé à proximité de l'océan est plus humide, ce qui explique les niveaux de HAP plus élevés en « milieu côtier ».

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.**

Une 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). Les auteurs précisent 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'aéraulique...). 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.).

7. Apports liés aux usages industriels

7.1. Généralités

Le Bassin d’Arcachon n’est pas connu pour être le siège d’une activité industrielle importante. Les différentes installations localisées dans ce secteur et potentiellement associées à des émissions polluantes ont été référencées sur le site officiel de l’iREP (Registre français des Emissions Polluantes²⁴). La Figure 22 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 internet²⁵, 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.

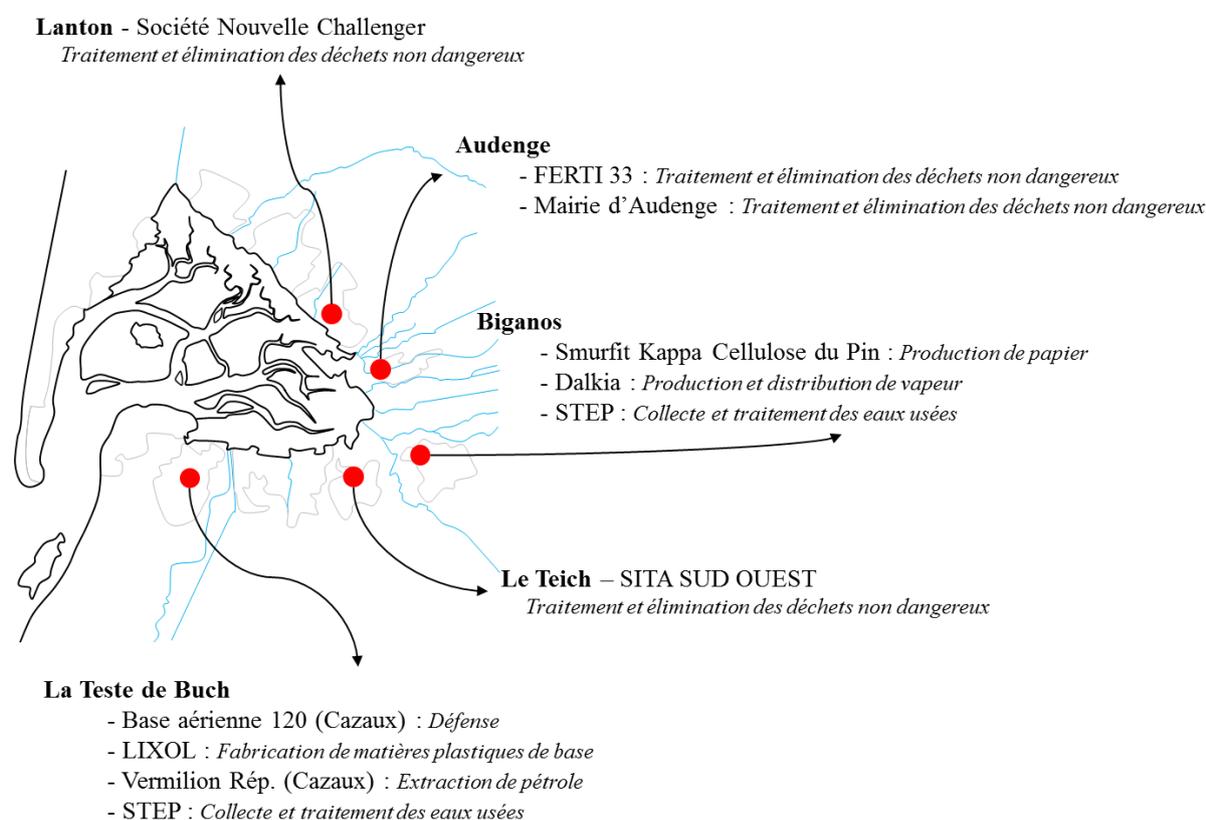


Figure 22 : Principales activités recensées sur le Bassin d’Arcachon par l’iREP.

L’arrêté préfectoral (AP) du 11 février 2010 autorisant l’exploitation du site fait mention des HAP et fixe une limite d’émission standardisée en HAP au niveau de la « chaudière biomasse » (ou chaudière 9) : $100 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ ²⁶ soit un flux maximal de 16 g HAP/h. Les composés concernés sont les 8 HAP de la

²⁴ <http://www.irep.ecologie.gouv.fr/IREP/index.php>

²⁵ <http://www.smurfitkappa.com/vHome/fr/CelluloseduPin/Pages/Presentation.aspx>

²⁶ Nm^3 = 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_2 définie.

norme NF X 43329²⁷. 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/Nm³ soit un flux maximal de 2,5 g HAP/h. Les mêmes composés sont concernés par cette réglementation.

7.2. 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 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 annuelle. Leur niveau est donc inférieur aux limites de quantification (LQ) pratiquées par le laboratoire prestataire (ces limites sont néanmoins en adéquation avec la réglementation). Cette LQ a donc été utilisée pour les calculs d'émissions afin de se placer dans un scénario d'émission maximale.

Le Tableau 14 présente ces données mais pour seulement les 4 HAP du protocole Aarhus. Peu d'années ont été traitées car le détail des concentrations et des flux pour chaque composé indépendamment n'a pas pu être systématiquement récupéré.

Année	Chaudière biomasse Dalkia		Chaudière 9		Chaudière 10A		Chaudière 10B		Four à Chaux		FLUX TOTAL (mg HAP /h)	Emissions annuelles (kg)
	[HAP] µg/Nm ³	Flux mg/h	[HAP] µg/Nm ³	Flux mg/h	[HAP] µg/Nm ³	Flux mg/h	[HAP] µg/Nm ³	Flux mg/h	[HAP] µg/Nm ³	Flux 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 14 : 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'O₂).

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 2012 (au maximum : une dizaine de kilos par an). A titre comparatif pour l'année 2013, les 10 premiers émetteurs de HAP dans l'atmosphère furent responsables de la production de 6826 kg de HAP. Les trois premiers, 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 faibles par rapport à d'autres secteurs.

²⁷ 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

8. Apports liés aux pluies

8.1. 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 se fixer 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 23 : 55% de l'eau de pluie s'abattant sur une surface totalement imperméabilisée ruisselle contre seulement 10% pour un sol non imperméabilisé.

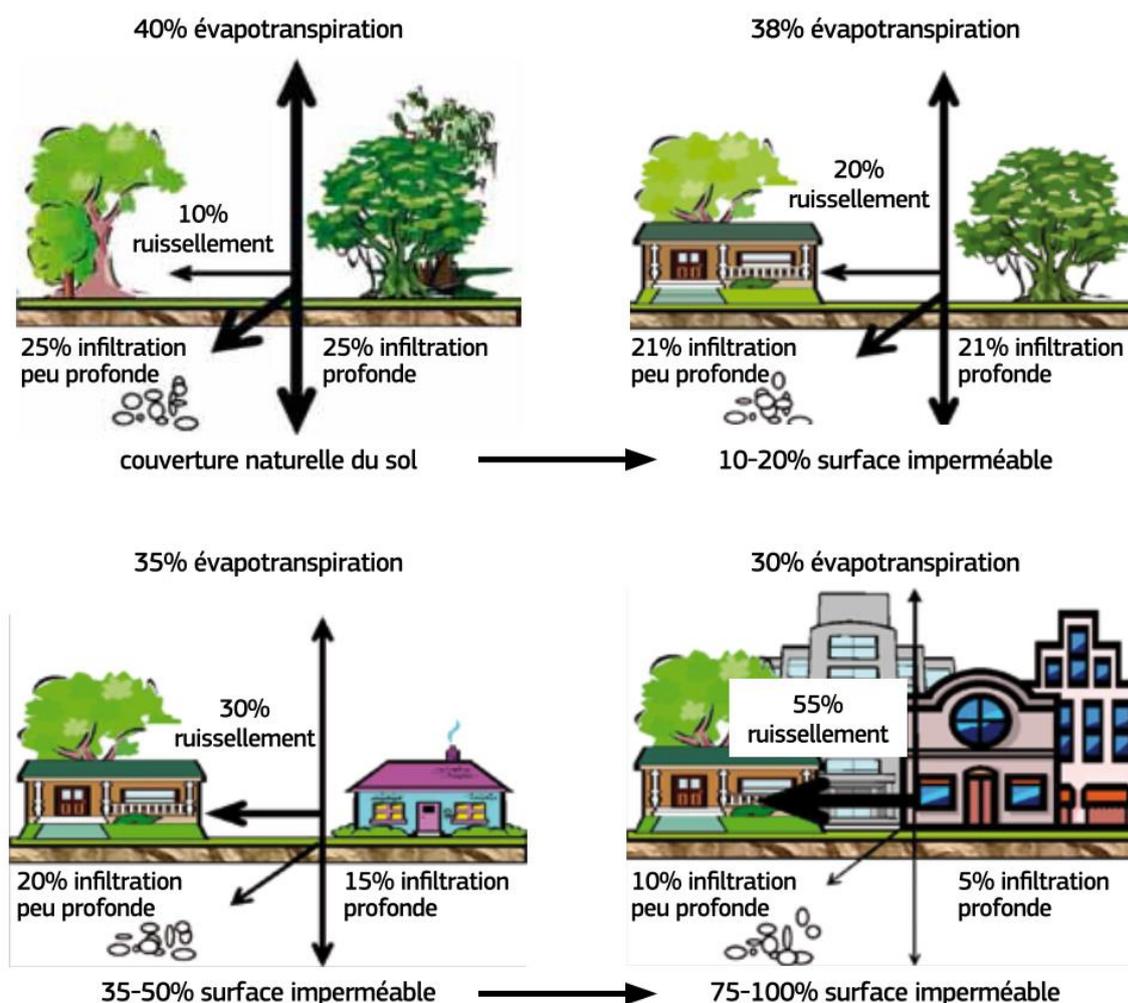


Figure 23 : Effets de l'imperméabilisation des sols sur le cycle de l'eau (source : Commission européenne, 2012)

L'évapotranspiration correspond à l'eau « transpirée » par les végétaux.

Le rapport « L'environnement en France » (édition 2014) élaboré par le Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) indique qu'il existe 8,4% de surface artificialisée en métropole pour 2006 et 9,1% pour 2012 (Bottin et al., 2014). La Figure 24 tirée de cette dernière synthèse indique par ailleurs 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.

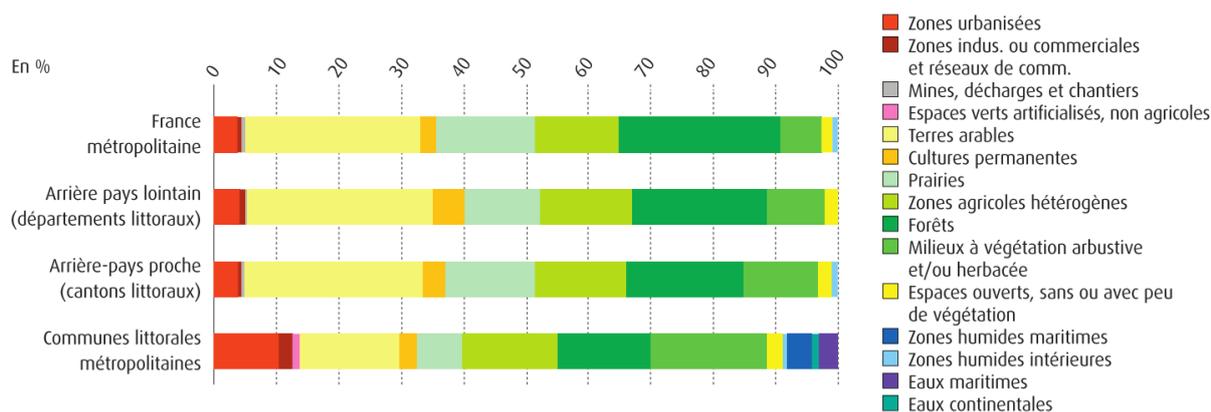


Figure 24 : Occupation des sols en France (adapté de Bottin et al., 2014).

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'Arcachon²⁸ ». 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.

8.2. 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

²⁸ http://www.siba-bassin-arcachon.fr/sites/siba/files/siba_brochure_eaux_pluviales.pdf

m² a été installé sous la chaussée. Avant d'y être acheminées, les eaux de ruissellement passent par un ouvrage de décantation (1,50 * 0,75 m) dans lequel les particules lessivées peuvent sédimenter (« tomber » au fond). Les analyses de HAP ont été réalisées dans ces particules sédimentées qui forment alors des boues : pour 50 cm de profondeur, **la masse totale de boues après un an a été estimée à 141 kg.**

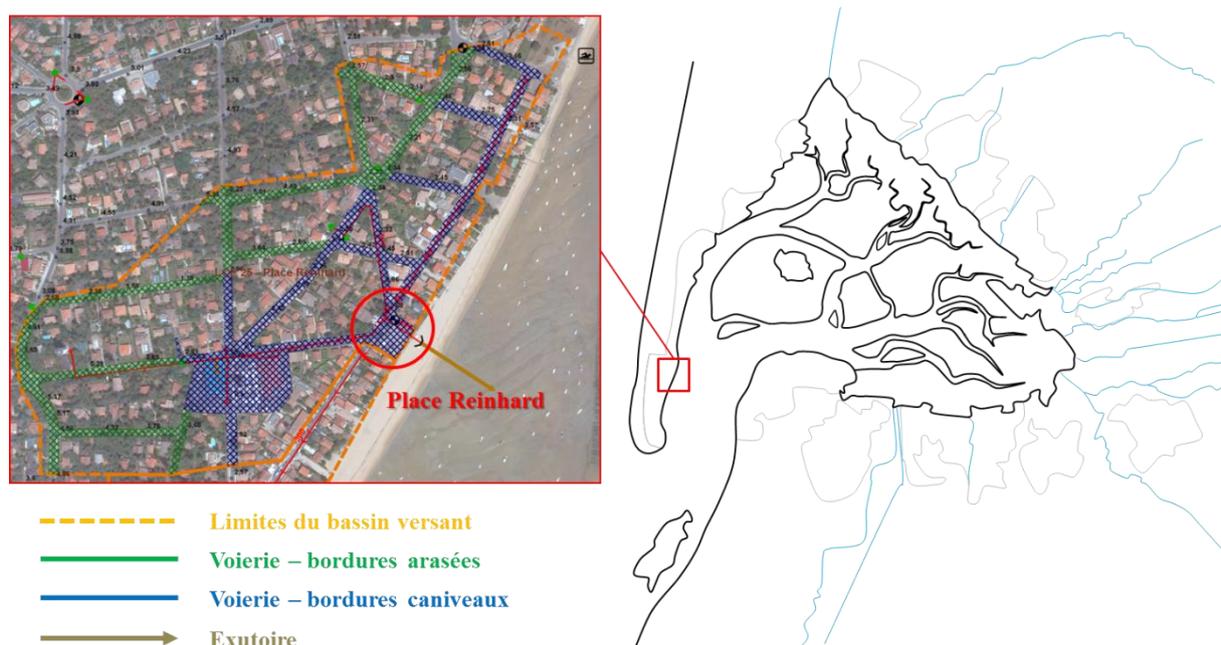


Figure 25 : Localisation du bassin d'infiltration associé à la place Reinhard au Cap-Ferret.

Les concentrations en HAP mesurées sont présentées dans la Figure 26. Ces composés correspondent aux 16 molécules classées par l'US-EPA²⁹ et leurs proportions relatives sont proches de celles retrouvées dans un sédiment prélevé dans le Bassin d'Arcachon. **Les niveaux de carbone organique (« matière organique » en général) 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.** Ces teneurs en matières organiques sont très élevées par rapport à ce qui est observé dans les sédiments issus du Bassin (moins de 5% en général). De plus, la finesse des particules associées à ces concentrations élevées de carbone organiques favorisent beaucoup la fixation des HAP.

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 m² de voirie** (dont 38 155 m² de bordures « caniveaux » et 26 514 m² de bordures « arasées »).

²⁹ US-EPA : United States Environmental Protection Agency (agence de protection environnementale américaine).

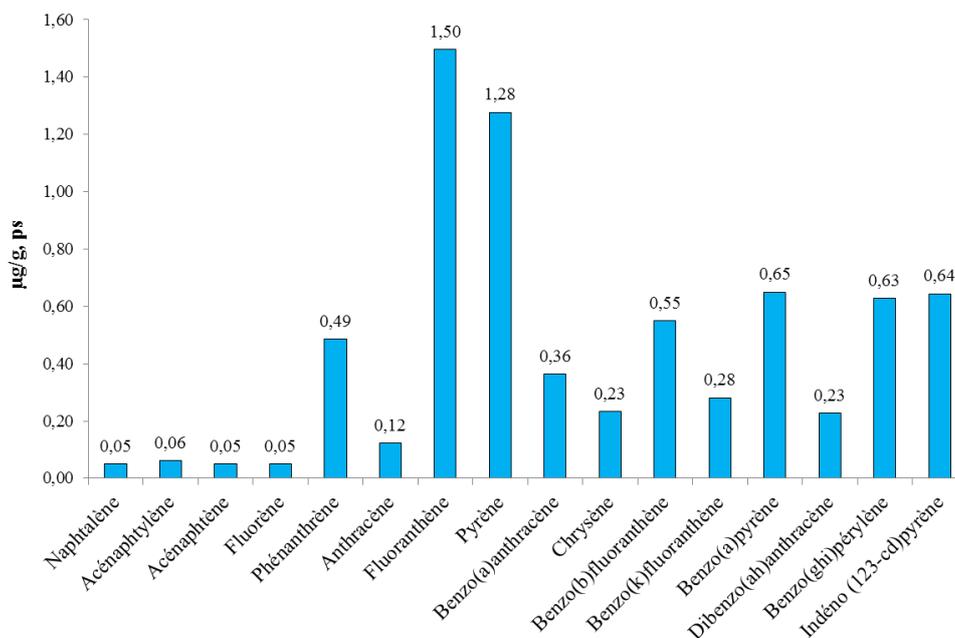


Figure 26 : Concentrations des 16 HAP de l'US-EPA mesurées dans les boues de l'ouvrage de décantation de la place Reinhard (Cap-Ferret).

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'Arcachon³⁰ et a évalué une surface de voiries d'environ **14 646 158 m²** soit **14,6 km²**.

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 :

$$HAP \text{ totaux voirie (g)} = \frac{HAP \text{ Place Reinhard (g)} \times Surface \text{ totale voirie (m}^2\text{)}}{Surface \text{ voirie Place Reinhard (m}^2\text{)}}$$

$$HAP \text{ totaux voirie (g)} = \frac{1 \times 14 \ 646 \ 158}{64 \ 669} = 227 \text{ g}$$

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 en fonction des surfaces lessivées. La simulation réalisée est une approximation permettant de situer la « source pluviale » de HAP par rapports aux autres. De plus, cette estimation ne tient compte que de la voirie et pas des bâtiments et autres surfaces potentiellement imperméables « hors voirie ».

Le compartiment pluvial s'avère donc être une « boîte noire ». Il est encore nécessaire de définir avec précision les surfaces lessivées, et d'étudier plus avant la variabilité des particules entraînées par les pluies en s'interrogeant sur leur contamination, leur quantité et leur « qualité » en fonction du milieu étudié. Le projet REMPARG s'intéresse particulièrement au compartiment pluvial.

³⁰ 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.

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

Concernant les niveaux de HAP 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. Ces résultats confirment bien les observations réalisées par l'Ifremer en 2013. Les seuils réglementaires européens, restent par ailleurs très supérieurs aux concentrations mesurées dans les huîtres du Bassin. Néanmoins, le Bassin d'Arcachon présente les niveaux les plus élevés du littoral atlantique, probablement en lien avec sa structure et l'hydrodynamisme de ce milieu.

Concernant la présence des HAP dans les sédiments et la colonne d'eau (particules et phase dissoute) un gradient de contamination géographique similaire à celui des huîtres est observable : croissant de l'océan vers les terres. Cette observation doit cependant être nuancée en ce qui concerne

les sédiments puisqu'elle est liée à leur variabilité naturelle : une granulométrie plus fine et la présence de carbone organique plus importante dans les secteurs orientaux favorisent l'accumulation des HAP. 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.

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'additionner 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

1.2.1. Aspects méthodologiques

Toutes les données récupérées n'ont pas toujours pu être employées, et certains choix dans leur traitement ont dû être réalisés. Ces « biais » sont néanmoins 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. 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).

Les données employées ont par ailleurs été produites au fil du temps dans des contextes souvent différents (surveillance réglementaire ou recherche). Ces objectifs sont souvent liés à des besoins analytiques différents. En conséquence, **les limites de détections** pratiquées peuvent énormément varier ce qui pose problème dans le traitement statistique des données.

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).

L'étude des sédiments est complexe dans un écosystème tel que le Bassin d'Arcachon. Ce milieu est hautement dynamique, ce qui induit « un brassage » important. En conséquence, ce compartiment présente une hétérogénéité très forte à une échelle spatiale très réduite (des vases et des sables peuvent se côtoyer sur des zones peu étendues). Cette variabilité géographique pose donc la question de la représentativité des prélèvements de sédiments : est-ce qu'un échantillon représente bien la zone où il a été prélevé ? Ce compartiment 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 plus, les sédiments de la lagune ont attiré l'attention des scientifiques et des gestionnaires de manière ponctuelle. 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). Il pourrait tout de même être pertinent de **resserrer la fréquence des analyses** dans un milieu aussi dynamique que le Bassin d'Arcachon.

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 mieux cerner « la façon de se contaminer » des huîtres du Bassin d'Arcachon.

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 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.**

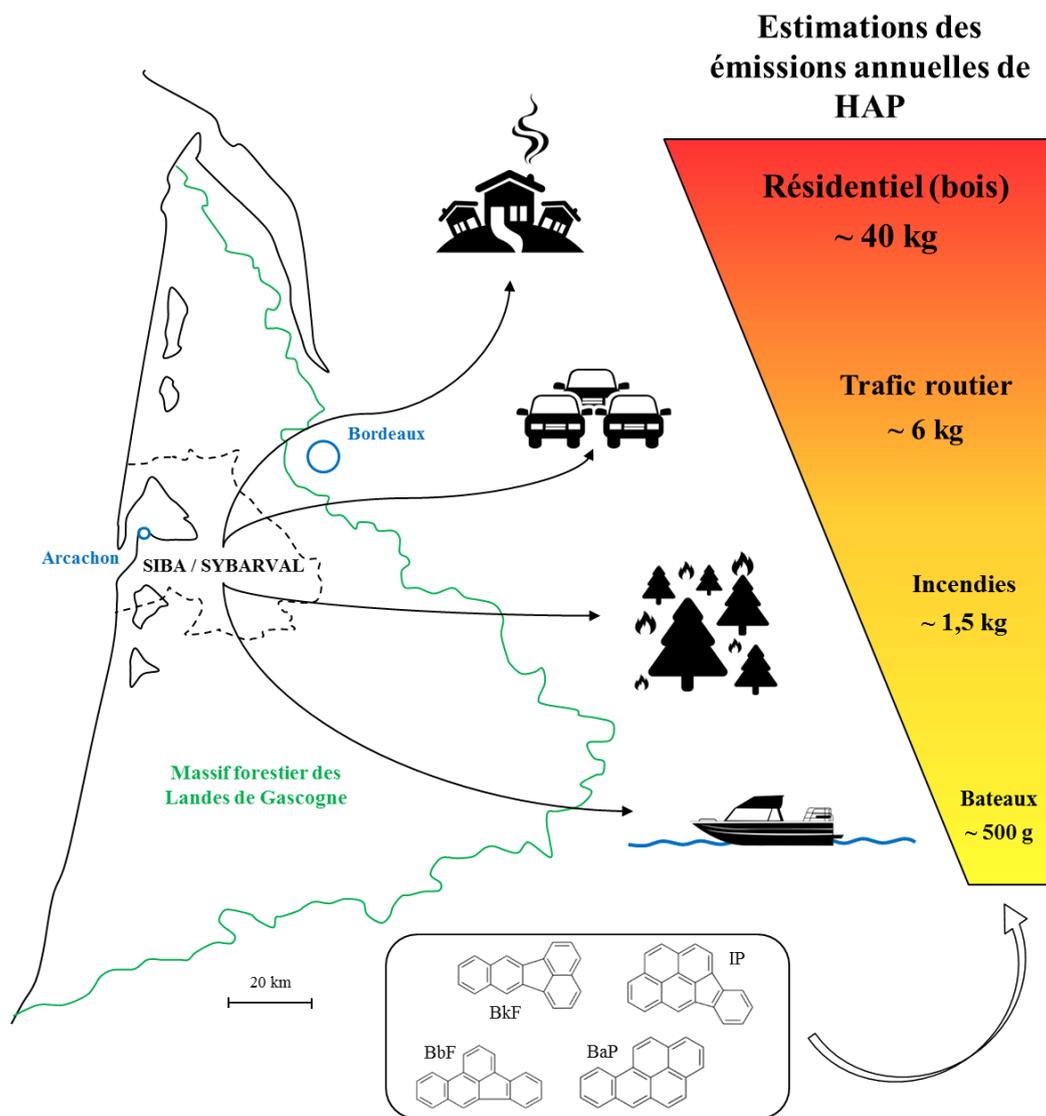


Figure 27 : Hiérarchisation des principales sources de HAP dans le secteur du Bassin d'Arcachon.

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).

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 27). 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.

2.2. Limites de l'approche adoptée et perspectives

Les calculs réalisés dans le cadre de cette étude 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.

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.

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). Il faut noter aussi que la « source résidentielle » peut également comprendre le **brûlage de déchets verts** (hors chauffage donc) qui n'a pas pu être estimée dans le cadre de cette étude.

Pour les **activités nautiques**, il n'existe 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 un scénario réaliste et des données fournies par les acteurs principaux du secteur. De manière générale, il paraît donc intéressant d'acquérir des statistiques fiables et de **pérenniser un système d'observation** concernant les activités sur le plan d'eau (structure détaillée 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, consommation de carburant...).

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.

Les facteurs d'émissions employés dans cette étude correspondent par ailleurs aux valeurs « officielles » utilisées par les organismes spécialisés dans l'estimation d'émissions atmosphériques de polluants (ex. CITEPA). 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).

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, (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.

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 à la répartition des HAP entre phase gazeuse et particulaire (Keyte et al., 2013), et aux conditions climatiques.

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).

Divers modèles ont été élaborés en Europe et aux Etats-Unis (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 le but d'estimer les proportions de HAP se déposant sur le Bassin d'Arcachon, des scénarii prédictifs ont été employés (Tableau 15). L'utilisation de ces scénarii présente cependant une limite car en général, les proportions de composés en phase gazeuse ou particulaire ne sont pas connues. 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 15 : Hiérarchisation des principales sources de HAP en fonction des dépôts atmosphériques.

Le secteur tertiaire n'a pas été inclus dans un souci de synthèse. Les pourcentages de dépôts ne sont appliqués qu'aux émissions résidentielles, issues des transports, industrielles et liées aux feux de forêts. 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 moyenne des émissions pour les 4 HAP Aarhus et le secteur du SIBA, toutes années et facteurs d'émission confondus.

D'après le Tableau 15, 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 secteurs 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 la 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 (<https://www.siba-bassin-arcachon.fr/les-hap-comment-y-echapper/>) afin de leur permettre de simuler les émissions de HAP liées à leurs activités quotidiennes (chauffage, transport etc...).

3. Conclusion

Cette étude a permis de répondre partiellement aux questions posées par les gestionnaires du Bassin d'Arcachon. Les tendances extraites sur la base des données produites durant les 20 dernières années 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 les 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.

Cependant, l'émission des HAP dans les compartiments atmosphériques et aquatiques ne présume pas des quantités réelles qui persisteront dans l'écosystème. 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 en réalité à de nouvelles études afin de confirmer cette hypothèse.**

Des suivis directs sur le terrain (monitoring) seraient une solution intéressante pour préciser les hypothèses émises ici. La poursuite d'actions de sensibilisation présente aussi un intérêt fort.

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).
- 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.
- 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., 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.
- Bottin, A., Joassard, I., Morard, V., 2014. L'environnement en France - édition 2014.
- 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, 2014a. Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France - 11ième 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).
- Commission européenne, 2012. Lignes directrices concernant les meilleures pratiques pour limiter, atténuer ou compenser l'imperméabilisation des sols.
- Conseil Général de Gironde, 2014. Le Bassin d'Arcachon - Val-de-l'Eyre. Les Cah. Territ. la mobilité 116 p.
- Crespo, A., 2009. Présence et sources des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le Bassin d'Arcachon. PhD thesis, Univ. Bordeaux I. 458 p.
- 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.
- Echeveste, P., Agustí, S., Dachs, J., 2010. 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.
- 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.
- 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.
- 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., Latimer, J.S., Quinn, J.G., 1984. Urban Runoff as a Source of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Coastal Waters. *Methodology* 18, 580-587.
- INERIS, 2004. Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de forêt et de décharge.
- 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.
- Netherlands National Water Board, 2008. Exhaust from recreational boats in cooperation with DELTARES and TNO. Emiss. Estim. Diffus. sources - Netherlands Emiss. Invent.
- 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.
- 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.
- San-Miguel-Ayanz, J., Steinbrecher, R., Ferreira, A., Woodfield, M., Simpson, D., 2013. 11.B. « Forest fires ». EMEP/EEA Emiss. Invent. Guideb. 1-19.
- 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.

