

# ELABORATION DU PLAN DE GESTION DES SEDIMENTS DE DRAGAGE DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE

RAPPORT D'ETAPE 1 : ETAT DES LIEUX

*FICHE THEMATIQUE N°4 : CONTAMINATION - QUALITE DES EAUX, DU  
SEDIMENT, DU BIOTA*

*RAPPORT RM1-E1-4*



Cette étude a bénéficié du soutien financier de :



N° 8 71 3583 - MISSION 1 : élaboration du plan de gestion des sédiments de l'estuaire de la Gironde Étape 1 – État des lieux Rapport RM1-E1-4					
Version	Description	Rédaction	Vérifié	Approuvé	Date
4	Corrections suite observations du SMIDDEST 11/02/2016	TSD			24/02/2016
3	Fiche intégrant remarques du 7/10/2015	ADICT			18/12/2015
2	Remise au SMIDDEST	ADICT			07/08/2015
1	Remise au SMIDDEST	ADICT	LTT/TSD	TSD	10/06/2015

---

## SYNTHESE ET CONCLUSIONS

La bonne gestion des sédiments de dragage du chenal de navigation de l'estuaire de la Gironde est aujourd'hui reconnue comme un enjeu majeur pour le bon fonctionnement de l'écosystème estuarien. En mars 2015, le SMIDDEST a lancé l'élaboration du premier plan de gestion des sédiments de dragage de l'estuaire. Cette mission a été confiée à un groupement dont Artelia est mandataire.

La première phase de la mission consiste à effectuer un état des lieux, à partir des données collectées auprès des acteurs concernés et rencontrés.

Cet état des lieux regroupe sept thématiques, qui sont les suivantes :

1. hydrosédimentaire, bouchon vaseux, oxygène dissous ;
2. navigabilité et maintien des accès nautiques ;
3. petits ports de l'estuaire ;
4. contamination : qualité des eaux, du sédiment, du biota ;
5. peuplements et habitats benthiques ;
6. peuplements de poissons et espèces ;
7. usages.

Chacune de ces thématiques fait l'objet d'une fiche de synthèse indépendante, de manière à bien identifier les différents enjeux. **La présente fiche est consacrée aux « contamination - qualité des eaux, du sédiment, du biota », réalisée par ADICT.**

Les estuaires constituent l'ultime réceptacle des contaminants transportés par voie fluviale avant leur export vers les océans. La forte anthropisation de ces écosystèmes particuliers, interface entre les milieux d'eau douce et les océans mobilisent de nombreux réseaux de surveillance qui s'attachent à documenter l'évolution temporelle et spatiale des estuaires.

La ressource halieutique de l'estuaire est un patrimoine remarquable que le SAGE doit contribuer à préserver. Les habitats et peuplements benthiques constituent également des sources de nourriceries indispensables au fonctionnement de cet écosystème. Il s'agit là encore d'un sujet majeur.

La qualité écologique de la zone d'étude prend en compte les différents milieux et compartiments biologiques de l'estuaire et se concentre principalement sur les compartiments benthiques et la faune ichtyologique, premiers compartiments impactés par les activités sur l'estuaire, les sources de pollution et les opérations de dragage.

Après avoir rassemblé et synthétisé les données disponibles auprès des experts sur l'estuaire, nous avons réalisé un état des lieux des contaminants présents sur l'estuaire de Gironde, de leurs fonctionnements et de leurs impacts sur les organismes présents dans l'estuaire de la Gironde.

Les différentes analyses abiotiques mettent en avant la présence de plusieurs contaminants toxiques comme le cadmium, les PCB et certains composés pharmaceutiques ainsi que leurs impacts sur les organismes et écosystèmes suivant les conditions de l'estuaire.

### **Les contaminants polymétalliques :**

Les métaux ont la particularité pour la majorité d'entre eux, d'être associés aux sédiments, sous forme particulière, dans les cours d'eau avant de d'arriver dans l'estuaire de la Gironde.

Dans l'estuaire de la Gironde, suivant les conditions de salinité et du taux de MES, ces métaux vont se « détacher » de ces sédiments et passer dans la colonne d'eau, sous forme dissoute. Et devenir biodisponible pour les organismes.

Les filtreurs sont contaminés par le cadmium dissous en aval de l'estuaire. Les huitres ont une forte tendance à bioaccumuler du cadmium, même avec une faible concentration dans les eaux. Les valeurs de Cd mesurées dans les huîtres endémiques sont les plus élevées des zones littorales françaises (ROCCH, 2012, Ifremer). Ce phénomène s'explique par la persistance d'une pollution historique de Cd et par la remise en suspension de sédiments des rivières et de l'estuaire.

En tout se sont 14 ETM qui sont abordés dans ce document, avec des comportements similaires ou différents à celui du cadmium. Toutefois, il est nécessaire de noter que les sédiments estuariens constituent une source secondaire de Cd pour les eaux de l'estuaire, et un puits pour le cuivre (Dabrin et al., 2010). Toutefois, les concentrations et toxicités relevées pour ces métaux sont moindres que le cadmium.

Les différentes analyses réalisées sur les poissons, copépodes et bivalves ont montré une variation spatio-temporelle de l'accumulation métallique avec une plus forte contamination en aval. En période estivale, les anguilles et les corbicules montrent une certaine capacité d'adaptation aux conditions hypoxiques et de contamination métallique de la Garonne. Néanmoins, les stress oxydant et métallique subis par les organismes aquatiques affectent leurs dépenses énergétiques au détriment de leur croissance, voire de leur survie.

Des études spécifiques sur les anguilles démontrent que celles-ci concentrent davantage le cadmium en amont de l'estuaire plutôt qu'en aval de part leur régime alimentaire d'organismes vivants préférentiellement dans les sédiments qui sont plus contaminés en amont de l'estuaire qu'en aval. Cette contamination semble impacter l'anguille jusqu'à son processus de migration et de reproduction et donc son devenir.

#### **Les contaminants organiques:**

Le PCB et les HAP sont retrouvés dans les sédiments à des teneurs faibles et disparates en fonction des sites suivis. Les HAP ne posent pas véritablement de problème dans l'estuaire de la Gironde et ont une capacité à se dégrader sous les UV.

Mais, il en est tout autrement pour les PCB.

Bien que les valeurs mesurées dans la colonne d'eau de l'estuaire soient très faibles Des quantités importantes de PCB sont mesurées dans les organismes et notamment les organes des poissons. Les valeurs relevées dans les poissons sont les valeurs les plus élevées des estuaires français et sont très importantes au regard des PCB mesurés dans les sédiments. Ce phénomène s'explique par une concentration de plus en plus importante des PCB, au fur et à mesure, dans la chaîne trophique. Plus un organisme est situé haut dans la chaîne alimentaire, plus il concentre du PCB.

De plus, des phénomènes dits de « salt in », peuvent remobiliser et « désorber » les PCB retenus dans les sédiments. Toutes remobilisations de sédiments peuvent favoriser le passage du PCB vers la voie dissoute et contaminer davantage les chaînes trophiques du premier maillon de la chaîne alimentaire jusqu'aux poissons. Dès lors qu'il y a de la salinité.

Les composés phytosanitaires et pharmaceutiques ont également été évalués, notamment leur présence et persistance dans l'estuaire entre l'amont et l'aval. Ces résidus peuvent également (comme le PCB) être remobilisés et passer sous forme dissoute dans la colonne d'eau.

**Les réflexions et études complémentaires à engager :**

Comme décrits précédemment, en plus des phénomènes « naturels » de désorption des contaminants, liés à la salinité de l'estuaire, toute remobilisation de sédiments dans l'estuaire et dans des eaux « salines » va accentuer la « désorption » des contaminants vers la colonne d'eau (sous forme dissoute) et les rendre disponibles pour les organismes qu'ils peuvent impacter à court, moyen et long terme, tout au long de la chaîne trophique.

Dans le cadre du Plan de Gestion des Sédiments et de la définition des dragages, des réflexions doivent être menées pour limiter la remobilisation ou le transfert de ces substances dans l'estuaire afin de limiter l'impact sur la qualité des eaux et les organismes.

Au vue de la connaissance actuelle, les impacts liés au dragage concerneraient l'augmentation de la contamination abiotique, avec la remobilisation de sédiments contaminés favorisant le passage de la forme particulaire vers la forme dissoute des métaux, de PCB et de composés pharmaceutiques.

Cette remobilisation, pourrait alors entraîner à l'échelle de l'estuaire et du littoral, une augmentation de la concentration « biodisponible » de ces polluants pour les organismes avec :

- des apports de concentration des métaux dans les huîtres dans la partie aval de l'estuaire;
- une accumulation plus importante des contaminants dans les organismes des premiers maillons de la chaîne trophique, sur les zones de clapage ;
- une augmentation des contaminants dans les organismes des prédateurs et grands prédateurs (poissons) résidents dans l'estuaire.

***Toutefois, il est encore nécessaire d'acquérir des connaissances pour mieux comprendre et évaluer ces phénomènes. Et notamment, l'impact des dragages pour en évaluer les moyens d'action pour les réduire.***

Les éléments à acquérir concernent les concentrations de ces contaminants dans les sédiments dragués, l'évaluation de la contribution de remise en suspension lors de clapage, l'impact sur la contamination des organismes (premiers maillons des chaînes trophiques) présents sur les zones de dragages et à plus large échelle des bilans de masse de ces contaminants présents dans l'estuaire.

## SOMMAIRE

<b>SYNTHESE ET CONCLUSIONS</b>	<b>A</b>
<b>1. PRESENTATION DE LA THEMATIQUE</b>	<b>1</b>
<b>1.1. L'ESTUAIRE</b>	<b>1</b>
<b>1.2. LES OBJECTIFS DE GESTION DE L'ESTUAIRE</b>	<b>3</b>
<b>1.3. L'OBJECTIF DE CETTE SYNTHESE</b>	<b>3</b>
<b>2. DONNEES RECENSEES ET BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>5</b>
<b>2.1. DONNEES SUR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES</b>	<b>5</b>
<b>2.2. DONNEES SUR LES CONTAMINANTS EMERGENTS ET ORGANIQUES</b>	<b>5</b>
<b>2.3. DONNEES SUR LES ESPECES BIOLOGIQUES SUIVIES ET LES EFFETS MESURES</b>	<b>5</b>
<b>2.4. AUTRES DONNEES</b>	<b>6</b>
<b>2.5. BIBLIOGRAPHIE</b>	<b>6</b>
<b>3. ENTRETIENS REALISES</b>	<b>8</b>
<b>4. SYNTHESE DES DONNEES – ETAT DES LIEUX</b>	<b>9</b>
<b>4.1. LEXIQUE</b>	<b>9</b>
<b>4.2. CONTAMINANTS METALLIQUES</b>	<b>10</b>
<b>4.2.1. PROCESSUS DE TRANSFORMATION DES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) EN MILIEU ESTUARIEN ET LITTORAL</b>	<b>10</b>
4.2.1.1. Spéciation chimique	10
4.2.1.2. Processus de transformation des ETM en milieu estuarien	11
4.2.1.3. Processus en zone littoral	11
<b>4.2.2. LE CADMIUM</b>	<b>12</b>
4.2.2.1. Comportement du cadmium	12
4.2.2.2. Les flux de cadmium apportés à l'estuaire	13
4.2.2.3. Distribution spatiale du cadmium dans les sédiments de surface	14
4.2.2.4. Devenir du cadmium sous forme dissoute et particulaire	15
4.2.2.5. Comparaison entre les flux nets et les flux bruts	16
4.2.2.6. Influences et distributions du cadmium vers Marennes Oléron	18
4.2.2.7. Rôle et impacts des opérations de dragage/immersion	22
4.2.2.8. Conclusions	22
<b>4.2.3. LE CUIVRE</b>	<b>22</b>
4.2.3.1. Origine et comportement du cuivre	22
4.2.3.2. Distribution spatiale du cuivre dans les sédiments de surface	23
4.2.3.3. Evaluation des flux de cuivre dans l'estuaire de la Gironde	23
4.2.3.4. Influences et distributions du cuivre vers Marennes Oléron	24
4.2.3.5. Conclusions pour le cuivre	24

#### 4.2.4. LES ETM CONSIDERES COMME PRIORITAIRES AU REGARD DE LA LOI SUR L'EAU : AS, CD, CR, CU, HG, NI, PB ET ZN ET AUTRES ELEMENTS AG, CO, MO, SB, U ET V 24

4.2.4.1.	Comportement des ETM	24
4.2.4.2.	Flux des ETM expulsés en zone littorale	26
4.2.4.3.	Contamination des sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde par les ETM	27
4.2.4.4.	Stocks totaux et stocks remobilisables	28
4.2.4.5.	Conclusions	29

### 4.3. LES POLLUANTS EMERGENTS ET ORGANIQUES 29

4.3.1.	LES PCB	29
4.3.1.1.	Devenir des PCB dans l'environnement	30
4.3.1.2.	Contamination du compartiment abiotique de l'estuaire de la Gironde en PCB,	30
4.3.2.	LES HAP	32
4.3.2.1.	Devenir des HAP dans l'environnement	33
4.3.2.2.	Contamination du compartiment abiotique de l'estuaire de la Gironde en HAP	33
4.3.3.	LES PRODUITS PHYTOSANITAIRES	34
4.3.3.1.	Contamination du compartiment abiotique sur les composés phytosanitaires et rôle du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Gironde	34
4.3.4.	LES COMPOSES PHARMACEUTIQUES	34
4.3.4.1.	Contamination du compartiment abiotique de l'estuaire de la Gironde en composés pharmaceutiques	35
4.3.4.2.	Le rôle du bouchon vaseux sur les molécules pharmaceutiques dans l'estuaire de la Gironde	35

### 4.4. EFFETS OBSERVES SUR LES ORGANISMES DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE 36

4.4.1.	UNE TYPOLOGIE CARACTERISEE PAR UNE GRANDE INSTABILITE DES PROCESSUS HYDROSEDIMENTAIRES	36
4.4.1.1.	Biodisponibilité et bioconcentration des ETM	37
4.4.1.2.	Biodisponibilité et bioconcentration des PCB et HAP	37
4.4.2.	LA CONTAMINATION PAR LE PCB	37
4.4.2.1.	La contamination des premiers maillons du réseau trophique estuarien	37
4.4.2.2.	La contamination en PCB chez les poissons : le maigre, la sole, le mullet, l'anguille et le flet	39
4.4.3.	CONTAMINATION EN ETM	40
4.4.3.1.	La contamination des crevettes	41
4.4.3.2.	La contamination sur les bivalves	41
4.4.3.3.	Les poissons	44
4.4.4.	CONTAMINATION PAR LES COMPOSES PHARMACEUTIQUES	46
4.4.5.	SYNTHESE	46

## 5. VALIDITE DES DONNEES ET JUSTIFICATION CONCERNANT L'ACQUISITION DE NOUVELLES DONNEES 47

### 5.1. VALIDITE DES DONNEES 47

### 5.2. JUSTIFICATION CONCERNANT L'ACQUISITION DE NOUVELLES DONNEES 47





## TABLEAUX

Tableau 1 : Niveaux de contamination en PCB des poissons analysés exprimée en ng.g-1 et ng.g lipide (d'après Tapie, 2006).....	39
--	----

## FIGURES

Figure 1 : Estuaire de la Gironde et localisation des points d'échantillonnage exprimés en points kilométrique (PK) (KingWan., 2008) .....	1
Figure 2 : Profil type d'estuaire macrotidal (d'après Romaña, 1994) .....	2
Figure 3 : Représentation conceptuelle géochimiques contrôlant le transport et le comportement des ETM (d'après Turner et Milward, 2000) .....	12
Figure 4 : Concentration en cadmium dissous dans l'estuaire de la Gironde, en fonction de la salinité (‰) en 2001 (d'après Audry et al., 2007) .....	13
Figure 5 : Contribution en cadmium dans l'estuaire de la Gironde (source : Adict Solutions) .....	14
Figure 6 : Distribution spatiale des concentrations en cadmium dans les sédiments de surface (0-10 cm) de l'estuaire de la Gironde (d'après Aurélie LARROSE, 2009) .....	15
Figure 7 : Evolution des concentrations de cadmium dissous et particulaire en fonction de la salinité et en surface dans l'estuaire de la Gironde , en mars 2001 et en juin 2001 (d'après S. Robert. 2003).....	16
Figure 8 : Flux de cadmium apportés par la Garonne et la Dordogne et flux expulsés de la Gironde (Dabrin, 2009).....	17
Figure 9 : Bilan des flux de cadmium en a) hydrologie normale b) Sous l'influence de la crue de 2003 sur le Lot (Source : Adict-Solutions).....	17
Figure 10 : Réduction du cadmium dissous en aval de l'estuaire de la Gironde (source Adict Solutions) .....	18
Figure 11 : A) Estimation des flux en particules pour l'année 2007 en fonction de l'occurrence des débits et des flux résiduels B) Hydrogramme de la Gironde avec la position des missions effectuées (Dabrin 2007) ..	19
Figure 12 : Concentration en cadmium particulaire en surface, milieu et fond pendant le flot et le jusant lors des campagnes de Mars 2007 (crue) et d'Octobre 2007 (étiage) (Dabrin, 2009).....	19
Figure 13 : Incidence des vents et du débit de la Gironde sur le panache turbide de la Gironde (Dabrin, 2009).....	20
Figure 14 : Nombre de jours où le panache de la Gironde entre par le Pertuis Nord et Sud de la Baie de Marennes Oléron (Dabrin 2009) .....	20
Figure 15 : Apports Girondin du cadmium dans la Baie de Marennes Oléron (Source : Adict-Solutions).....	21
Figure 16 : Liens entre flux de cadmium issus de la Gironde et le cadmium mesuré dans les huitres en aval de la Gironde et dans Marennes Oléron- le trait horizontal, sur les graphiques de gauche, représentant la norme du cadmium pour la consommation des huitres (Source : Adict-Solutions).....	21
Figure 17 : Distribution spatiale des concentrations en cuivre dans les sédiments de surface (0-10 cm) de l'estuaire de la Gironde (d'après Aurélie LARROSE, 2009) .....	23
Figure 18 : Schéma conceptuel récapitulatif des processus affectant As, Cd, Cu, Mo, Sb, U et V dans l'estuaire fluvial de la Gironde (modifié d'après Masson, 2007).....	25
Figure 21: Exemples des comportements observés dans la gradient de salinité de l'estuaire pour Cu, U et Co, d'après Dabrin, 2009.....	25
Figure 22 : Flux bruts dissous (barres blanches) et particulaires (barres noires) apportés par la Garonne et la Dordogne et flux nets dissous labiles (barres grisées) expulsés dans la zone littorale par l'estuaire de la Gironde pour la période 2001-2007 pour Cd, V, U, Cu, Ni et Co (d'après Dabrin, 2009).....	26
Figure 23: Distribution spatiale des concentrations en As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn en mg/kg dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde (Larrose, 2011) .....	27
Figure 24: Distribution spatiale des concentrations en Ag, Co, Mo, Sb, U et V en mg/kg dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde (Larrose, 2011) .....	28
Figure 25: Structure générique du PCB .....	30
Figure 26 : Carte et points kilométriques sur l'estuaire de la Gironde.....	31

---

Figure 27 : Contamination du compartiment abiotique en PCB et des teneurs en MES pour chaque point de prélèvement .....	32
Figure 28 : Aperçu général des distributions des HAP (en pourcentages) dans les sédiments de l'estuaire de la Gironde. Les composés sont les suivantes: 1 :le phénanthrène, 2 : l'anthracène, 3 : fluoranthène, 4 : le pyrène, 5 : benz(a)anthracène, 6 : chrysène, 7 : benzo(b)fluoranthene + benzo(j)fluoranthène , 8 : benzo(k)fluranthene, 9 : benzo(e)pyrène, 10 : benzo(a)pyrène, 11 : pérylène, 12 : Indeno(1,2,3-c,d)pyrène , 13 :dibenzo(a,h)anthracène + dibenz(a, c)anthracène , 14 : benzo(g, h, i) pérylene. Notez la forte abondance de pérylène ( en hachures ).....	33
Figure 27 : Synthèse des niveaux de contamination en PCB des premiers maillons du réseau trophique de l'estuaire de la Gironde (Tapie, 2006) .....	38
Figure 30 : Importance relative de chaque catégorie de proie dans le bol alimentaire de l'anguille européenne (Pascaud, 2006) .....	40
Figure 31 : Localisation des différentes stations d'échantillonnage, exprimée en points kilométriques (PK) dont l'origine est le pont de pierre de Bordeaux (PK0), afin de faciliter leur positionnement géographique (d'après KingWan., 2008). .....	41
Figure 32 : Comparaison intersites des niveaux de contamination métallique chez les bivalves (d'après KingWan., 2008). .....	42
Figure 31 : Réseau de biosurveillance des métaux sur le littoral développé dans le cadre du défi cadmium (Défi Cadmium, M Baudrimont, 2009) .....	43

# 1. PRESENTATION DE LA THEMATIQUE

## 1.1. L'ESTUAIRE

L'estuaire de la Gironde, situé au sud-ouest de la France, est le plus grand estuaire européen. Il naît de la confluence de la Garonne et de la Dordogne au Bec d'Ambès. Il s'étend donc sur 76 km et couvre une superficie de 450 km<sup>2</sup> à marée basse et 635 km<sup>2</sup> à marée haute. Le bec d'Ambès est classiquement considéré comme la limite aval de l'intrusion haline et délimite ainsi la limite de l'estuaire marin. A contrario, la marée dynamique se fait ressentir beaucoup plus en amont, jusqu'à La Réole sur la Garonne et Pessac sur la Dordogne (Figure 1). Afin de pouvoir localiser les points de prélèvements ou les villes le long de l'estuaire, il est classiquement admis de les caractériser par leur distance par rapport à Bordeaux qui représente le point kilométrique 0 (PK 0). Ainsi, les PK sont notés le long de l'estuaire positivement vers l'aval et négativement vers l'amont. Comme les points rouges référencés dans la figure ci-dessous.

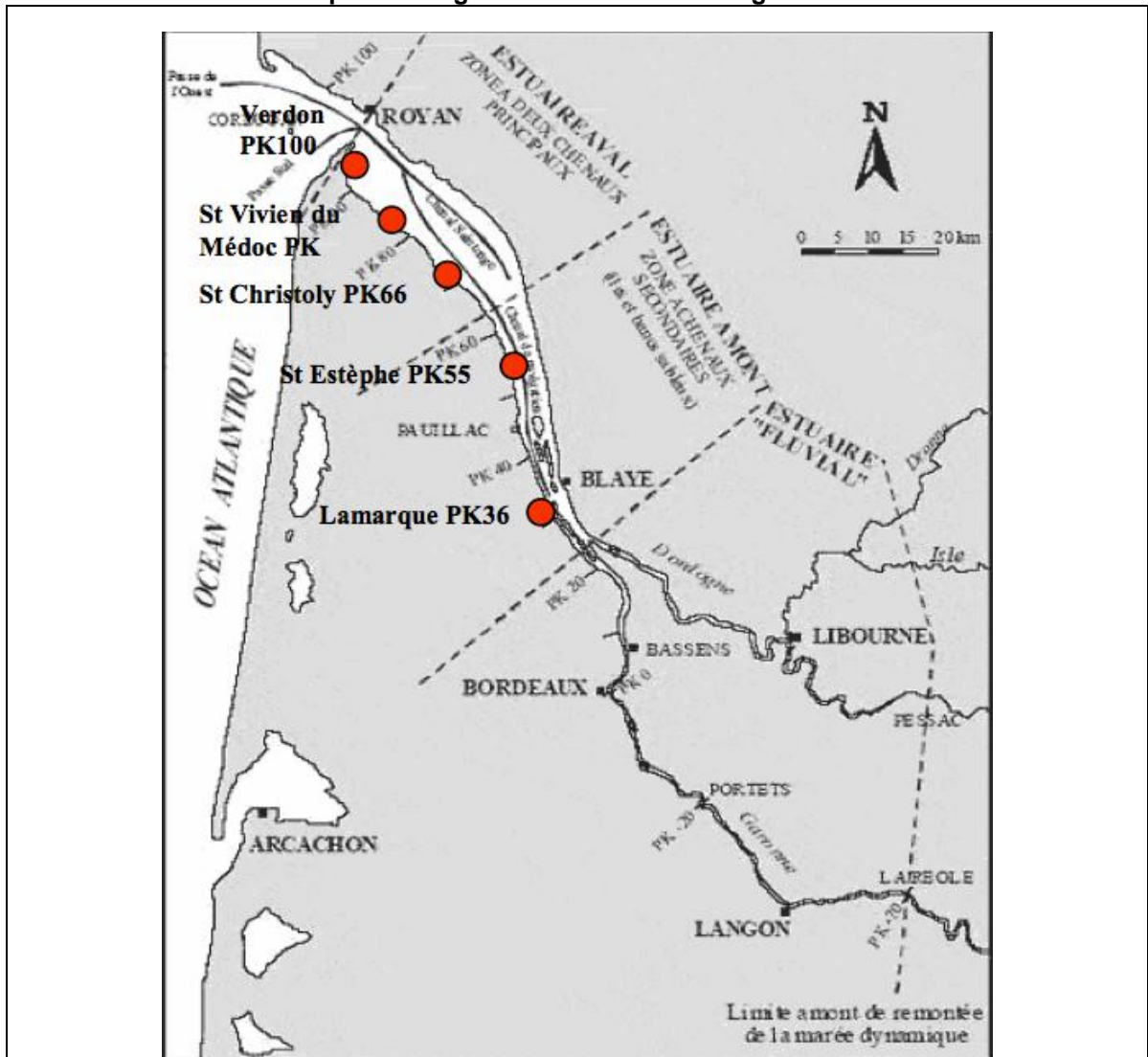


Figure 1 : Estuaire de la Gironde et localisation des points d'échantillonnage exprimés en points kilométrique (PK) (KingWan., 2008)

Etant donné les conditions annuelles de salinité des eaux, on peut découper l'estuaire en 3 secteurs :

- un secteur **oligohalin**, de faible salinité (entre 0,5 et 5‰) ;
- un secteur **mésohalin** (salinité entre 5 et 18‰);
- un secteur **polyhalin** dont la salinité varie de 18 à 30‰).

En Gironde, la limite entre les eaux oligohalines et mésohalines est située aux environs de **Paulliac** alors que la limite entre le secteur méso-hyalin et le secteur polyhalin est située vers **Les Monards**.

Ces limites varient également selon la **saison** : ainsi une station peut être mésohaline l'hiver et polyhaline l'été.

L'estuaire de la Gironde est un estuaire macrotidal. Il est soumis à un fort marnage (4 à 5 m) et est caractérisé par une forte teneur en particules. La teneur en matières en suspension (MES) dans l'estuaire est classiquement plus élevée au fond qu'en surface (respectivement 10 g.l-1 et 1 g.l-1) et il peut se former par endroit des lentilles d'eau extrêmement turbides (jusqu'à 400 g.l-1) appelées "crème de vase" (Sottolichio et Castaing, 1999). Ces particules sont piégées par des mécanismes hydrosédimentaires et donnent naissance à une zone de turbidité maximale nommée "bouchon vaseux". Le bouchon vaseux, qui peut s'étendre sur plusieurs kilomètres, se forme classiquement en amont de l'intrusion saline au niveau du point nodal et se déplace avec le front de salinité et la limite amont de l'influence de la marée dynamique. Il peut s'enrichir en particules et remonter vers l'amont lors d'étiages prononcés alors qu'il peut être expulsés lors d'importantes périodes de crue. Ce bouchon vaseux est un véritable piège à particules, bactéries et contaminants. En outre, la faible pénétration de la lumière dans cette zone maximale de turbidité limite la production primaire. La Figure suivante illustre bien le profil type d'un estuaire macrotidal et la formation d'un bouchon vaseux.

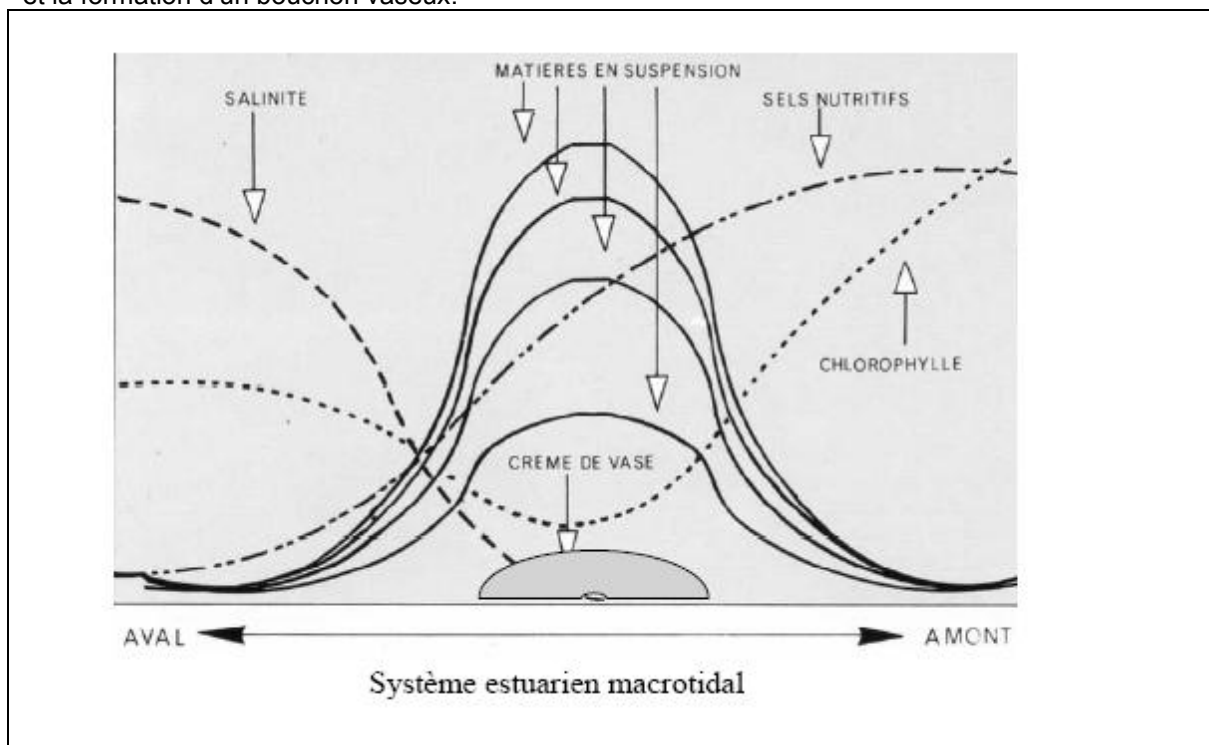


Figure 2 : Profil type d'estuaire macrotidal (d'après Romaña, 1994)

L'ensemble des paramètres abiotiques (marée saline et dynamique, teneur en particules, ...) influence et conditionne la répartition des espèces biologiques.

L'estuaire, zone de transition entre l'eau douce et les eaux marines, joue un rôle important en tant que zone de reproduction, de nourricerie et d'alimentation. L'estuaire de la Gironde présente peu d'espèces y déroulant l'ensemble de leur cycle de vie, mais il apparaît comme l'estuaire d'Europe de l'ouest présentant le plus grand cortège de migrateurs amphihalins comme l'anguille, la lamproie, le mulot, l'alose... La présence de ces espèces fait de l'estuaire de la Gironde un bon estuaire de référence d'un point de vue halieutique (Lobry, 2003).

## 1.2. LES OBJECTIFS DE GESTION DE L'ESTUAIRE

Le SAGE estuaire a pour objectif de garantir les conditions d'une navigation intégrant au mieux les enjeux de préservation des écosystèmes. Le SAGE réaffirme également l'importance du maintien des conditions de navigation commerciale dans le chenal qui représente un support majeur des activités économiques locales.

Pour cela, le SAGE organise les conditions :

- d'élaboration d'un plan de gestion des vases pour réduire l'exposition de l'écosystème aux métaux lourds, préserver les habitats benthiques et limiter les impacts potentiels sur les enjeux sédimentaires ;
- de préservation de la circulation piscicole, notamment entre les îles de l'estuaire médian ;
- de clarification des compétences des petits ports et esteys (ceux dont les opérations de dragage ne sont pas soumises à déclaration ou à autorisation) ;
- d'amélioration des pratiques de gestion et d'entretien des ports

## 1.3. L'OBJECTIF DE CETTE SYNTHÈSE

Les milieux estuariens constituent le point d'aboutissement et d'accumulation des déchets et des rejets de la plupart des activités anthropiques qui ont lieu sur le bassin versant. Cette accumulation entraîne l'apparition de processus bio-géochimiques intenses qui jouent un rôle important dans la qualité des eaux de l'estuaire :

- les contaminants et les sédiments s'accumulent dans le bouchon vaseux et subissent des processus d'adsorption- désorption, de floculation, de sédimentation, de solubilisation, etc. ;
- la forte turbidité limite considérablement la pénétration lumineuse et réduit, par conséquent, la production primaire. Les facteurs qui contrôlent l'emplacement et la taille du bouchon vaseux ont une influence prépondérante sur la qualité du milieu.
- les crues favorisent l'évacuation vers la mer d'une partie du matériel stocké dans le bouchon vaseux. Plus globalement, toute remobilisation dans l'estuaire pourra avoir des conséquences sur la qualité du milieu estuarien ;
- la comparaison des flux provenant des bassins versants et de ceux issus des rejets au sein de l'estuaire montre que, dans bien des cas, les premiers sont largement dominants et que l'état de dégradation de l'estuaire reflète souvent l'« état de santé » du bassin versant.

Dans ce contexte, le travail vise à mieux appréhender les mécanismes d'accumulation, de dépuraton, de transfert et de bioaccumulation par les organismes de contaminants polymétalliques et organiques dans l'estuaire de la Gironde pour mieux évaluer l'impact du dragage sur les contaminants et leurs impacts.

Au regard des échanges que nous avons eu avec les experts, Adict Solutions propose de retenir les contaminants suivants :

- les ETM :
  - o le Cd et le Cu pour comprendre le fonctionnement de deux métaux ayant des comportements opposés. Le Cd a tendance à se déstocker dans l'estuaire tandis que le Cu se stocke ;
  - o 8 ETM prioritaires au regard de la Loi sur l'Eau As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn ;
  - o d'autres ETM comme Ag, V, U pour leur présence et leur impact possible sur les organismes ;
- les contaminants organiques : HAP, PCB, pesticides et composés médicamenteux.

Suite aux entretiens avec les scientifiques, il est apparu qu'il n'y a pas de problème avec le TBT donc nous ne l'aborderons pas dans la suite de l'étude.

Pour chacun de ces composants, Adict Solutions a étudié et synthétisés les éléments de connaissance concernant :

- leur présence dans la colonne d'eau et dans les sédiments ;
- l'impact des phénomènes de remobilisation comme le dragage, l'immersion et les crues sur leur devenir ;
- les conditions et facteurs favorisant la contamination et l'impact de ces contaminants sur les organismes et écosystèmes
- ainsi que leur transfert vers la mer.

## **2. DONNEES RECENSEES ET BIBLIOGRAPHIE**

### **2.1. DONNEES SUR LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES**

Les éléments traces métalliques sont largement étudiés par l'université de Bordeaux et l'équipe de Gérard Blanc (EPOC) notamment des métaux fortement présents dans l'estuaire et toxiques comme As, Cd, Cr, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, Zn, Ag, V et U.

Le cadmium est l'ETM le plus étudié sur l'estuaire de la Gironde ainsi que son transfert et sa présence dans Marennes Oléron. Les données et les publications existantes sur le sujet détaillent le comportement physicochimique, l'impact et la bioaccumulation du cadmium dans les organismes présents dans l'estuaire de la Gironde et Marennes Oléron.

La connaissance des autres métaux est moindre. L'information disponible concerne surtout les flux nets et les flux bruts de ces métaux dans l'estuaire de la Gironde et pour le cuivre, son devenir vers Marennes Oléron.

### **2.2. DONNEES SUR LES CONTAMINANTS EMERGENTS ET ORGANIQUES**

Les polluants organiques présentés dans cette synthèse sont les PCB, les HAP, les composés pharmaceutiques et les produits phytosanitaires.

La présence des PCB dans l'estuaire de la Gironde est fortement développée dans la thèse de Nathalie Tapie (2006). Elle y aborde rapidement les HAP, et notamment leur impact en terme environnemental dans des tests d'accumulation par les organismes marins en laboratoire. Il n'y a pas de données sur la contamination de l'estuaire de la Gironde en HAP.

Pour finir, la thèse complète de Yann Aminot (2013), développe la présence des médicaments dans l'estuaire de la Gironde, de ses sources (dont la STEP de Bordeaux) jusqu'à leur devenir dans les sédiments du bouchon vaseux.

### **2.3. DONNEES SUR LES ESPECES BIOLOGIQUES SUIVIES ET LES EFFETS MESURES**

Concernant le biote, de nombreuses études, rapports, et publications, menées notamment avec Magalie Baudrimont et son équipe, ont permis de suivre et d'évaluer la bioaccumulation et l'impact des polluants de certains ETM considérés comme prioritaires au regard de la loi sur l'eau et d'autres éléments émergents mais également les HAP et PCB par l'équipe d'Hélène Budzinski sur les organismes comme :

- les maillons de la chaîne trophique ;
- les bivalves, comme l'huître, la corbicula, ... ;
- et les poissons comme le bar, le flet, l'anguille, le maigre, ...

Les éléments issus de ces études montrent qu'il peut y avoir une différence de bioaccumulation entre les espèces, leur alimentation et leur cycle de vie, et que l'impact toxique de ces contaminants peut affecter durablement certaines espèces.



## 2.4. AUTRES DONNEES

## 2.5. BIBLIOGRAPHIE

La bibliographie repose sur les éléments fournis par les experts et par la base de données de Adict :

Al Kaddissi S. *Etude exploratoire des niveaux de contamination métallique (par le Cu, Cd, Zn et Hg) du macrobenthos de l'estuaire de la Gironde*. Rapport de Master. 2007

Aminot Y., 2013. *Étude de l'impact des effluents urbains sur la qualité des eaux de la Garonne estuarienne, application aux composés pharmaceutiques et aux filtres UV*. Thèse, Université de Bordeaux. 6 décembre 2013

Audry. S., Blanc. G., Schäfer J, Chailou G., Robert S. 2006. *Early diagenesis of trace metals (Cd, Cu, Co, Ni, U, Mo, and V) in the freshwater reaches of a macrotidal estuary*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70 (2006) 2264–2282

Audry. S., Blanc. G., Schäfer J., Guéri F., Masson M., Robert S., 2007. *Budgets of Mn, Cd and Cu in the macrotidal Gironde estuary (SW France)*. *Marine Chemistry* 107 (2007) 433–448

Baudrimont M. Gourves P.Y., Chelini,A., Legeay A., Maury-Brach R. 2014. *Potentialités de développement d'une activité ostréicole dans les Marais du Nord-Médoc*, Rapport. 2014

Baudrimont M., Schafer J., Marie V., Maury-Bracheta R. Bossy C.,Boudou A., Blanc G., 2005. *Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (Crassostrea gigas, Cerastoderma edule and Ruditapes philippinarum) in the Nord Medoc salt marshes (Gironde estuary, France)*. *Science of the Total Environment* 337 (2005) 265– 280

Blanc G., Bossy, C. Castelle S., Coynel A., Dabrin, Derriennic H., Girardot N., Lavaux G., Lissalde J.P., Maneux E., Masson M., Oggian G., Schäfer J., Strady E. (2007). *Contamination de l'estuaire de la Gironde et apports fluviaux de la Charente et de la Seudre*. Rapport scientifique intermédiaire (2ème année). Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse, France.

Dabrin,A., 2009. *Mécanismes de transfert des éléments métalliques et réactivité estuarienne – cas des systèmes Gironde, Charente, Seudre et Baie de Marennes Oléron*. Thèse, Université de Bordeaux I. 12 juin 2009

Dabrin,A. Schäfer J., Blanc B., Strady E., Masson M, Bossy C., Castelle S., Girardot N., Coynel A. 2009. *Improving estuarine net flux estimates for dissolved cadmium export at the annual timescale: Application to the Gironde Estuary*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 84: 429-439.

Depasse J., *Synthèse des connaissances sur le cadmium et son transfert de sa source vers le continuum Lot-Garonne-Gironde-Marennes Oléron*. Février 2012. Synthèse scientifique et technique

Durrieu G., Maury-Brachet R., Girardin M., Rochard E., Boudou A. 2005. *Contamination by Heavy Metals (Cd, Zn, Cu, and Hg) of Eight Fish Species in the Gironde Estuary (France)*. *Estuaries* Vol. 28, No. 4, p. 581–591 August 2005

King Wan G. 2008. *Etude de la contamination polymétallique (Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) du macrobenthos et macrofaune de l'estuaire de la Gironde*. Rapport de stage. 2008

Larrose A, Coynel A., Schafer J., Blanc G, Massé L, Maneux E., 2010. *Assessing the current state of the Gironde Estuary by mapping priority contaminant distribution and risk potential in surface sediment* *Applied Geochemistry* 25 (2010) 1912–1923

Larrose A., 2011. *Quantification et spatialisation de la contamination en éléments traces métalliques du système fluvio-estuarien girondin*. Thèse, Université de Bordeaux I.8 juillet 2011

Larrose A., 2009. *Contamination en cuivre et en cadmium des sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde spatialisation et quantification*, Rapport. 2009

Massarin S., 2006. *Evaluation de la contamination métallique de poissons de l'estuaire de la Gironde*. Rapport de stage. 2006

Pierron F., Baudrimont M., Bossy A., Bourdineaud J. P., Brethes D., Elie P., Massabuau J.C., 2007. *Impairment of lipid storage by cadmium in the European eel (Anguilla anguilla)*. Aquatic Toxicology 81 (2007) 304–311

Pierron F., Baudrimont M., Dufour S., Elie P., Bossy A., Lucia M., Massabuau J.C., 2009. *Ovarian gene transcription and effect of cadmium pre-exposure during artificial sexual maturation of the European eel (Anguilla anguilla)*. Biometals (2009) 22:985–994

Pierron F., Baudrimont M., Dufour S., Elie P., Bossy A., Lucia M., Baloché S., Mesmer-Dudons N., Gonzalez P., Bourdineaud J. P., Massabuau J.C., 2008. *How Cadmium Could Compromise the Completion of the European Eel's Reproductive Migration*. Environ. Sci. Technol. 2008, 42, 4607–4612

Pierron F., Baudrimont M., Gonzalez P., Bourdineaud J. P., Elie P., Massabuau J.C., 2007. *Common Pattern of Gene Expression in Response to Hypoxia or Cadmium in the Gills of the European Glass Eel (Anguilla anguilla)*. Environ. Sci. Technol

Pierron F., Baudrimont M., Lucia M., Durrieu G., Massabuau J.C., Elie P. 2008. *Cadmium uptake by the European eel: Trophic transfer in field and experimental investigations*. Ecotoxicology and Environmental Safety 70 (2008) 10–19

Sautour B., Dindinaud F., Bachelet G., Realis E., Toucoulet M., Lebleu P., Baudrimont M., Gourves P-U., Dranguet P., Deroubaix A., Tissandier C., Payton L., Legeay A., Gonzalez P. 2014. *Etat écologique de la Garonne moyenne autour de Bordeaux et effets toxiques des contaminants sur les organismes*. 2014. Journée Etiage

Strady. E, Kervella, S., Blanc, G., Robert. S., Stanisière J.Y., Coynel A., Schäfer J. (2011) *Spatial and temporal trace metal concentrations in surface sediments of the Marennes Oléron Bay. Relation to hydrodynamic forcing*. Continental Shelf Research, 31:997-1007.

Tapie N., 2006. *Contamination des écosystèmes aquatiques par les PCB et PBDE*. Thèse, Université de Bordeaux I. 12 décembre 2006

### 3. ENTRETIENS REALISES

Afin de compléter les données disponibles, 3 entretiens ont été réalisés :

- M. Gérard Blanc, Professeur, EPOC-TGM Bat 18 UFR STM, Avenue des facultés, 33405 Talence, rencontré dans son laboratoire à Bordeaux le 8 avril 2015 ;
- Mme. Magalie Baudrimont, Professeur en écotoxicologie, UMR CNRS EPOC 5805, Université de Bordeaux, Station marine d'Arcachon, Place du Dr Peyneau, 33120 Arcachon, France, rencontrée dans son bureau à Arcachon le 9 avril 2015 ;
- Mme. Hélène Budzinski, Directeur de Recherche, Université Bordeaux, Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux, EPOC - UMR 5805 CNRS, Laboratoire de Physico- et Toxicochimie de l'environnement (LPTC), Batiment A12, 351 crs de la Libération, 33405 Talence, France, , entretien téléphonique le 29 avril 2015.

## 4. SYNTHÈSE DES DONNÉES – ETAT DES LIEUX

### 4.1. LEXIQUE

**Adsorption** : fixation physique et/ou chimique d'un atome ou d'une molécule à la surface d'un solide (adsorbant). Le terme de sorption englobe tous les types de processus pouvant conduire à la fixation d'un élément par la phase particulaire (adsorption, coprécipitation...).

**Benthique** : qualifie un organisme vivant fixé (sessile) au fond ou évoluant (vagile) à proximité (contraire de pélagique).

**Bioaccumulation** : capacité des organismes aquatiques à concentrer et à accumuler les substances chimiques à des concentrations supérieures à celles où elles sont présentes dans l'eau qui les environne.

**Bioamplification** : augmentation des concentrations (exprimées par gramme de poids sec) d'un contaminant au fur et à mesure que l'on passe d'un maillon trophique inférieur à un maillon supérieur.

**Biodisponibilité** : fraction du métal entrant en interaction avec les organismes (simplement adsorbé ou absorbé). La concentration totale d'un contaminant dans le milieu est rarement suffisante pour évaluer son effet sur les organismes vivants. Ce ne sont que certaines formes (voir Spéciation) qui pourront être assimilées par les organismes : par exemple, les formes libres ( $Cd^{2+}$ ) ou associée à certaines phases particulaires (matière organique...).

**Cadmium** : métal blanc ductile et malléable. Numéro atomique 48. Masse atomique 112,40. Densité 8,64. Ce métal fait partie du groupe 2B de la classification périodique. Sa structure électronique conduit, par oxydation, à la formation de  $Cd^{2+}$ . Principales utilisations : alliages pour la protection des métaux, pour les plaques des accumulateurs alcalins et dans les réacteurs nucléaires (absorption des neutrons). Utilisé en peinture comme pigment. À l'état naturel, le Cadmium est associé aux minerais du zinc.

**Conservativité** : comportement d'un composant chimique qui va « passer à travers » un estuaire sans être impliqué dans un processus de transformation qui le ferait changer de phase (dissous-particulaire) pour être assimilé par le phytoplancton ou volatilisé par exemple. S'il existe un processus qui altère la concentration d'un contaminant au cours du transit estuarien, ce contaminant est dit non conservatif ou réactif. Par exemple, si l'on trace la concentration d'un contaminant dissous en fonction de la salinité, on aura une droite de dilution de pente positive ou négative (en fonction du rapport des concentrations dans l'eau douce et dans l'eau de mer) s'il a un comportement conservatif. Si le contaminant est réactif, on obtiendra une courbe concave (s'il existe un processus d'enlèvement) ou convexe (s'il existe un processus de production).

**Contaminant-polluant** : un composé chimique est « classé » comme contaminant s'il est présent dans l'environnement sans provoquer d'effets toxiques pour l'écosystème, il devient un polluant dès qu'il est toxique pour le milieu où il se trouve.

**Désorption** : retour en solution d'un atome ou d'une molécule qui était fixé à la surface d'un solide (voir Adsorption).

**Élément trace** : élément dont la concentration dans le milieu est inférieure à 100 ppm.

**Estuaire** : zone de transfert entre le milieu fluvial et l'océan, soumise à l'influence plus ou moins importante de la marée. C'est une zone de mélange entre les eaux douces et les eaux marines dont les caractéristiques physicochimiques (salinité, pH, éléments majeurs et traces, concentration

en particules) sont très différentes. Ce mélange va induire un gradient très important des propriétés physicochimiques des eaux, variable dans l'espace et dans le temps.

**Flux** : les flux bruts sont les quantités d'un élément apportées, par unité de temps, par la rivière à son estuaire. Tandis que les flux nets sont les quantités apportées par l'estuaire au milieu marin, c'est-à-dire ce qui quitte effectivement la région estuarienne.

**Labile** : capacité d'un atome à pouvoir se détacher plus ou moins facilement d'une molécule. Plus un groupe ou un atome se détache facilement, plus il est dit labile.

**Spéciation** : distinction entre les différentes formes physico- chimiques d'un élément dans le milieu, par exemple: formes dissoutes, colloïdales et particulaires. Au sein des formes dissoutes les différents complexes minéraux et organiques. Au sein des formes particulaires les éléments associés aux oxydes de fer, aux carbonates, à la matrice cristalline...

**Toxicité** : effet des polluants chimiques sur les organismes et les écosystèmes, décelable à court terme (mortalité immédiate ou différée) et à long terme (génotoxicité, cancérogénèse).

## 4.2. CONTAMINANTS METALLIQUES

Bien qu'il soit considéré comme l'un des estuaires les moins industrialisés d'Europe, l'estuaire de la Gironde est connu pour sa pollution polymétallique notamment en Zn et Cd dont la source est localisée près de 350 km en amont, au niveau du bassin versant de Decazeville en Aveyron.

Entre 1871 et 1987, les activités métallurgiques de traitement du minerai de zinc, a engendré le dépôt de volumes très importants de sous-produits métallurgiques fortement enrichis en métaux lourds notamment en cadmium. Le lessivage par les pluies des crassiers métallurgiques a entraîné la contamination du Riou-Mort, l'affluent du Lot qui draine le bassin de Viviez, puis vers l'aval, de la Garonne et de la Gironde. Ces observations suggèrent que durant toute la durée de traitement du minerai de zinc (1871-1986), les lixiviats des terrils et des résidus métallurgiques ont été à l'origine d'une importante contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments de l'ensemble du linéaire hydrographique Lot-Garonne-Gironde.

Le Cu proviendrait essentiellement des fongicides utilisés pour le traitement des vignes des bassins versants de la dordogne, de la garonne et des bassins versants latéraux de l'estuaire.

Bien qu'en faible quantité, le mercure (Hg, métal hautement toxique) présente toutefois des taux de méthylation relativement élevés par rapport à d'autres estuaires européens favorisant son entrée dans les réseaux trophiques.

### 4.2.1. Processus de transformation des éléments traces métalliques (ETM) en milieu estuarien et littoral

#### 4.2.1.1. Spéciation chimique

La spéciation chimique d'un élément est par définition son état d'oxydation et sa coordination, mais également la forme moléculaire et même les phases porteuses.

Les ETM sont présents sous deux fractions majeures : la fraction dissoute et la fraction particulaire, et un domaine intermédiaire :

- le dissous « vrai » inférieur à 0,02  $\mu\text{m}$  ;
- le colloïdal, compris entre 0,2  $\mu\text{m}$  et 0,02  $\mu\text{m}$  ;
- la particulaire, supérieur à 0,2  $\mu\text{m}$ .

La répartition des différentes formes des ETM entre ces trois domaines dépendra de leurs concentrations, du pH, des conditions d'oxydo-réduction, de la composition en éléments majeurs et des constantes de complexation et des concentrations en MES.

Ces paramètres prennent d'autant plus d'importance lorsque les ETM intègrent la partie aval des systèmes hydrographiques, comme les deltas et les estuaires, au niveau desquels les paramètres physicochimiques, la turbidité et les conditions d'oxygénation deviennent très variables. Il apparaît ainsi essentiel de connaître les différentes formes chimiques des métaux puisqu'elles vont contrôler leurs réactions avec les organismes vivants, leur mobilité, leur biodisponibilité et leur toxicité.

En effet, les effets biologiques des ETM ne seront pas directement corrélés avec leur concentration totale mais plutôt avec les ions métalliques libres qui jouent un rôle majeur dans leur bioaccumulation dans les organismes aquatiques.

#### 4.2.1.2. Processus de transformation des ETM en milieu estuarien

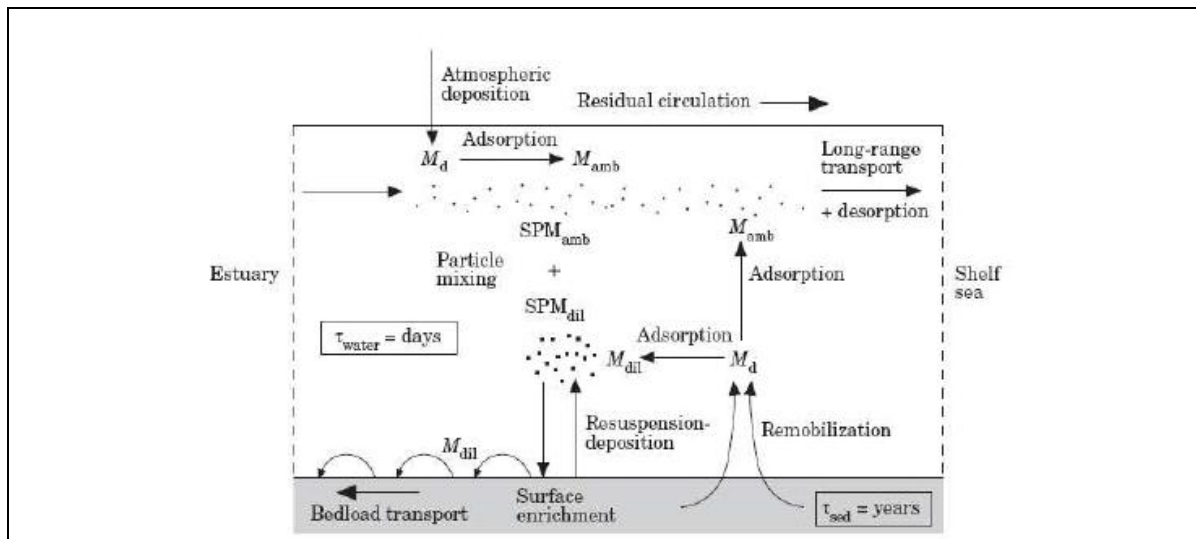
Du fleuve à la zone littorale, les changements drastiques des conditions de turbidité et d'oxygénation vont affecter le comportement et la spéciation dissoute et particulaire des ETM.

Concernant les flux d'ETM au niveau des estuaires, il est nécessaire de distinguer les flux « bruts » et les flux « nets ». Les flux bruts sont les flux d'ETM apportés par la rivière vers l'estuaire et les flux « nets » représentent les flux sortant vers l'océan côtier. La différence entre les flux bruts et les flux nets est propre à chaque ETM. **Les flux sont dissous, particulaire et totaux et aussi brut et net.**

Le comportement des contaminants en phase dissoute, au cours du transit estuarien peut être classé de façon schématique : conservatif (comportement d'un élément qui va « passer à travers » un estuaire sans changer de phase, comme le sodium dissous ou l'aluminium particulaire) ou non-conservatif (lorsqu'il existe un processus qui change la distribution d'un contaminant entre dissous et particulaire, comme pour le cadmium). **Les concentrations dissoutes des ETM ayant un comportement conservatif suivent une droite de dilution théorique entre 0 et 35 de salinité. Tout écart par rapport à cette droite de dilution caractérise les phénomènes d'addition (passage de l'élément de phase particulaire vers la phase dissoute) et les phénomènes de soustraction (passage de l'élément de la phase dissoute vers la phase particulaire) qui peuvent se produire au sein de l'estuaire.**

#### 4.2.1.3. Processus en zone littoral

Le destin à court et moyen termes des ETM au niveau des eaux côtières dépend essentiellement de la réactivité et de la dynamique des particules à l'interface estuaire-zone littoral. Sachant que le devenir des ETM en zone côtière présente un risque environnemental mais aussi économique, il apparaît essentiel de comprendre et de documenter le comportement et les flux de contaminants dans ces zones clés suivant la représentation suivante.



**Figure 3 : Représentation conceptuelle géochimiques contrôlant le transport et le comportement des ETM (d'après Turner et Milward, 2000)**

Les mécanismes décrits dans la figure 3 s'appliquent en zone côtière et dans l'estuaire de la même façon, à la seule différence que l'estuaire est une zone de sédimentation rapide susceptible de stocker temporairement des ETM alors que la zone marine proximale diluera les panaches sédimentaires et donc les concentrations dissoutes et particulaires en contaminants.

## 4.2.2. Le cadmium

### 4.2.2.1. Comportement du cadmium

Le comportement du cadmium en milieu estuarien est très documenté, en raison de son impact sur les organismes filtreurs. Dans la grande majorité des cas, le cadmium présente un comportement non conservatif dans les divers gradients de salinité comme les estuaires.

L'évolution longitudinale des concentrations dissoutes\* en fonction de la salinité est caractérisée par une « courbe en cloche » (Figure 4) qui met en évidence un maximum de concentration pour les salinités moyennes par rapport aux entrées fluviales et à la valeur marine à 35‰ de salinité. La plupart des études menées sur le terrain ou en laboratoire attribuent ce maximum très important en cadmium dissous à la désorption du cadmium associé aux particules du fait de la présence de chlorures dans l'estuaire.

Dans la zone côtière, la concentration en Cd dissous dépend de la salinité. Sachant que la concentration dissoute dans l'océan mondiale est très faible. Les concentrations en zone côtière (salinité 30-35) sont extrêmement diluées par rapport à celle que l'on mesure dans l'estuaire.

Ce comportement non conservatif est caractérisé par une courbe typique en « cloche » avec un maximum de concentration au niveau des salinités moyennes (15-20‰) (Figure 4).

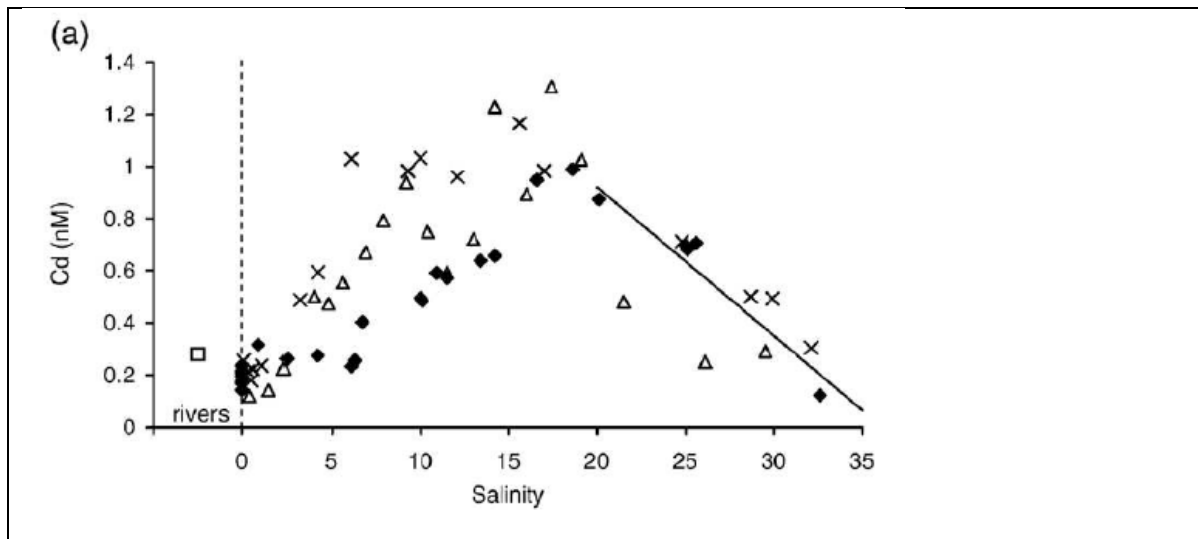


Figure 4 : Concentration en cadmium dissous dans l'estuaire de la Gironde, en fonction de la salinité (‰) en 2001 (d'après Audry et al., 2007)

Par ce processus, les apports de la Gironde en cadmium dissous, donc biodisponible, à la zone côtière sont multipliés par un facteur supérieur à vingt.

**Ce processus est spécialement important dans les estuaires macrotidaux, où le temps de résidence de l'eau et des particules est élevé et où les concentrations en matières en suspension sont très importantes, ainsi que dans les systèmes fluviaux les plus contaminés**

#### 4.2.2.2. Les flux de cadmium apportés à l'estuaire

L'origine de la contamination en cadmium a longtemps été liée à la pollution polymétallique issue du bassin versant minier du Lot (Blanc et al. 1999). Depuis 1986, l'usine UMICORE a cessé ses activités de raffinage du minerai de zinc sur le site de Viviez et les terrains contaminés font l'objet de travaux de réhabilitation.

Les flux annuels de cadmium entrant dans l'estuaire de la Gironde ont été déterminés par la somme des flux issus de la Garonne amont, du Lot et de la Dordogne. La Figure 5 montre que les apports de cadmium à la Gironde étaient fortement dominés par le Lot dans les années 90 (sur les 26 tonnes de cadmium comptabilisées en entrée de l'estuaire, 50 à 70% provenaient du Lot) qui se sont fortement réduits ces dernières années.

**A ce jour**, en l'absence de phénomène remobilisation du cadmium stocké sur le Lot (absence de crue centennale et de travaux non maîtrisés) et du cadmium stocké en amont de La Réole (crue conjointe Lot/Garonne), les apports actuels du cadmium dans l'estuaire de la Gironde se sont réduits à 4,5 tonnes par an. **Les apports du cadmium dans l'estuaire de la Gironde proviennent ces dernières années, à part égale de la Garonne, de la Dordogne et du Lot** (Figure 5).

Toutefois, la contribution du Lot en cadmium reste dépendante des activités humaines et des crues centennales sur le Lot, lesquelles peuvent remobiliser des quantités importantes de cadmium du Lot vers l'estuaire de la Gironde.



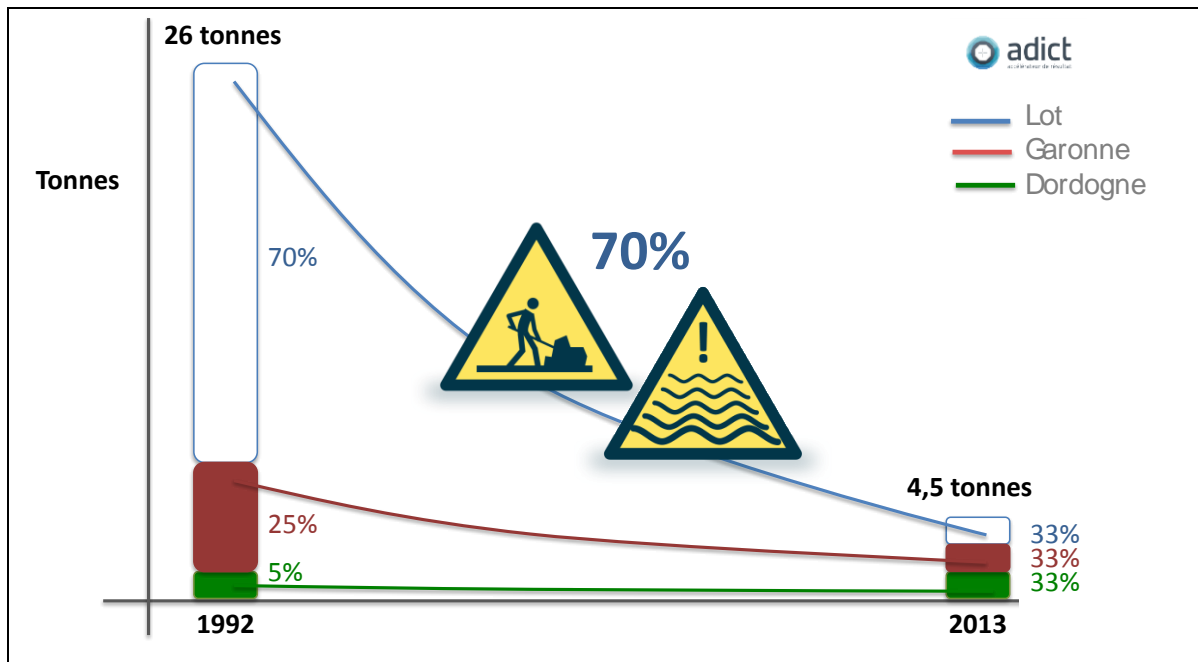


Figure 5 : Contribution en cadmium dans l'estuaire de la Gironde (source : Adict Solutions)

#### 4.2.2.3. Distribution spatiale du cadmium dans les sédiments de surface

La distribution spatiale des concentrations en cadmium dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde identifie une zone enrichie en aval de l'estuaire au niveau du Chenal Nord entre pK 60 et pK 75. Pour le cadmium, un enrichissement fort apparaît en amont et en aval de la zone des îles entre Blaye et Pauillac.

Ainsi les concentrations métalliques les plus élevées sont associées aux zones de sédimentation des particules fines. Dans la zone des îles la diminution du courant permet une sédimentation plus importante des particules fines ; au niveau du Chenal Nord, les concentrations observées sont à relier à un faciès de sédimentation localisé : pendant les événements de forts débits fluviaux, une partie des sédiments remis en suspension par les courants est évacuée vers l'océan et une autre partie est transportée par advection dans le Chenal Nord où elle va sédimenter. L'estuaire apparaît comme une zone tampon.

Le schéma sédimentaire proposé par Allen et al. (1977) a été repris dans un modèle d'hydrodynamique sédimentaire de l'estuaire (Sottolichio, 1999, Benaouda, 2008). Ce modèle suggère que pour **des débits moyens de 900 m<sup>3</sup>/s, les sédiments sont progressivement déplacés de l'amont vers l'aval et séjournent temporairement dans le Chenal Nord avant leur expulsion dans la zone côtière.**

**L'étude réalisée par Allen et al. (1977) a également mis en évidence que les activités de dragage réalisées dans le Chenal Sud favorisaient l'alimentation de cette zone de sédimentation dans le Chenal Nord.**

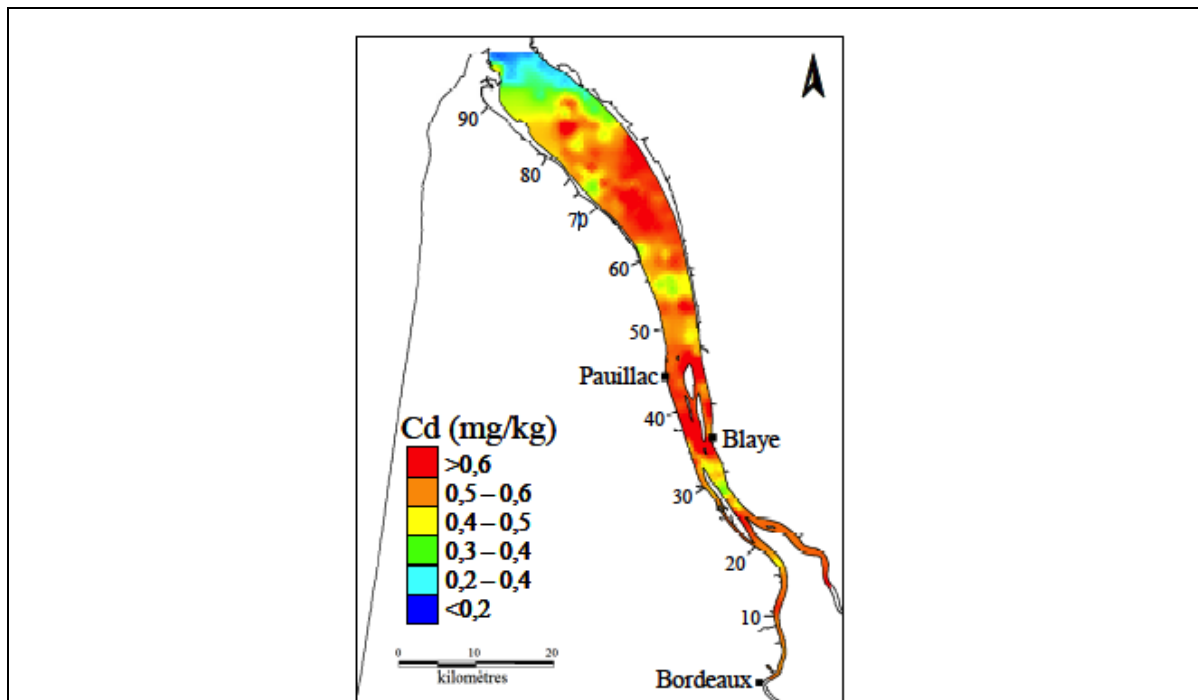


Figure 6 : Distribution spatiale des concentrations en cadmium dans les sédiments de surface (0-10 cm) de l'estuaire de la Gironde (d'après Aurélie LARROSE, 2009)

#### 4.2.2.4. Devenir du cadmium sous forme dissoute et particulaire

Les apports de cadmium, issus des cours d'eau, dans la Gironde se font principalement sous formes particulaires. Sous l'effet, notamment, de la salinité (à partir d'une salinité de 5 à 7 ‰), et de la dégradation de la matière organique du bouchon vaseux, 95% du cadmium entrant dans la Gironde se retrouve sous forme dissoute.

Le cadmium très facilement désorbable dans le gradient de salinité est majoritairement retrouvé « dissoute », sous forme de complexes chlorurés ( $\text{CdCl}_2^0$ ,  $\text{CdCl}^+$ ) dans la colonne d'eau.

De Bordeaux à Pauillac (PK 0 à PK 43 dans la Figure 7 B1 et B2), la salinité augmente, le Cd est désorbé et sa concentration augmente dans l'estuaire. On assiste ensuite à une phase de dilution simple entre les eaux riches en cadmium dissous de la région des salinités intermédiaires et les eaux de mer pauvres en cadmium.

On peut observer qu'il existe deux familles de particules : les particules amont riches en cadmium (3 à 5 mg/kg) et les particules aval relativement épuisées en cadmium (environ 0,45 mg/kg). Ce cadmium reste sous forme particulaire et ne passe pas en dissous (Figure 7B2).

*A salinité égale, le pourcentage de cadmium désorbé est plus faible si la concentration en MES augmente. Par exemple, à salinité 10, 100% du cadmium particulaire est désorbé pour une solution de 0,05g/L de MES. Avec 0,5g/L de MES, seulement 40% du cadmium est désorbé.*

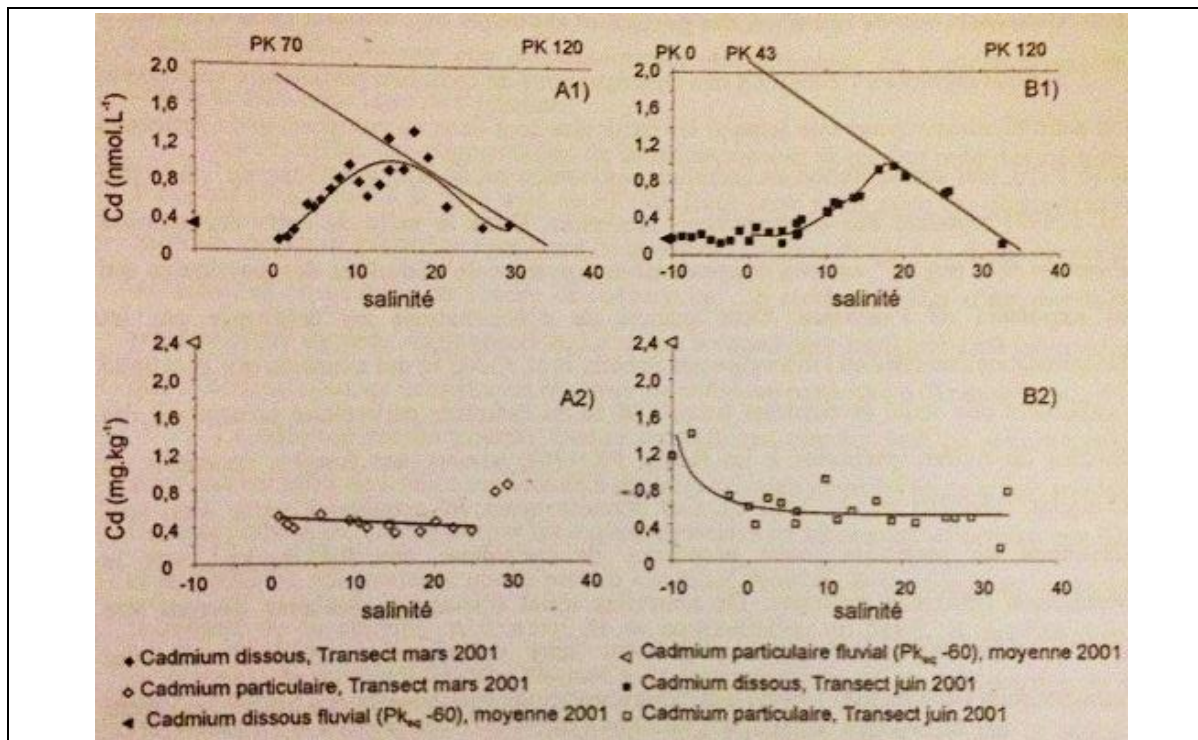


Figure 7 : Evolution des concentrations de cadmium dissous et particulaire en fonction de la salinité et en surface dans l'estuaire de la Gironde , en mars 2001 et en juin 2001 (d'après S. Robert. 2003)

Les sédiments de surface estuariens constituent donc un stock d'ETM remobilisables dans les gradients biogéochimiques estuariens et littoraux et potentiellement toxiques et/ou bioaccumulables pour les organismes aquatiques.

#### 4.2.2.5. Comparaison entre les flux nets et les flux bruts

Le cadmium sous la forme dissoute devient bio disponible pour les organismes vivants, dont les huîtres avant d'être expulsé vers les eaux côtières. Ce phénomène qualifié d'addition existe en étiage et en crue. Il est ainsi possible d'évaluer les flux nets (sortant) de cadmium dissous.

La comparaison entre flux nets et flux bruts confirme que la majorité du cadmium particulaire apportée par les rivières passe sous forme dissoute dans l'estuaire. Le bilan entre les flux entrant et sortant montre que compte tenu de sa salinité et de sa turbidité, de 2001 à 2007, l'estuaire de la Gironde ne peut pas exporter plus de 5 à 7 tonnes de Cd dissous par an vers les eaux côtières. De plus, les résultats révèlent que les flux expulsés (flux nets en bleus) sont systématiquement supérieurs aux flux entrant (flux bruts vert et orange), excepté en période de crue, comme celle de 2003 (cercle rouge) (Figure 8 et Figure 9).

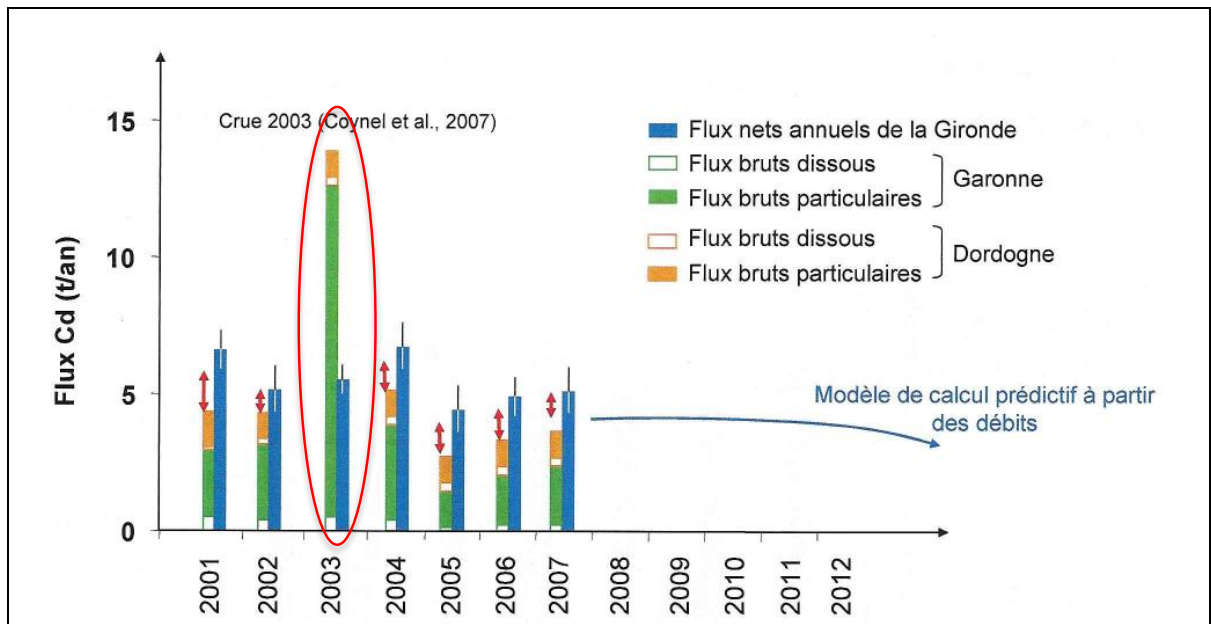


Figure 8 : Flux de cadmium apportés par la Garonne et la Dordogne et flux expulsés de la Gironde (Dabrin, 2009)

L'estuaire de la Gironde fonctionne de deux façons différentes :

- dans des conditions normales, l'estuaire de la Gironde tend à déstocker du cadmium (1,5 tonnes) ;
- dans le cas, de crue importante et d'actions humaines sur le Lot, jusqu'à 9 tonnes de cadmium peuvent être remobilisées sur le Lot puis stockées dans les sédiments fins de l'estuaire de la Gironde, ainsi les sédiments constituent une source de Cd vers la colonne d'eau pendant plusieurs années (Figure 9).



Figure 9 : Bilan des flux de cadmium en a) hydrologie normale b) Sous l'influence de la crue de 2003 sur le Lot (Source : Adict-Solutions)

On pourrait croire que la baisse des flux de cadmium se poursuit, mais, les crues, associées aux activités anthropiques, sur le Lot, concourent certaines années à l'apport régulier de quantités importantes de cadmium dans l'estuaire.

Les études menées par l'université de Bordeaux montrent également que depuis les années 90, les flux de cadmium expulsés par l'estuaire de la Gironde ont fortement diminué de 20 à 6 tonnes par an.

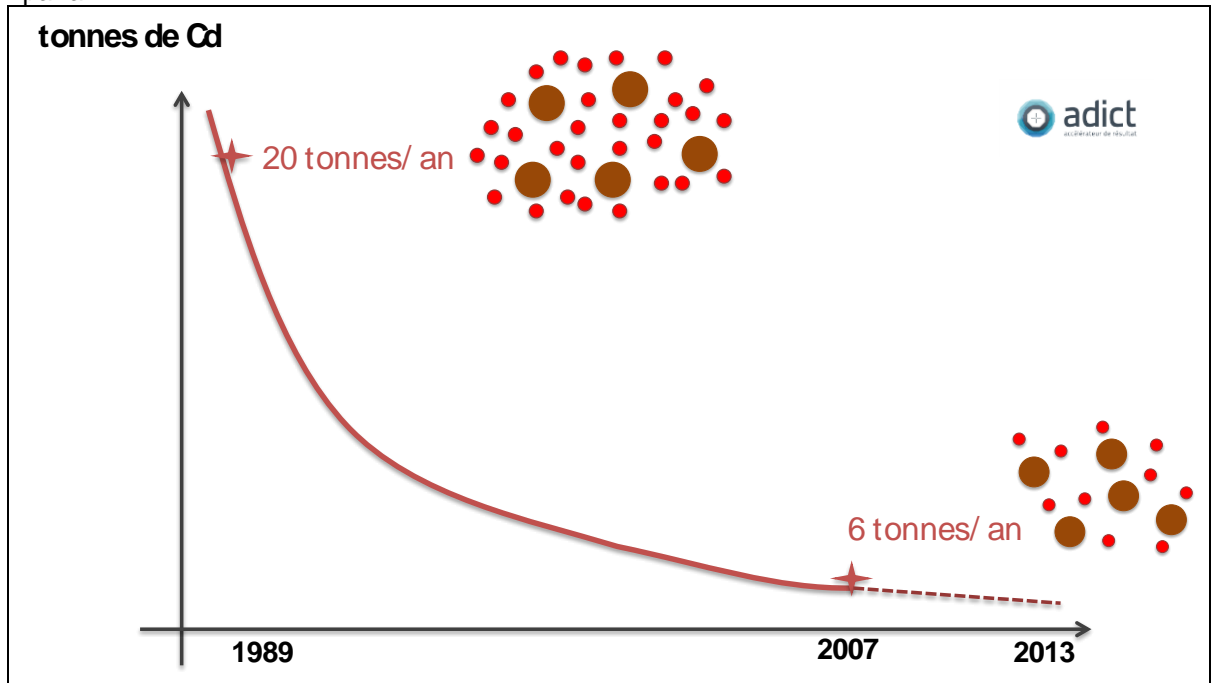


Figure 10 : Réduction du cadmium dissous en aval de l'estuaire de la Gironde (source Adict Solutions)

Cette baisse est associée à la réduction des apports de cadmium issus du Lot (Figure 10).

L'équipe de Gérard Blanc mène actuellement des études complémentaires pour évaluer les stocks de cadmium présents dans l'estuaire de la Gironde et le temps pouvant être nécessaire à son destockage.

#### 4.2.2.6. Influences et distributions du cadmium vers Marennes Oléron

Des études menées, entre 2004 et 2007 (Dabrin, 2009), ont permis de distinguer les conditions, influençant le transfert de MES et donc du cadmium associé, présent dans le panache girondin, vers le bassin de Marennes Oléron.

**Les résultats montrent que les débits influencent d'une part le transfert du cadmium (Figure 11B) :**

- lors de faibles débits (<700 m<sup>3</sup>/s), les flux nets journaliers de matières en suspension sont quasi nul (aucune matière en suspension n'est rejetée) ;
- lorsque les débits sont entre à 700 m<sup>3</sup>/s et 2 500 m<sup>3</sup>/s, on observe un flux net journalier de matières, donc de cadmium, positif avec :
  - o des valeurs des concentrations de cadmium similaires entre la surface, le milieu et le fond de la colonne d'eau (Figure 12) ;
  - o des concentrations homogènes de cadmium pendant l'ensemble du cycle de marée (Figure 12) ;
- lors de débits supérieurs à 2500m<sup>3</sup>/s, 70% des flux annuels de cadmium peuvent être expulsés de l'estuaire de la Gironde en 1 journée, soit prêt de 4,2 tonnes (Figure 11A).

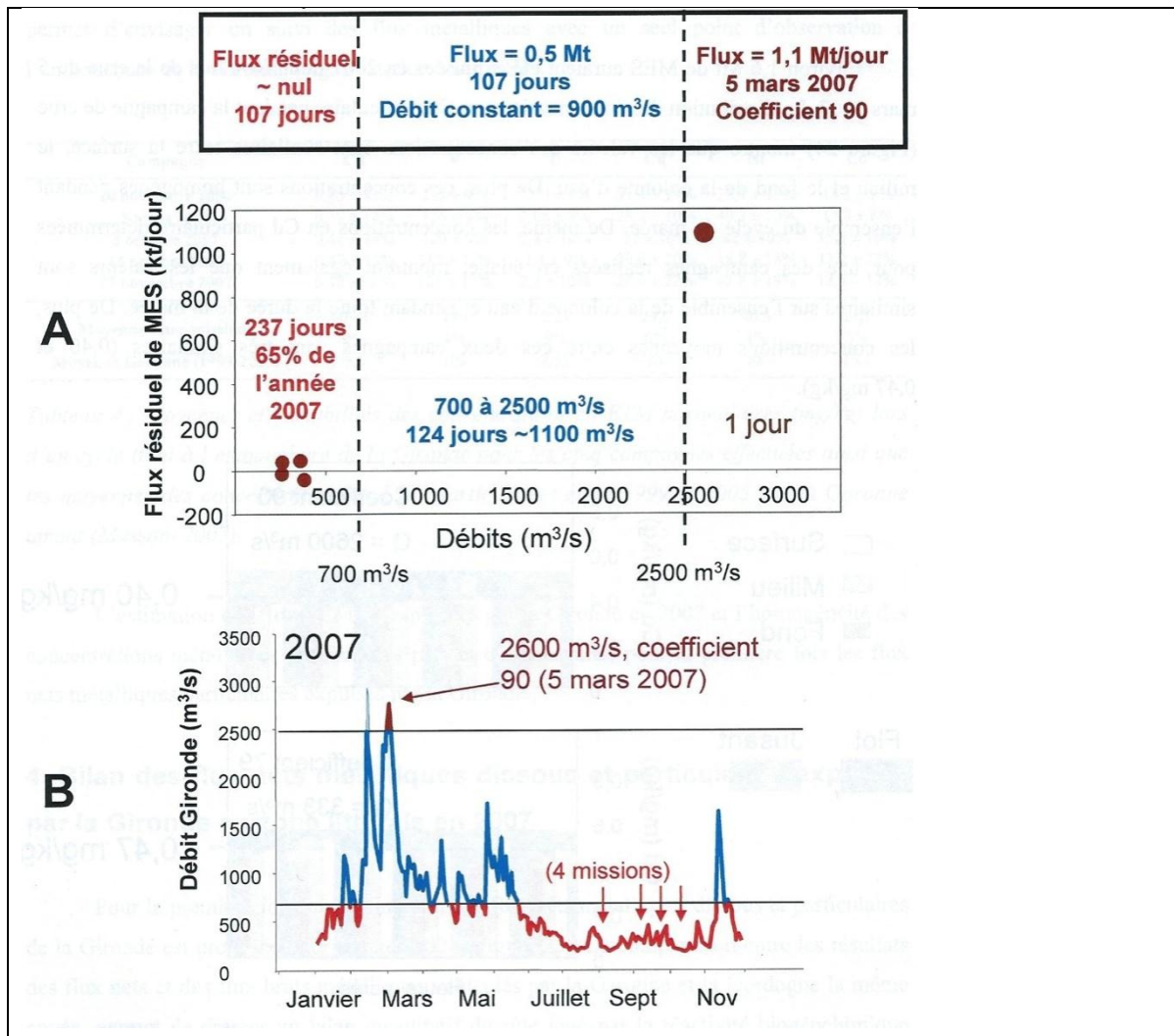


Figure 11 : A) Estimation des flux en particules pour l'année 2007 en fonction de l'occurrence des débits et des flux résiduels B) Hydrogramme de la Gironde avec la position des missions effectuées (Dabrin 2007)

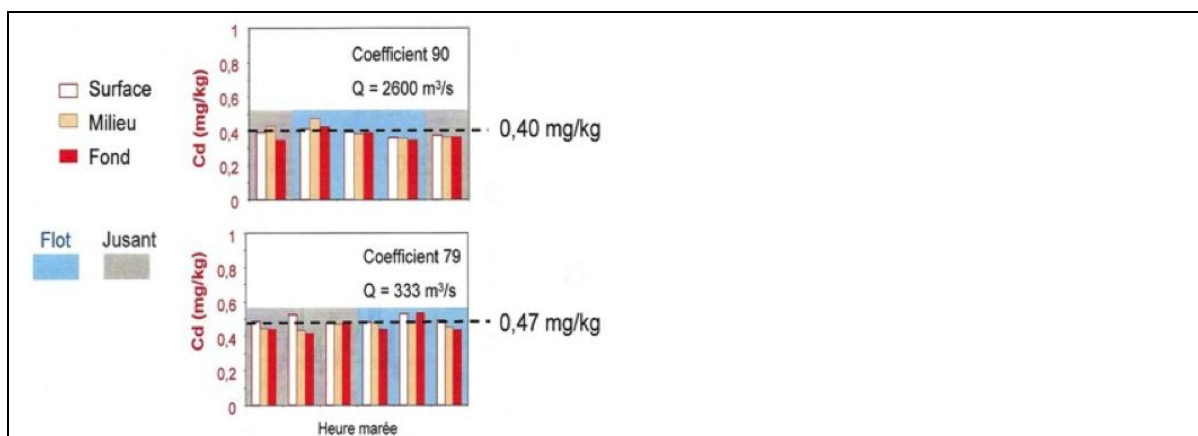


Figure 12 : Concentration en cadmium particulaire en surface, milieu et fond pendant le flot et le jusant lors des campagnes de Mars 2007 (crue) et d'Octobre 2007 (étiage) (Dabrin, 2009)

Mais, d'autres facteurs influencent également la distribution du cadmium de la Gironde vers Marennes Oléron :

- les vents,
- les coefficients de marées,
- le débit de la Gironde,
- la périodicité et du mode d'expulsion du bouchon vaseux.



Figure 13 : Incidence des vents et du débit de la Gironde sur le panache turbide de la Gironde (Dabrin, 2009)

L'utilisation d'images satellitaires sur quatre années (2004-2007), montre que les panaches turbides de la Gironde sont en connexion avec le Pertuis de Maumusson en moyenne 110 jours par an alors que ces panaches n'atteignent le Pertuis d'Antioche que 3 jours par an. De plus, seul un transport rapide de particules de la Gironde, via le pertuis de Maumusson sera capable de contaminer la baie de Marenne-Oléron.

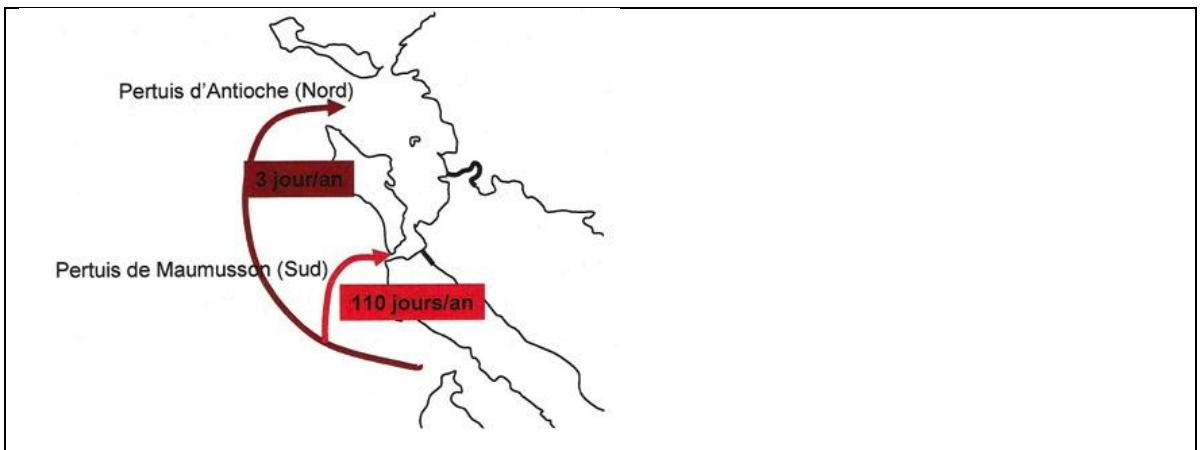


Figure 14 : Nombre de jours où le panache de la Gironde entre par le Pertuis Nord et Sud de la Baie de Marennes Oléron (Dabrin 2009)

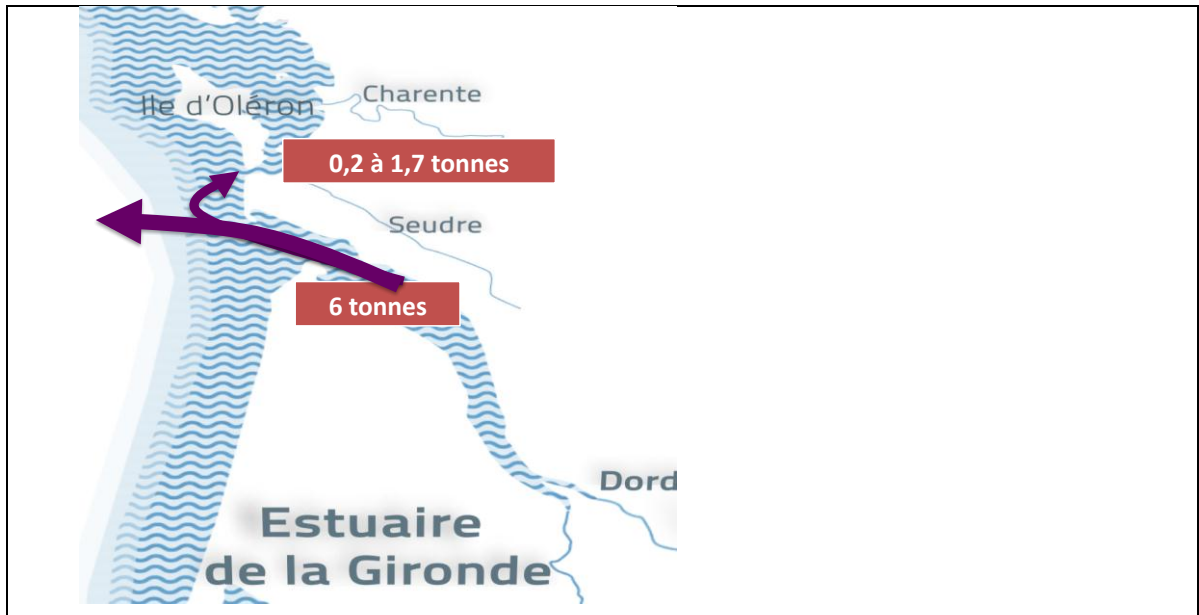


Figure 15 : Apports Girondin du cadmium dans la Baie de Marennes Oléron (Source : Adict-Solutions)

Sur les 6 tonnes de cadmium expulsées annuellement par l'estuaire de la Gironde, 3 à 28% du cadmium expulsés rentrent dans la baie de Marennes Oléron, soit 200 à 1 700kg par an, pour les années 2004 – 2007.

Comme expliqué précédemment, la réduction des apports de cadmium par le Lot a influencé sur la réduction du cadmium mesuré en aval de l'estuaire.

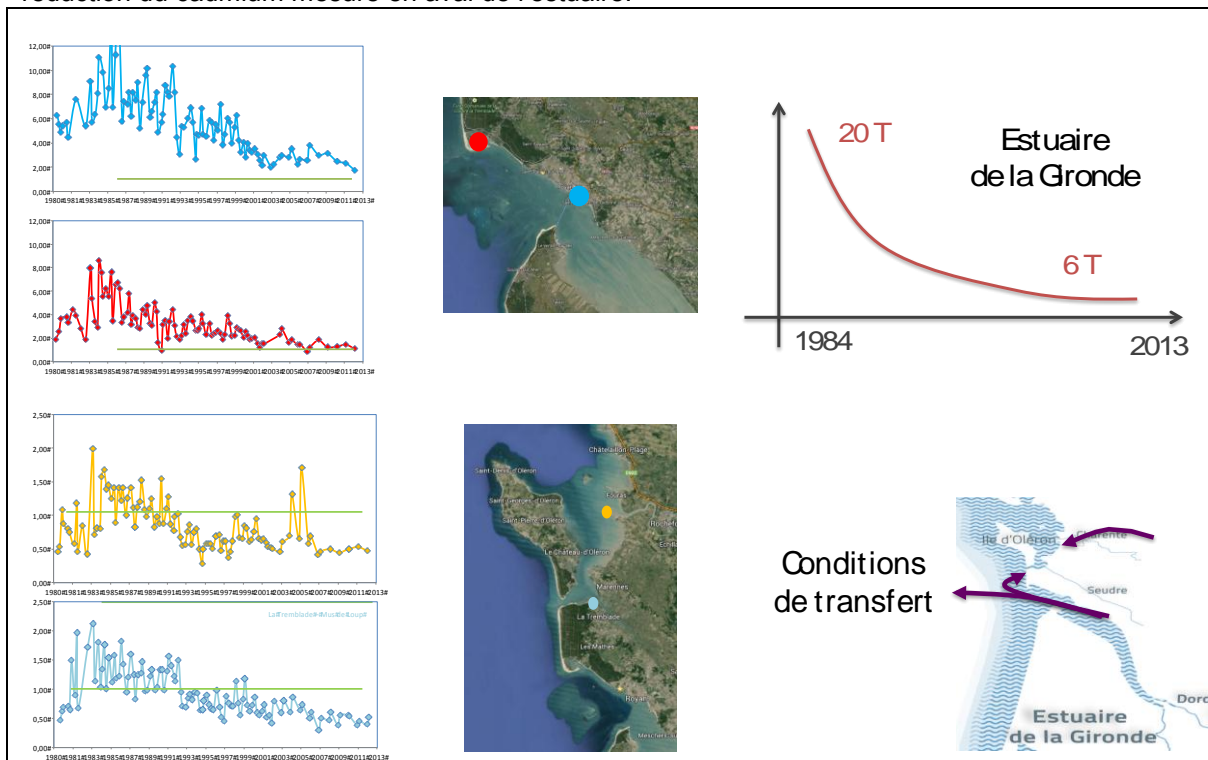


Figure 16 : Liens entre flux de cadmium issus de la Gironde et le cadmium mesuré dans les huîtres en aval de la Gironde et dans Marennes Oléron- le trait horizontal, sur les graphiques de gauche, représentant la norme du cadmium pour la consommation des huîtres (Source : Adict-Solutions)



Au lieu de 20 tonnes, ce sont aujourd'hui 6 tonnes de cadmium par an qui sont rejetées chaque année par l'estuaire, avec une tendance baissière.

Cette réduction est à la fois visible sur les graphiques représentant les taux de cadmium dans les huîtres :

- à l'aval de la Gironde, on peut observer une forte réduction de la contamination dans les huîtres, mais les concentrations mesurées restent encore un peu au-dessus du seuil réglementaire pour la commercialisation ;
- dans Marennes Oléron, une forte réduction du cadmium dans les huîtres, avec des valeurs 2 fois en dessous de la norme de consommation.

#### 4.2.2.7. Rôle et impacts des opérations de dragage/immersion

Dans sa thèse, S. Robert (2003) a évalué, le potentiel impact des opérations de dragage/immersion sur la remobilisation du cadmium pour l'année 2001.

L'intérêt scientifique de ce papier réside dans le fait que pour la première fois un bilan de masse complet a été réalisé pour le Cd. Ce bilan donne des estimations quantifiées de tous les processus susceptibles d'expliquer l'addition de Cd dans l'estuaire de la Gironde, et donc par voie de conséquence sur le flux net dissous.

Ce bilan fait intervenir la remise en suspension anthropique de sédiment, qui évalue l'influence des dragages et des immersions entre 20 et 40% des flux totaux de cadmium mesurés en aval de l'estuaire.

#### 4.2.2.8. Conclusions

Cette partie sur le cadmium met en avant plusieurs points :

- les apports de cadmium par le Lot se sont fortement réduits, permettant de réduire également les flux nets de cadmium sortant de la Gironde ;
- le cadmium particulaire passe sous forme dissoute jusqu'à ce que sa concentration atteigne 0,45mg/kg ;
- les débits supérieurs à 2 500 m<sup>3</sup> peuvent expulser jusqu'à 70% des sédiments, MES et cadmium particulaire annuel, avant de rentrer dans Marennes Oléron ;
- les opérations de dragage/immersion en remobilisant de grandes quantités de sédiments plus ou moins chargés en MES peuvent influencer la remobilisation du cadmium particulaire vers le dissous et impacter organismes filtreurs et notamment les huîtres de l'estuaire de la Gironde et de Marennes Oléron (dans une moindre mesure étant donné les niveaux actuels de contamination qui sont 2 fois sous la norme).

### 4.2.3. Le Cuivre

#### 4.2.3.1. Origine et comportement du cuivre

Le cuivre est une substance très commune qui est naturellement présente dans l'environnement et se diffuse dans l'environnement par des phénomènes naturels. Les hommes utilisent énormément le cuivre, il est utilisé par exemple dans l'industrie et dans l'agriculture (utilisation de la bouillie bordelaise par exemple). La production de cuivre a augmenté lors des dernières décennies et, de ce fait, les quantités de cuivre dans l'environnement ont augmenté. La plupart des composés du cuivre se déposent et se lient aux sédiments de l'eau ou aux particules du sol. En général, les

composés solubles du cuivre se retrouvent dans l'environnement après y avoir été rejeté lors de son application dans l'agriculture.

Le cuivre mesuré dans l'estuaire de la Gironde proviendrait essentiellement des fongicides utilisés pour le traitement des vignes des bassins versants de la dordogne et de la garonne et des bassins versants latéraux de l'estuaire.

Les études récentes montrent que dans l'estuaire de la Gironde, le cuivre passe de la phase particulaire à la phase dissoute dès 100 mg/l de MES. Sous cette dernière forme il est biodisponible pour différents organismes dont les poissons (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

#### 4.2.3.2. Distribution spatiale du cuivre dans les sédiments de surface

Tout comme le cadmium, la distribution spatiale des concentrations en cuivre dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde identifie une zone enrichie en aval de l'estuaire au niveau du Chenal Nord entre pK 60 et pK 75.

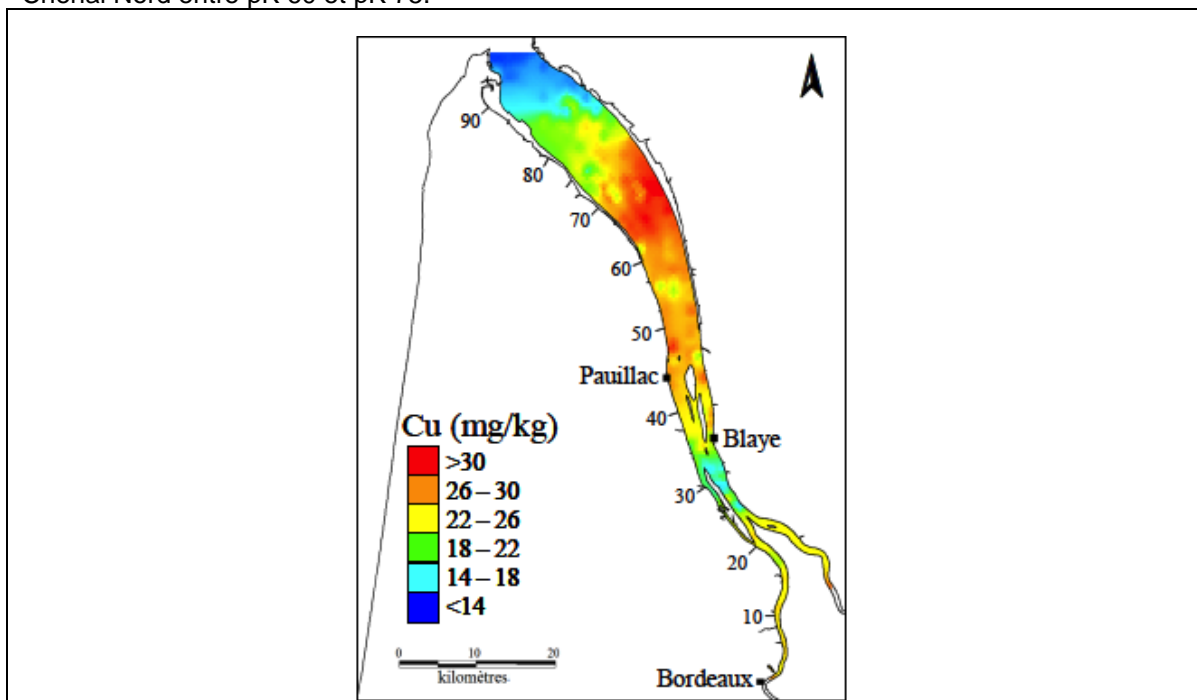


Figure 17 : Distribution spatiale des concentrations en cuivre dans les sédiments de surface (0-10 cm) de l'estuaire de la Gironde (d'après Aurélie LARROSE, 2009)

Le cuivre qui a une affinité forte pour la matière organique se concentre essentiellement sous forme particulaire. Ces résultats mettent en évidence le rôle de puits de cuivre des sédiments estuariens pour la colonne d'eau.

#### 4.2.3.3. Evaluation des flux de cuivre dans l'estuaire de la Gironde

Tout comme le cadmium, il est possible d'évaluer les flux bruts dissous et particulaires et les flux nets dissous du cuivre dans l'estuaire de la Gironde.

Pour l'année 2007, la synthèse des informations obtenues sur l'ensemble du système estuarien met en évidence des flux nets de l'ordre de 66,5 tonnes de cuivre, et des flux métalliques expulsés vers la zone littorale de l'ordre de 46,9 tonnes de cuivre.

---

**Il apparaît donc que les sédiments de l'estuaire de la Gironde agissent comme un puits important pour le cuivre pour la zone littorale avec un stockage de prêt de 20 tonnes de cuivre dans l'estuaire, en 2007 (Dabrin et al., 2009)**

#### **4.2.3.4. Influences et distributions du cuivre vers Marennes Oléron**

Les quantités de cuivre transitant de la Gironde vers la baie de Marennes Oléron ont été évaluées uniquement pour le cuivre particulaire entre 2640 et 6 640 kg/an.

#### **4.2.3.5. Conclusions pour le cuivre**

Plusieurs points concernant le cuivre sont à retenir :

- les apports de cuivre dépendent en majorité des pratiques agricoles ;
- le cuivre passe de la phase particulaire à la phase dissoute dès 100 mg/l de MES ;
- le cuivre a tendance à s'accumuler fortement dans les sédiments de l'estuaire de la Gironde ;
- les débits supérieurs à 2 500 m<sup>3</sup> peuvent expulser jusqu'à 70% des sédiments et MES donc du cuivre particulaire annuel.

Le dragage en remobilisant de grandes quantités de sédiments plus ou moins chargés en MES peut influencer la remobilisation du cuivre particulaire vers le dissous et impacter les organismes (Eric Maneux estime cette remobilisation à 480g du Cu pour 1 200 tonnes de sédiments).

#### **4.2.4. Les ETM considérés comme prioritaires au regard de la loi sur l'eau : As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn et autres éléments Ag, Co, Mo, Sb, U et V**

##### **4.2.4.1. Comportement des ETM**

###### **4.2.4.1.1. Comportement des ETM dans l'estuaire fluvial de la Gironde**

Comme nous l'avons présenté précédemment, en amont du gradient de salinité, dans la zone de développement du bouchon vaseux, des processus de désorption de Cu ont été observés. Cette addition de Cu est reliée à une dégradation de la matière organique particulaire. Le Cu adsorbé ou complexé est alors libéré dans la fraction dissoute.

Ces comportements sont comparables à ceux mis en évidence pour les V et Mo et, dans une moindre mesure, pour Cd.

La libération de ces ETM serait reliée à la dégradation de la matière organique dans la colonne d'eau et/ou au niveau de la crème de vase remobilisée au cours du cycle de marée.

L'arsenic quand à elle présente un comportement soustractif qui est relié à une floculation de Fe dans les environnements aquatiques (Larrose, 2011).

Enfin, Sb et U présentent des comportements conservatifs au niveau de l'estuaire fluvial (Figure 18).

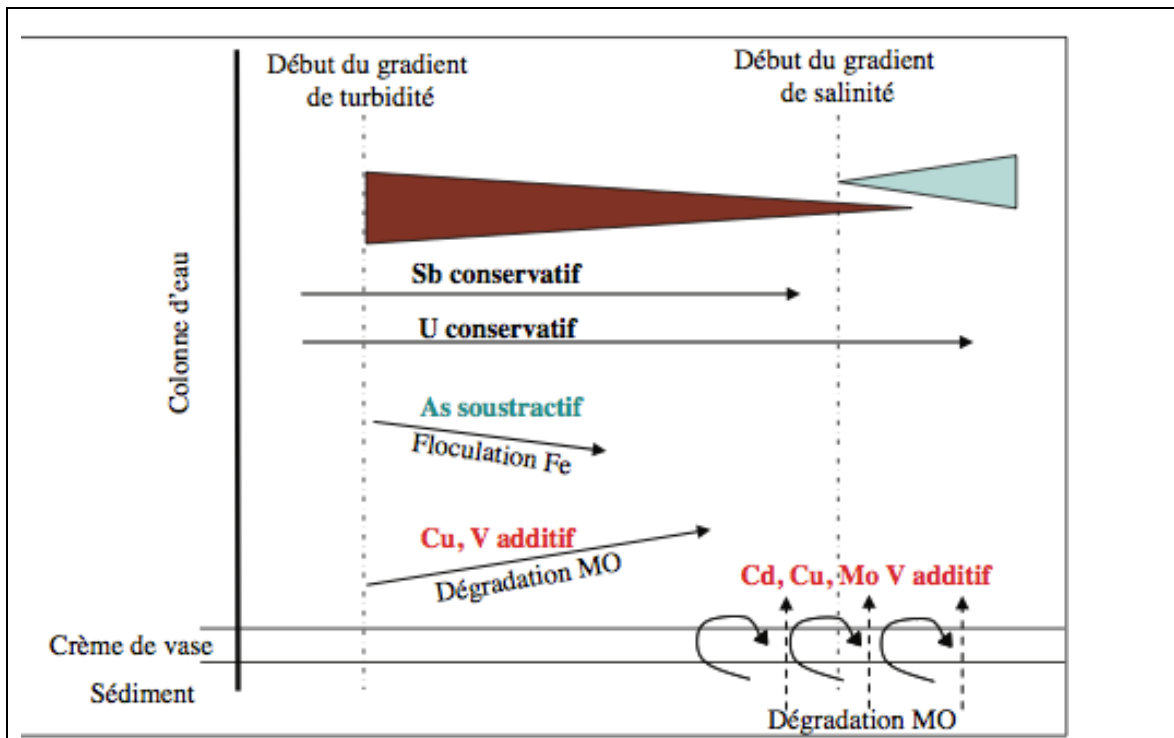


Figure 18 : Schéma conceptuel récapitulatif des processus affectant As, Cd, Cu, Mo, Sb, U et V dans l'estuaire fluvial de la Gironde (modifié d'après Masson, 2007).

#### 4.2.4.1.2. Comportement des ETM dans l'estuaire salé de la Gironde

Dans la thèse de Larrose en 2011, les processus intervenant dans les comportements des ETM dans l'estuaire salé de la Gironde sont décrits dans plusieurs travaux. Un suivi à haute résolution des comportements et des flux des ETM dans l'estuaire entre 2001 et 2007 a permis de décrire les comportements affectant les ETM dans le gradient de salinité pour des situations hydrologiques contrastées (Dabrin, 2009 ; Dabrin et al., 2009).

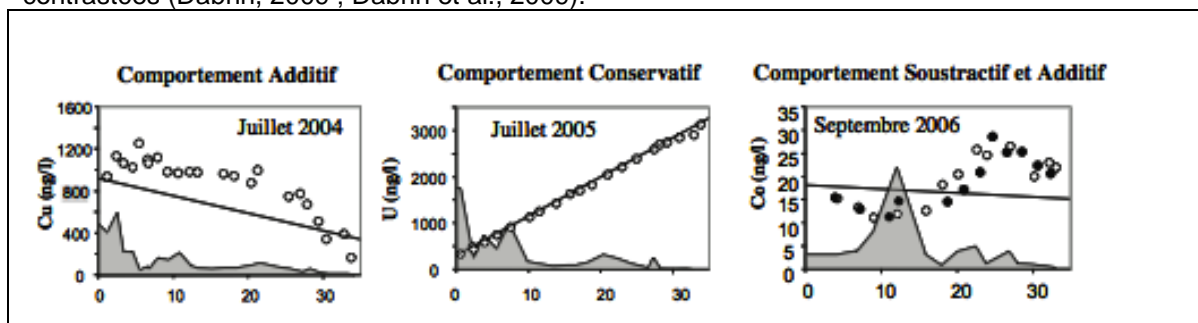


Figure 19: Exemples des comportements observés dans la gradient de salinité de l'estuaire pour Cu, U et Co, d'après Dabrin, 2009

A partir des observations réalisées, des comportements typiques ont été mis en évidence :

- Cd, Cu, Ni et V présentent un comportement additif quelles que soient les conditions hydrologiques ;
- Co et Mo présentent des comportements additif ou soustractif suivant les conditions hydrologiques ;
- As présente un comportement soustractif suivant les conditions hydrologiques ;

- U a un comportement qualifié de conservatif ; avec une répartition entre dissous et particulaire qui ne change pas de l'amont vers l'aval et une faible propension à être piégé dans les sédiments.

**Les processus responsables du changement de comportement des ETM vont affecter les stocks en ETM associés aux particules de la colonne d'eau et du compartiment sédimentaire. En effet, la remobilisation de la crème de vase et des sédiments peut entraîner un relargage des ETM vers la fraction dissoute.**

Ces éléments permettent ainsi de comprendre que les Cd, Cu, Ni, V, Mo, Ag et Co auront tendance :

- à passer sous forme dissoute en présence de salinité ;
- à être piégés dans les sédiments pour une grande partie (près de 50%) ;
- être remis en suspension sous forme dissoute par les dragages ;
- les crues importantes, emporteront des quantités importantes de Ni, V et Co sous forme particulaire vers le littoral.

#### 4.2.4.2. Flux des ETM expulsés en zone littorale

De la même manière que pour le cadmium et le cuivre, il est également possible d'estimer les flux nets dissous exportés par l'estuaire de la Gironde en zone littorale pour certains ETM comme le V, Ni, Co et U (Figure 20).

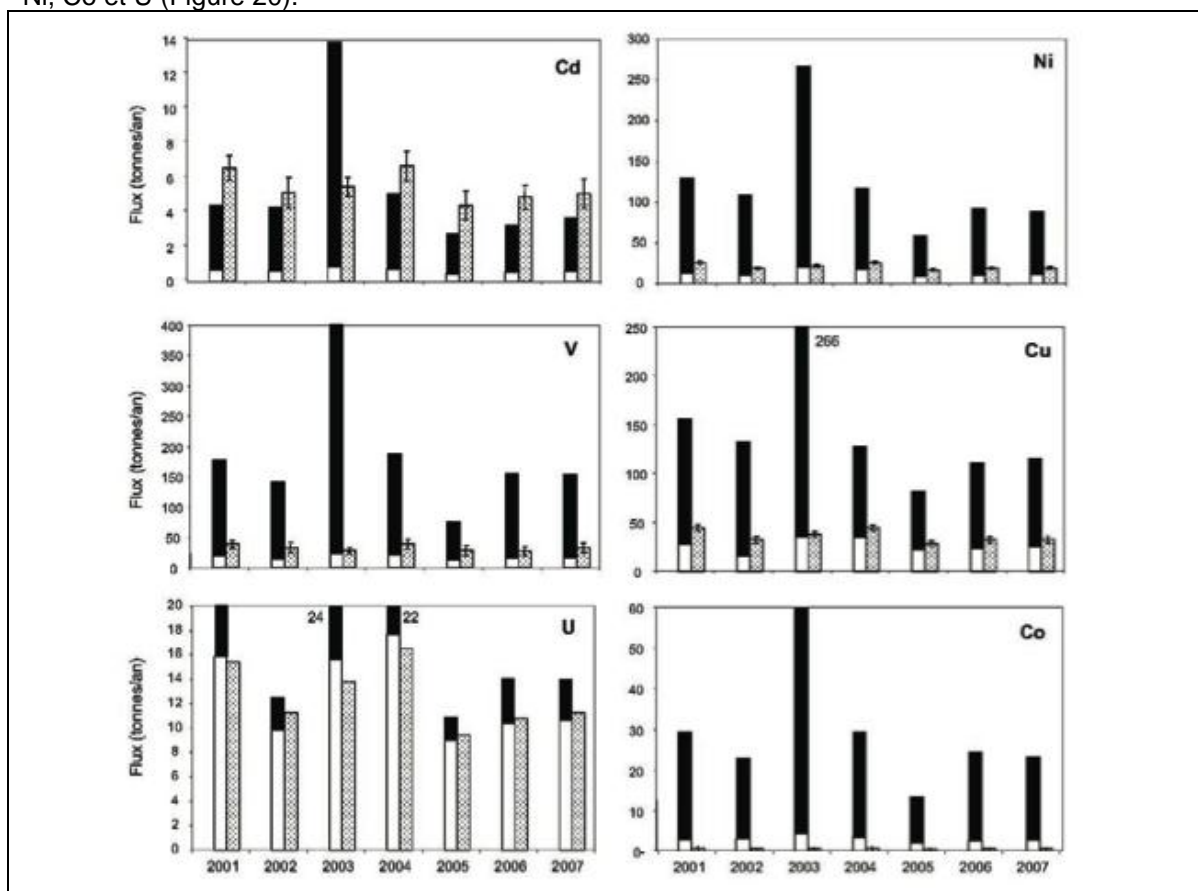


Figure 20 : Flux bruts dissous (barres blanches) et particulaires (barres noires) apportés par la Garonne et la Dordogne et flux nets dissous labiles (barres grisées) expulsés dans la zone littorale par l'estuaire de la Gironde pour la période 2001-2007 pour Cd, V, U, Cu, Ni et Co (d'après Dabrin, 2009)

Les bilans montrent que :

- une partie de V, Ni, Cu et Co arrivant de l'amont est piégée dans les sédiments de l'estuaire ;
- une partie du Cd est plutôt destockée ;
- pour l'uranium, le bilan est quasi-équilibré ce qui est conforme au comportement qualifié de conservatif pour ce métal.

La réactivité interne de l'estuaire entraîne des modifications importantes de la partition des ETM. Les processus de remobilisation des sédiments peuvent être à l'origine d'apports importants en ETM vers la fraction dissoute ce qui augmente leur disponibilité et de fait leur toxicité potentielle. Les études réalisées à ce jour ont permis de décrire les processus mis en jeu au sein de l'estuaire, cependant la quantification précise de la contribution du compartiment sédimentaire aux additions observées reste limitée par le nombre restreint de données sur la contamination métallique des sédiments à l'échelle globale de l'estuaire.

#### 4.2.4.3. Contamination des sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde par les ETM

Les concentrations et les distributions spatiales des 8 ETM définis comme des contaminants à surveiller dans les systèmes aquatiques (i.e. As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, DCE 2000/60, 76/464/CEE) ont été analysés dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde. Un suivi à haute résolution spatiale (323 échantillons) a permis de réaliser des cartes de distributions des ETM dans les sédiments (Figure 21).

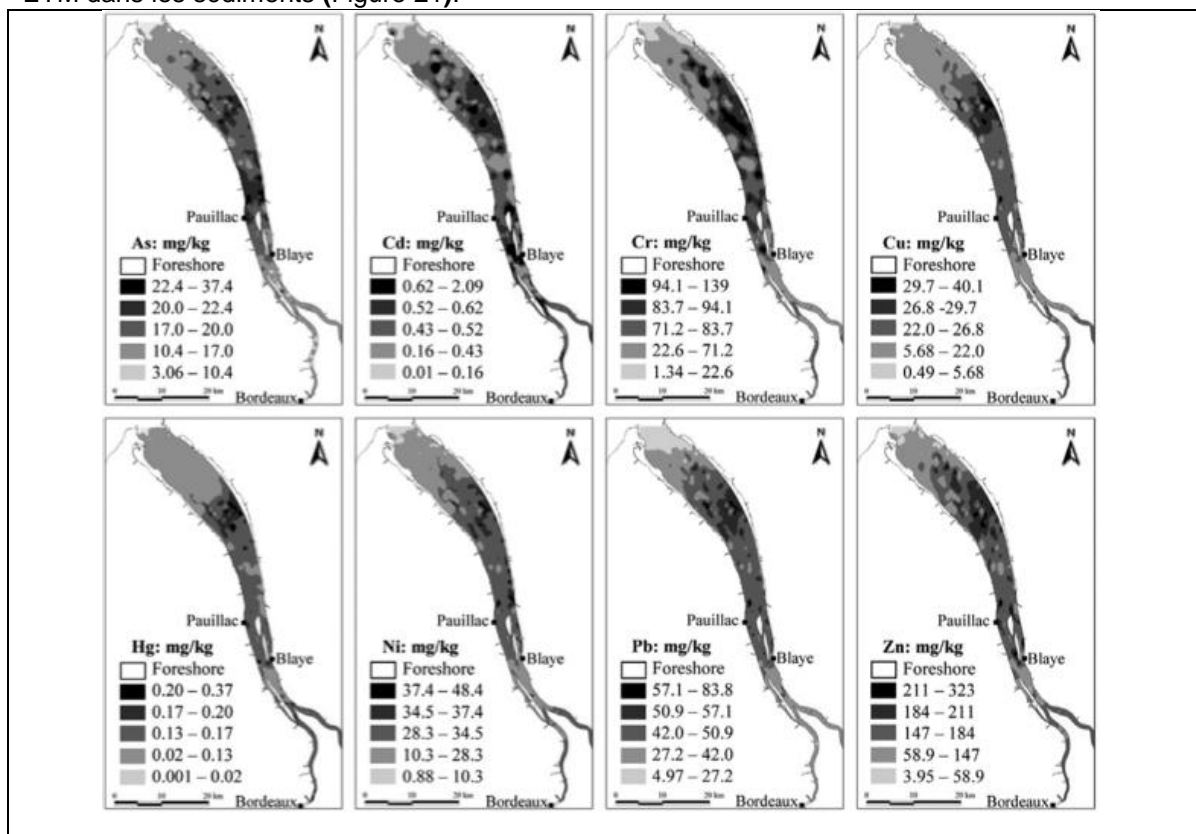


Figure 21: Distribution spatiale des concentrations en As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et Zn en mg/kg dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde (Larrose, 2011)

Les ETM ne faisant pas partie de la liste des contaminants prioritaires au regard de la DCE (2000) ont fait l'objet d'une analyse complémentaire permettant de dresser les cartes de distributions spatiales de Ag, Co, Mo, Sb, U et V et d'estimer les facteurs d'enrichissement ainsi que les stocks totaux et remobilisables (Figure 22)

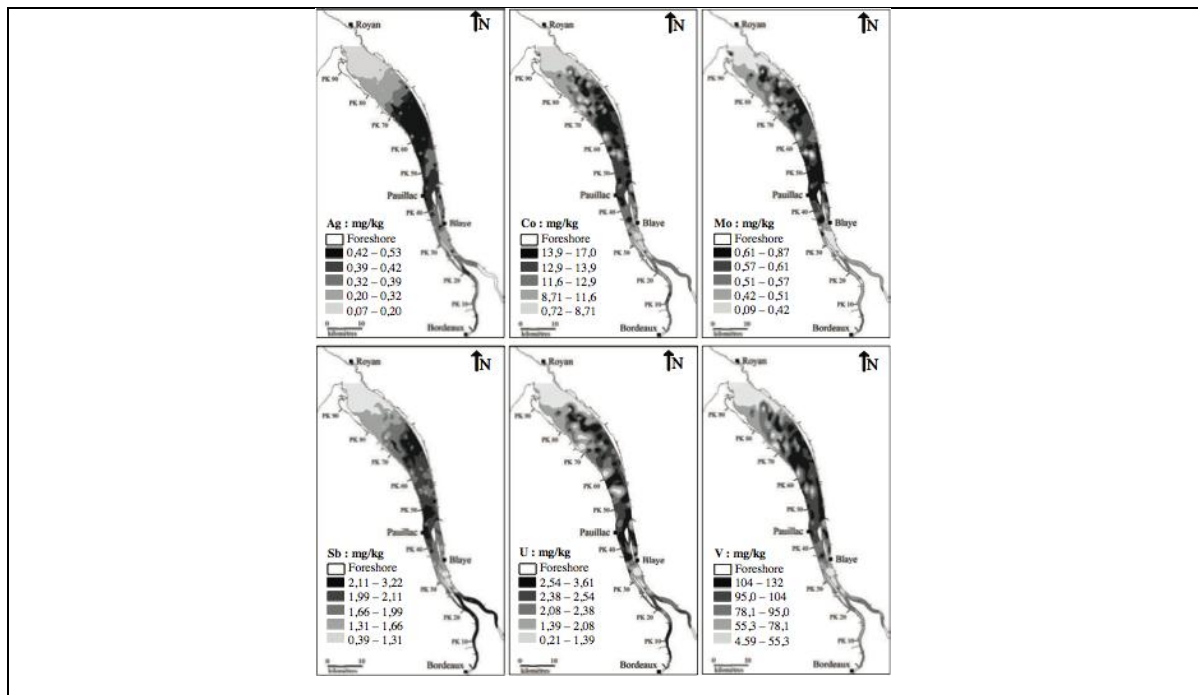


Figure 22: Distribution spatiale des concentrations en Ag, Co, Mo, Sb, U et V en mg/kg dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde (Larrose, 2011)

Il apparaît que l'estuaire de la Gironde, estuaire macrotidal fortement influencé par la marée, présente des distributions spatiales en ETM principalement dominées par la granulométrie des particules. Les zones présentant les concentrations les plus fortes en ETM sont les zones pour lesquelles la sédimentation de particules fines est la plus intense, i.e. dans la zone des îles et en aval de l'estuaire au niveau du Chenal de Saintonge (Figure 21 et Figure 22).

#### 4.2.4.4. Stocks totaux et stocks remobilisables

Les stocks métalliques remobilisables sont évalués, dans la thèse de Aurélie Larrose, à partir des sédiments de référence mettant en évidence les remobilisations potentielles maximales.

Une estimation des stocks métalliques totaux et des stocks potentiellement remobilisables a pu être réalisée.

Ces estimations sont cohérentes avec les enrichissements nuls calculés pour Mo, Sb, U et V.

**A l'échelle estuarienne, les stocks de métaux potentiellement remobilisables dans le gradient estuarien, dans les 10 premiers centimètres de sédiment, atteignent :**

- 0,14 t pour Sb (sur 38 t stockées dans l'estuaire) ;
- 0,5 t pour Mo (sur 11 t stockées dans l'estuaire) ;
- 2 t pour Hg (sur 2,5 t stockées dans l'estuaire) ;
- 2,6 t pour Ag (sur 7 t stockées dans l'estuaire) ;
- 3,7 t pour U (sur 44 t stockées dans l'estuaire) ;
- 9 t pour Cd (sur 10 t stockées dans l'estuaire) ;
- 20 t pour As (sur 370 t stockées dans l'estuaire) ;
- 122 t pour Co (sur 249 t stockées dans l'estuaire) ;
- 170 t pour Cu (sur 450 t stockées dans l'estuaire) ;
- 210 t pour Ni (sur 590 t stockées dans l'estuaire) ;
- 353 t pour V (sur 1770 t stockées dans l'estuaire) ;
- 610 t pour Cr (sur 1450 t stockées dans l'estuaire) ;

- **665 t pour Pb (sur 910 t stockées dans l'estuaire);**
- **1930 t pour Zn (sur 3270 t stockées dans l'estuaire).**

***Ceci suggère une réactivité des particules sédimentaires non négligeable et un risque de toxicité potentiel pour les organismes aquatiques.***

Le potentiel de relargage des éléments peut être classé de la manière suivante : Cd>Hg>Pb>**70%**>Zn>Co>Cr>Cu>Ag>Ni >**30%**>As>V>U>Mo>Sb

**Les éléments ayant le potentiel de relargage le plus important au sein de l'estuaire sont Cd, Hg et Pb avec respectivement 90% et 70% de relargage par rapport à des sédiments littoraux.** Il apparaît que les stocks métalliques totaux dans les 10 premiers centimètres des sédiments représentent entre 1 et 5 fois les apports annuels en ETM à l'entrée de l'estuaire. Cette observation démontre, d'une part, l'importance du suivi en amont de l'estuaire des apports en ETM et, d'autre part, la **nécessité de prendre en compte le compartiment sédimentaire comme une source potentielle de métaux lors de phases de remise en suspension.**

#### 4.2.4.5. Conclusions

Plusieurs points sont à retenir :

- la majorité des ETM passent de la phase particulaire à la phase dissoute en fonction de la salinité dans l'estuaire ;
- les ETM V, Ni, Cu et Co ont tendance à s'accumuler fortement dans les sédiments de l'estuaire de la Gironde alors que d'autres semblent se destocker comme le Cd, l'Ag et le Hg;
- les débits supérieurs à 2 500 m<sup>3</sup> peuvent expulser jusqu'à 70% des sédiments et MES donc des ETM particulaire annuel ;
- le dragage en remobilisant de grandes quantités de sédiments plus ou moins chargés en MES peut influencer la remobilisation des ETM particulaires vers le dissous ;
- l'U est conservatif et de l'amont vers l'aval ne change pas de forme et ne se stocke pas dans les sédiments ou très peu.

### 4.3. LES POLLUANTS EMERGENTS ET ORGANIQUES

Les polluants organiques font partie du cortège des principaux contaminants préoccupants, classiquement retrouvés dans les milieux naturels. Ces substances sont chimiquement stables, faiblement biodégradables et lipophiles, ce qui leur confère un fort potentiel de bioaccumulation par les organismes.

Dans le cadre de cette étude, nous avons pris le parti d'insister sur la présence de trois polluants organiques dans l'estuaire de la Gironde : le PCB, les HAP, les produits phytosanitaires et les produits pharmaceutiques, qui seront détaillés par la suite.

**Mais, il est important de noter qu'il n'existe aucune donnée sur l'estuaire de la Gironde sur la présence et le comportement des cosmétiques, parabènes,...**

#### 4.3.1. Les PCB

Parmi la multitude de substances incriminées, les PCB, représentent un groupe de composés systématiquement détectés et particulièrement préoccupants.



Les PCB sont des molécules synthétisées par l'homme pour un usage industriel. Ils sont constitués d'un noyau biphenyle comportant jusqu'à cinq atomes de chlore par cycle phényle.

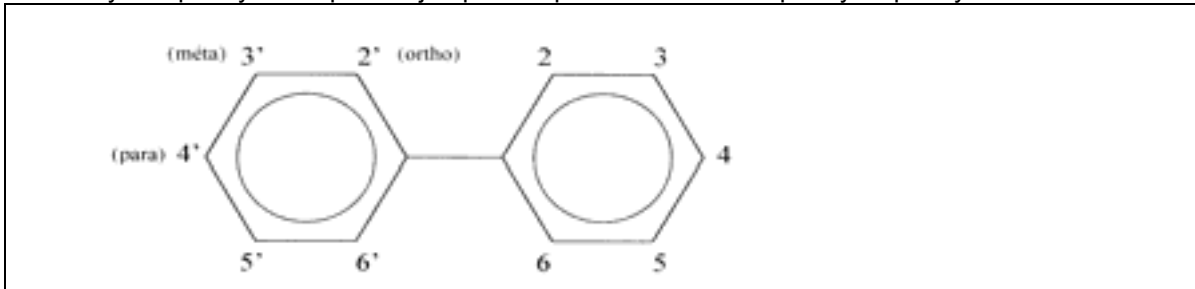


Figure 23: Structure générique du PCB

Les PCB sont des molécules d'origine exclusivement anthropique.

Les PCB ont été produits en masse et très utilisés durant les années 1950 à 1970.

Cependant, suite aux problèmes toxicologiques et environnementaux posés par ces molécules, leur usage a été interdit en France en tant qu'additifs dès 1975 et restreint aux usages en systèmes clos. Depuis 1987, la réglementation française a décrété l'arrêt total de la production des PCB. La tendance est à l'élimination des PCB encore utilisés dans les transformateurs et condensateurs. Malgré l'arrêt de la production, la présence des PCB dans l'environnement reste un vrai problème de par leur rémanence, leur toxicité et leur fort potentiel à être bioaccumulés par les organismes.

L'exposition des organismes vivants aux PCB peut entraîner un certain nombre d'effets toxiques. Ces effets peuvent se révéler après une exposition aigue lorsque l'organisme a subi une exposition unique à une forte concentration en xénobiotiques, ou après une exposition chronique où l'organisme a été en contacts répétés à de faibles doses de polluants.

#### 4.3.1.1. Devenir des PCB dans l'environnement

Une fois introduits dans le milieu naturel, les PCB vont se retrouver disséminés dans les différents compartiments de l'environnement. Les modes de cette dissémination sont majoritairement conditionnés par les propriétés physico-chimiques des composés. Le transport atmosphérique est un mode de distribution efficace pour ces molécules. La volatilisation des composés présents dans les sols, dans les décharges non contrôlées ou inappropriées est la principale source de contamination atmosphérique. Les composés sont ainsi véhiculés sur de longues distances et retombent sous forme de retombées sèches ou humides impactant des écosystèmes loin de toute source de pollution directe, comme l'Arctique ou la région des grands lacs.

**Une fois déposés, ces composés rémanents, qui possèdent une forte affinité pour les particules, s'accumulent dans des compartiments réservoirs comme le sol et les sédiments. Ils vont ensuite être remis en circulation par différents processus biotiques et abiotiques. Dans le cas des PCB, ils sont peu sensibles aux processus d'hydrolyse. A contrario, la photolyse est le mécanisme de dégradation chimique prépondérant pour ces composés.**

Les PCB sont également dégradés par le compartiment biologique notamment par les micro-organismes. Ces mécanismes de dégradation dépendent des espèces bactériennes considérées, des conditions environnementales (température, pH, nutriments,...) et des congénères considérés.

#### 4.3.1.2. Contamination du compartiment abiotique de l'estuaire de la Gironde en PCB,

Dans le cadre sa thèse, Nathalie Tapie en 2006 a caractérisé la contamination en PCB du compartiment abiotique, milieu de vie des organismes, durant les années 2003 et 2004, dans l'estuaire de la Gironde. Le niveau de contamination de la colonne d'eau a été mesuré avec des prélèvements menés à différents points kilométriques le long de l'estuaire (notés PK - positivement

vers l'aval et négativement vers l'amont par rapport à Bordeaux qui représente le point 0 (Figure 24).

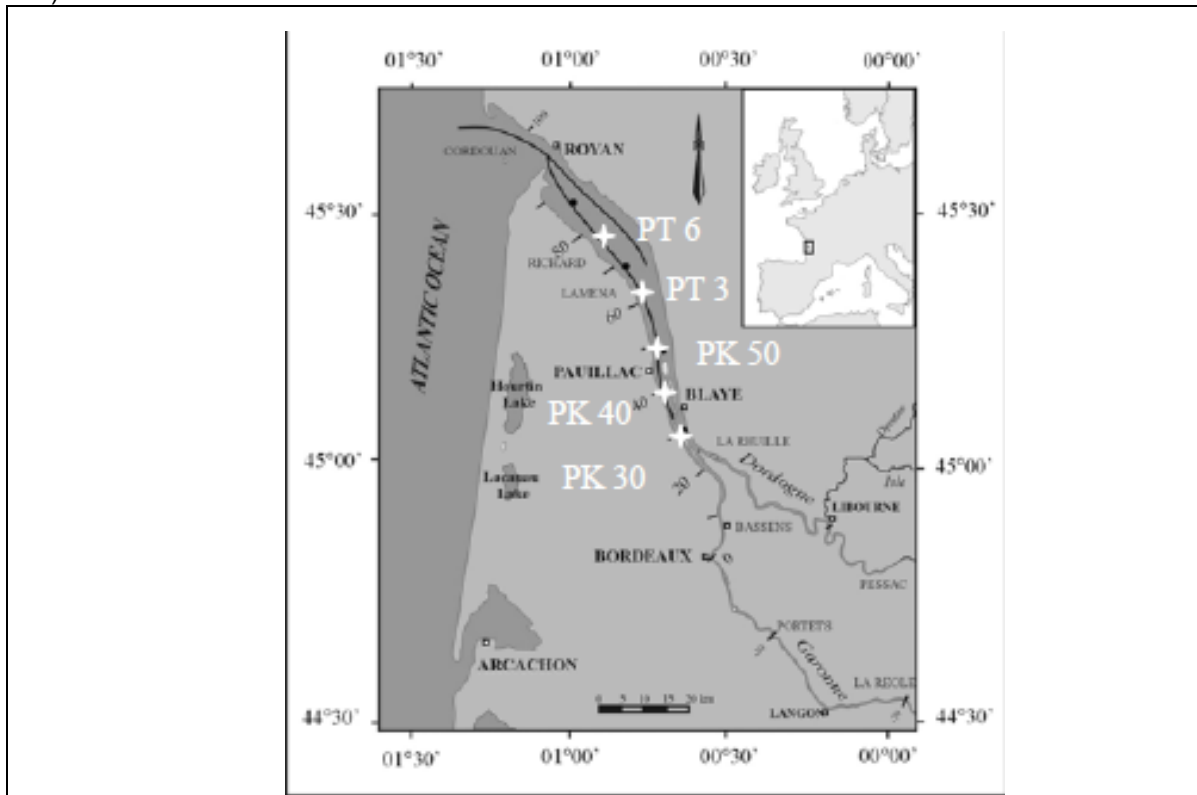


Figure 24 : Carte et points kilométriques sur l'estuaire de la Gironde

Cinq sites ont été échantillonnés **le long de l'estuaire dans le chenal de navigation**, pour le site de Pauillac et les points PT3, PT6, PK50, PK40, PK30.

Les campagnes d'échantillonnage ont été menées, sur ces points sur une période de deux ans (2003-2004) (Figure 25), et démontrent que :

- le compartiment abiotique présente un niveau de contamination faible (particule 40 ng.g<sup>-1</sup>ps) ;
- 90% des PCB mesurés dans l'estuaire sont liés à la phase particulaire, tandis que 10% se retrouvent dans la phase dissoute. Cette répartition s'explique par le fait que les PCB ont une faible solubilité dans l'eau ;
- pour les aspects **particulaires**, la partie amont de l'estuaire correspondant à la zone classique du bouchon vaseux qui est plus chargée en particules que la zone aval ;
- de plus, de nouvelles recherches (notamment sur le bassin d'Arcachon) mettent en avant la remobilisation des PCB retenus dans les phases particulaires, vers les phases dissoutes, lors de remise en suspension de sédiments. **Les opérations de dragage pourraient également jouer sur la remobilisation du PCB de la phase particulaire vers la phase dissoute.**

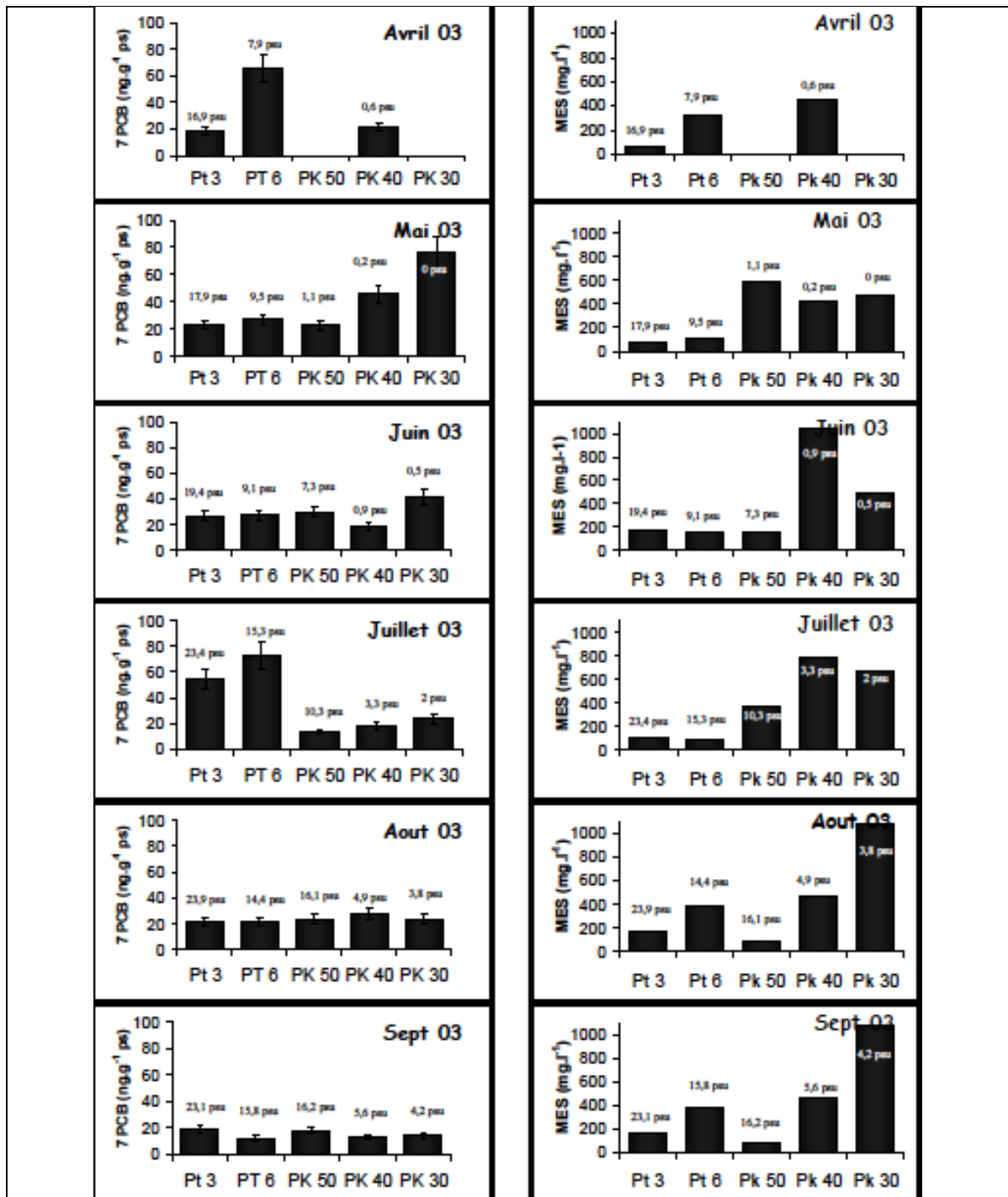


Figure 25 : Contamination du compartiment abiotique en PCB et des teneurs en MES pour chaque point de prélèvement

#### 4.3.2. Les HAP

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont une sous-famille des hydrocarbures aromatiques, c'est-à-dire des molécules constituées d'atomes de carbone et d'hydrogène mais dont la structure comprend au moins deux cycles aromatiques condensés.

Depuis de nombreuses années, les HAP sont très étudiées car ce sont des composés présents dans tous les milieux environnementaux et qui montrent une forte toxicité. Aujourd'hui, ils font

également partie des listes de l'OMS (Organisation mondiale de la santé) et de la Communauté européenne.

Les HAP purs sont des substances colorées et cristallines à température ambiante. Les propriétés physiques des HAP varient selon leur masse moléculaire et leur structure. Les HAP sont très hydrophobes, et donc leurs solubilités dans l'eau sont faibles. Parallèlement, leurs coefficients de partage octanol/eau (Kow) sont relativement élevés, témoignant d'un important potentiel d'adsorption sur les matières organiques particulaires en suspension dans l'air ou dans l'eau, ainsi que d'un fort potentiel de bioconcentration dans les organismes.

#### 4.3.2.1. Devenir des HAP dans l'environnement

Les HAP sont hydrophobes ; ils ne persistent donc pas facilement dans l'eau, sauf associés à des surfactants ou adsorbés sur des particules en suspension ou dans le sédiment. Ils sont surtout présents dans les sols où ils peuvent être stockés ou circuler (adsorption, percolation, bioturbation), mais ils peuvent contaminer l'air en phase vapeur, et être présents dans l'eau ou dans le biofilm. Ils peuvent passer d'un compartiment environnemental (eau, air, sol) à l'autre.

#### 4.3.2.2. Contamination du compartiment abiotique de l'estuaire de la Gironde en HAP

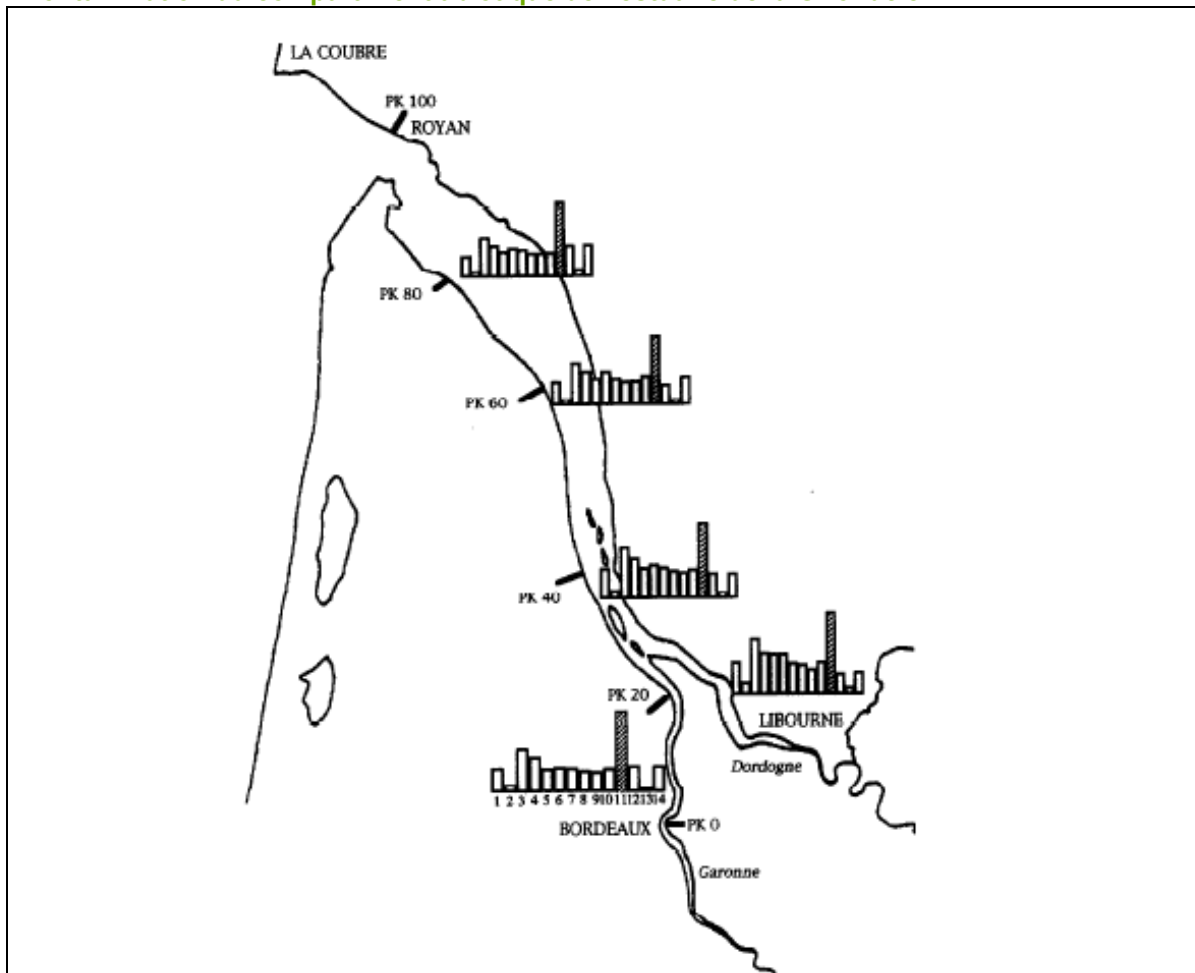


Figure 26 : Aperçu général des distributions des HAP (en pourcentages) dans les sédiments de l'estuaire de la Gironde. Les composés sont les suivantes: 1 :le phénanthrène, 2 : l'anthracène, 3 : fluoranthène, 4 : le pyrène, 5 : benz(a)anthracène, 6 : chrysène, 7 : benzo(b)fluoranthène + benzo(j)fluoranthène , 8 : benzo(k)fluoranthène, 9 : benzo(e)pyrène, 10 : benzo(a)pyrène, 11 : pérylène, 12 : Indeno(1,2,3-c,d)pyrène , 13 :dibenzo(a,h)anthracène + dibenz(a, c)anthracène , 14 : benzo(g, h, i) pérylène. Notez la forte abondance de pérylène ( en hachures )

Les études concernant la mesure des HAP dans le comportement abiotique sont peu nombreuses. Les éléments à notre disposition sont celles de H. Budzinski (Budzinski et al., 1987) et la thèse de Nathalie Tapie (2006).

L'analyse des HAP dans les sédiments de surface de l'estuaire de la Gironde a montré que la concentration totale de ces composés et leurs distributions sont plutôt homogènes tout au long de l'estuaire. Aucune différence ne peut être établie entre les contributions de la Garonne et de la Dordogne par rapport à l'estuaire. L'HAP le plus rencontré est le Pérylène (Figure 26).

Les conclusions montrent que d'un point de vue écotoxicologique, l'estuaire semble être modérément polluée par les HAP.

Ce sont les éléments que confirment la thèse de Nathalie Tapie (Tapie, 2006). Puisque le but de sa thèse a été de comparer les cinétiques d'accumulation et de dépuraison des HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques) à travers trois molécules modèles (chrysène, benzo(a)pyrène et fluoranthène) sur des organismes cibles en laboratoire, comme la daurade, la moule et les algues.

**Même si les HAP semblent peu impacter l'estuaire de la Gironde, les données sont anciennes et les connaissances manquent sur le sujet. De plus, ces dernières années, il est observé des augmentations de HAP sur de nombreux écosystèmes.**

#### 4.3.3. Les produits phytosanitaires

La majorité des substances actives émises dans l'environnement sont issues de l'agriculture pour lutter contre les ravageurs et adventices. Cependant cette activité ne demeure pas la seule source d'émission des pesticides. Parmi les sources secondaires peuvent être citées les différentes utilisations suivantes : les applications sur les bateaux, l'entretien des espaces publics par les communes, les golfs, l'usage fait par les particuliers, les démoustications annuelles des zones humides, le secteur vétérinaire, l'entretien de la voirie, ainsi que le traitement des matériaux de construction. Bien que de second plan la contamination apportée par ces usages peuvent localement être significative et impacter le milieu naturel.

##### 4.3.3.1. Contamination du compartiment abiotique sur les composés phytosanitaires et rôle du bouchon vaseux dans l'estuaire de la Gironde

Les produits phytosanitaires ont fait l'objet de travaux de recherche au cours de la thèse de Angel Belles en 2012. La thèse traite du développement de méthodes de mesure avec des sites expérimentaux. Un de ces sites est l'estuaire de la Gironde, mais nous n'avons pas accès pour le moment aux éléments mesurés.

Une thèse est en cours avec Justine CRUZ (sous la direction de H. Budzinski) sur le « prélèvement de pesticides par échantillonnage passif : application aux milieux air, sols et eau » sur l'estuaire de la Gironde.

***Mais, une grande partie des pesticides sont solubles comme les composés pharmaceutiques et donc majoritairement hydrophobes. Ils sont susceptibles d'être remis en suspension lors de crues.***

#### 4.3.4. Les composés pharmaceutiques

La concentration des populations et des activités industrielles due à l'urbanisation croissante engendre, à proximité des centres urbains, une augmentation des apports au milieu aquatique, récepteur des effluents associés à ces activités. Les composés pharmaceutiques et les filtres UV, véhiculés par ces effluents, sont une famille de micropolluants organiques aux structures et aux propriétés physico-chimiques très hétérogènes. En outre, la présence dans l'environnement de médicaments, composés biologiquement actifs par nature, n'est pas sans poser de questions tant

sur leur toxicité que sur leur persistance. Etudiés depuis une dizaine d'années, les connaissances de leur impact sur les hydrosystèmes côtiers sont en effet encore très parcellaires.

#### 4.3.4.1. Contamination du compartiment abiotique de l'estuaire de la Gironde en composés pharmaceutiques

Les éléments de connaissance existant à ce sujet proviennent principalement de la thèse de Yann Aminot (Aminot., 2013). Prêt de 53 médicaments et 6 filtres UV ont été suivis et analysés dans les effluents urbains, les eaux de surface, ainsi que dans les matrices solides (sédiments et matières en suspension).

L'examen comparé des flux provenant de l'amont de l'estuaire et de ceux provenant des effluents de l'agglomération bordelaise permet de renseigner la source majoritaire de chaque molécule dans la Gironde. Jusqu'à 36 médicaments (/53) et 5 des 6 filtres UV ont été détectés dans l'estuaire avec des taux de détection maximaux à Bordeaux.

**L'apport des STEP est majoritaire pour plus de la moitié des médicaments, jusqu'à un facteur 10 pour le losartan ou l'abacavir, alors que l'oxazépam et la carbamazépine proviennent aux 2/3 de l'amont.** Les mesures effectuées pour les filtres UV suggèrent une source amont largement majoritaire.

Par ailleurs, le suivi annuel des flux entrant dans l'estuaire à Saint-Macaire indique des variations d'un facteur 4 selon la période de l'année, les valeurs les plus faibles ayant été observées en été.

Le profil longitudinal indique une dilution progressive avec les eaux marines de l'amont vers l'aval lorsque les molécules sont apportées majoritairement par l'amont. Dans le cas d'un apport majoritaire par les STEP de l'agglomération bordelaise, les concentrations relevées à Bordeaux peuvent être jusqu'à 5 fois supérieures aux concentrations des autres points (cas de l'abacavir).

Les concentrations aux différents points de l'estuaire sont anti-corrélées aux débits, comportement typique d'une dilution. Pour les molécules bien dégradées en STEP, des augmentations ponctuelles de concentration s'ajoutent au profil de dilution lors des épisodes de fortes pluies ayant entraîné le rejet d'effluents non traités.

**Les concentrations en phase particulaire** suivent la même évolution longitudinale que celles en phase dissoute. En dépit de faibles concentrations sur les particules, la forte teneur en MES engendre une proportion élevée de substances pharmaceutiques fixées sur les particules, jusqu'à 74 % dans le cas de propranolol.

Puisqu'on compte 4 à 5 mégatonnes de particules en suspension dans le bouchon vaseux, il est possible d'estimer que celui-ci contient 4 à 5 kg d'oxazépam, 1,6 à 2 kg de carbamazépine et 10 à 13 kg d'acébutolol sous forme particulaire, si ces molécules n'y sont pas dégradées.

#### 4.3.4.2. Le rôle du bouchon vaseux sur les molécules pharmaceutiques dans l'estuaire de la Gironde

**La dégradation biotique des médicaments est accélérée pour des teneurs en MES croissantes. Cependant, à des concentrations en MES caractéristiques du bouchon vaseux, de l'ordre du gramme par litre et au-delà, les cinétiques n'évoluent plus sensiblement.** L'influence des MES sur la vitesse de biodégradation est particulièrement notable en-deçà de 500 mg.L-1, c'est-à-dire quand une molécule issue de l'amont rencontre le début du panache de particules du bouchon vaseux.

L'équilibre entre la phase dissoute et la phase particulaire est fonction de la concentration en MES: plus la concentration en MES est faible, plus l'affinité des substances pharmaceutiques pour les particules est élevée.

Par conséquent, si la phase particulaire n'est pas le vecteur majoritaire de la contamination en médicaments, l'adsorption des médicaments à sa surface pourrait leur conférer une certaine stabilité ralentissant leur dégradation.

En dépit de concentrations faibles sur les particules et de coefficients de partage dissous-particulaire globalement en faveur de la phase dissoute, la forte teneur en MES engendre une proportion non négligeable de médicaments fixés sur les particules. Les quantités de particules en suspension dans le bouchon vaseux **peuvent ainsi séquestrer, suivant les substances, plusieurs kilogrammes de médicaments.**

***Cependant, le partage dissous-particulaire doit être étudié le long du gradient de salinité : il est en effet possible, par effet « salting out », que la proportion de substances pharmaceutiques fixée aux particules augmente ; le dépôt de ces particules dans les vasières Ouest Gironde et Sud Gironde pourrait alors constituer un stock de composés pharmaceutiques, s'ils ne sont pas dégradables.***

#### **4.4. EFFETS OBSERVES SUR LES ORGANISMES DE L'ESTUAIRE DE LA GIRONDE**

L'écosystème estuarien est soumis à différentes contraintes environnementales qui représentent autant de sources de stress pour les organismes. Aux sources liées à des facteurs naturels comme le mélange des eaux marines et des eaux douces, s'ajoute la pression anthropique résultant des activités et des apports de contaminants chimiques dans l'estuaire et en amont. Ces différentes sources de stress sont susceptibles d'influencer les organismes directement ou indirectement.

##### **4.4.1. Une typologie caractérisée par une grande instabilité des processus hydrosédimentaires**

Les processus hydrosédimentaires estuariens influencent directement l'écosystème. Quatre sources d'instabilité entraînent des modifications régulières des habitats et de la qualité des eaux et peuvent être identifiées comme sources de stress :

- dynamique et instabilité générale du milieu ;
- présence du bouchon vaseux dans l'estuaire ;
- hydrodynamisme et transport particulaire ;
- variabilité de la couverture sédimentaire dans l'estuaire aval.

Les types de zones géographiques ont aussi un rôle important, puisqu'elles peuvent influencer les déplacements des organismes à la recherche de nourriture et/ou d'un habitat approprié à leurs besoins, mais également favoriser une assimilation des contaminants par les organismes suivant la nature même du sédiment et de leur position de la chaîne trophique.

Plusieurs variables comme le pH, l'alcalinité, la concentration en ligands ou la présence de surface d'adsorption peuvent affecter la disponibilité des éléments et de ce fait influencer son impact sur les organismes vivants.

Les processus d'accumulation des contaminants dans les organismes sont ainsi définis selon plusieurs mécanismes, la bioconcentration, la bioaccumulation et la bioamplification dont on peut rendre compte à partir de plusieurs facteurs :

- la bioconcentration est le phénomène par lequel une substance chimique pénètre directement du milieu ambiant dans un organisme vivant. Dans notre contexte, ce passage se fait directement de l'eau à l'organisme, par voie cutanée, digestive et/ou respiratoire. La substance considérée s'accumule dans l'organisme, conduisant à une concentration plus

élevée dans l'organisme ciblé que dans le milieu ambiant ;

- la bioaccumulation est le phénomène qui conduit à l'accumulation par un organisme d'une substance chimique à une concentration supérieure à celle de son milieu de vie. La bioaccumulation englobe donc l'absorption par la voie directe (bioconcentration) et l'absorption par la voie trophique ;
- la bioamplification est le phénomène selon lequel un contaminant se transmet à un consommateur par sa nourriture, aboutissant ainsi à une concentration plus importante dans l'organisme du prédateur que dans celui de la proie qu'il consomme. Ce phénomène se rencontre classiquement dans le cas du mercure et des contaminants organiques (PCB), et plus particulièrement ceux qui sont peu métabolisables.

#### 4.4.1.1. Biodisponibilité et bioconcentration des ETM

Le comportement chimique des ETM dans l'environnement dépend de leur nature et de leur spéciation. Leurs effets écologiques et physiologiques sont intimement liés à leur spéciation. En milieu aquatique, les ETM s'associent à des ligands organiques et inorganiques du milieu, comme les ions majeurs, la matière organique ou bien les particules en suspension.

Toutefois, l'assimilation et la probable accumulation des ETM dans la biota dépendront de plusieurs facteurs biotiques propres à l'espèce comme les processus de nutrition (taux d'ingestion, taux de filtration, excrétion), le cycle de vie de l'organisme et/ou la réponse de l'organisme envers l'élément considéré.

#### 4.4.1.2. Biodisponibilité et bioconcentration des PCB et HAP

**Les PCB**, une fois introduits dans l'environnement, se disséminent dans l'ensemble des compartiments de l'écosystème. Ces composés vont impacter les êtres vivants, soit par exposition directe de l'organisme au milieu, soit par exposition par voie trophique, l'organisme se contaminant par les proies qu'il consomme. Ces mécanismes de transfert, d'accumulation et de transformation sont régis par différents paramètres dont les propriétés physico-chimiques et les espèces biologiques considérées. Les propriétés physico-chimiques des PCB (Log Kow importants, faibles solubilités) et leurs interactions avec le milieu naturel définissent la fraction biodisponible de ces contaminants, c'est-à-dire la fraction qui peut être accumulée par un organisme. Ainsi, les PCB vont se disperser dans tous les organismes vivants et vont avoir tendance à se bioaccumuler dans les réseaux trophiques.

Les produits pharmaceutiques sont issus de leurs diverses utilisations faites par l'homme. Par exemple, les antiépileptiques (carbamazépine et gabapentine), les antiviraux (cyclophosphamide et abacavir) et certains pesticides (S-métachlore et ses métabolites OA et ESA), regroupés sous le terme de polluants émergents, sont communément détectés dans le milieu aquatique. Ces composés, contenant des molécules actives, sont susceptibles de présenter un risque environnemental non négligeable. Aussi, des études ont été menées dans le cadre du projet « Etiage » sur des bivalves afin d'en évaluer l'impact.

### 4.4.2. La contamination par le PCB

#### 4.4.2.1. La contamination des premiers maillons du réseau trophique estuarien

Le suivi de la contamination globale en PCB des premiers maillons de la chaîne trophique, par Mlle Tapie, de 2003 à 2004, est résumé sur la Figure 27.



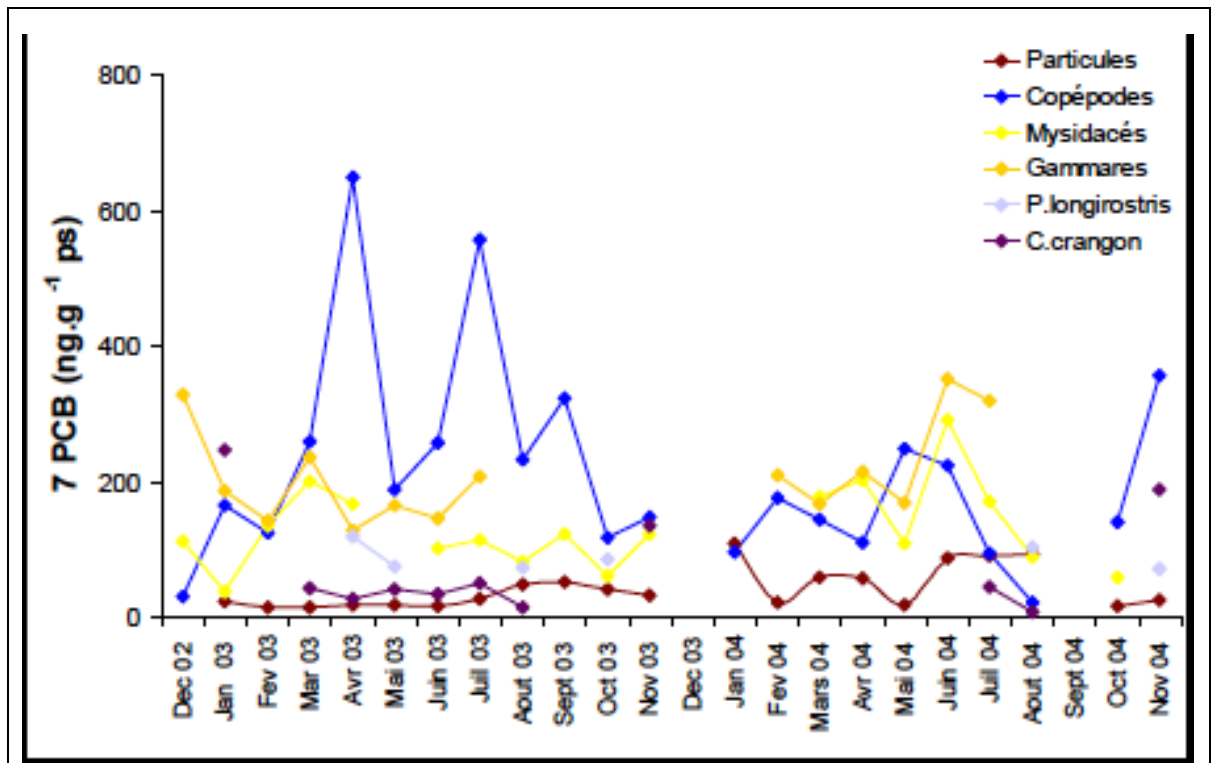


Figure 27 : Synthèse des niveaux de contamination en PCB des premiers maillons du réseau trophique de l'estuaire de la Gironde (Tapie, 2006)

La contamination du réseau trophique pélagique de l'estuaire de la Gironde a été étudiée de façon approfondie. Les niveaux de contamination en PCB des premiers maillons du réseau trophique ont été caractérisés. Le compartiment abiotique présente un niveau de contamination faible (particule 40 ng.g<sup>-1</sup> ps) alors que le compartiment planctonique et les petits crustacés associés présentent des niveaux plus élevés (copépodes : PCB = 220 ± 50 ng.g<sup>-1</sup> ps ; mysidacés : PCB = 130 ± 62 ng.g<sup>-1</sup> ps ; gammarès : PCB = 210 ± 72 ng.g<sup>-1</sup> ps ; crevettes blanches : PCB = 90 ± 20 ng.g<sup>-1</sup> ps ; crevettes grises : 80 ± 20 ng.g<sup>-1</sup> ps). Ces niveaux de contamination et leurs variations semblent liés au cycle de vie des espèces, à leur régime trophique et à leur physiologie intrinsèque.

Il semblerait que le réseau trophique de l'estuaire de la Gironde basé sur le compartiment détritique conduise à un phénomène particulier.

Dans l'estuaire de la Gironde, les copépodes se nourrissent sur le pool nutritif qui correspond dans cette étude à la phase particulaire, avec un régime alimentaire carnivore préférentiellement constitué de microzooplancton. Dans l'état actuel des connaissances, les gammarès semblent présenter un régime alimentaire omnivore basé sur du matériel détritique, du micro et du mésozooplancton. Les gammarès et les copépodes présentent des niveaux de contamination moyens plus élevés que les autres espèces (environ 200 ng.g<sup>-1</sup> ps pour les PCB). Les mysidacés et les crevettes présentent des niveaux de contamination moindres (aux alentours de 100 ng.g<sup>-1</sup> ps pour les PCB), vraisemblablement dus à des capacités d'élimination..

Les phénomènes influençant les variations de contamination des organismes semblent multiples.

Le système estuarien est un système complexe où de nombreux phénomènes sont à prendre en compte. Les niveaux de PCB dans les organismes semblent également fortement corrélés à leur cycle de vie, ce qui confirme l'intérêt des études intégrées pluridisciplinaires couplant une approche chimie / physiologie / écologie pour comprendre les mécanismes de transfert des PCB dans les milieux aquatiques et leur impact sur les consommateurs terminaux.

#### 4.4.2.2. La contamination en PCB chez les poissons : le maigre, la sole, le mullet, l'anguille et le flet

La thèse de Tapie (2006) a permis de comparer la contamination en PCB entre plusieurs espèces de poissons.

Les niveaux de contamination moyens obtenus en PCB dans les espèces prélevées sont présentés dans le Tableau 1). Si l'on considère la contamination du muscle en ng.g<sup>-1</sup> ps, le poisson le plus contaminé dans l'estuaire est l'anguille.

C'est également la seule espèce échantillonnée dans le cadre de cette étude à présenter un niveau contamination du muscle équivalent à celui du foie. Cette tendance s'explique par le fait que le muscle d'anguille est un tissu relativement gras (36 ± 22 % de lipide par gramme de matière sèche contre 15 ± 5 % dans le foie dans le cadre de cette étude). Les composés étudiés PCB étant particulièrement lipophiles, ils vont donc avoir tendance à s'accumuler dans les tissus les plus gras.

	ng.g <sup>-1</sup> ps		ng.g <sup>-1</sup> lipide	
	Muscle	Foie	Muscle	Foie
Anguille	679 ± 356	716 ± 433	3562 ± 4907	4999 ± 2808
Maigre	166 ± 20	531 ± 126	1514 ± 215	1899 ± 376
Sole	28 ± 11	365 ± 316	2130 ± 946	2095 ± 1405
Mulet	96 ± 17	508 ± 398	508 ± 398	2008 ± 1287

Tableau 1 : Niveaux de contamination en PCB des poissons analysés exprimée en ng.g<sup>-1</sup> et ng.g lipide (d'après Tapie, 2006)

Pour les autres espèces que l'anguille, le profil classique de contamination correspond au foie plus contaminé que le muscle. Le foie est l'organe de détoxification par excellence et présente également pour ces espèces une teneur lipidique supérieure à celle observée dans les muscles, expliquant ainsi son plus fort niveau de contamination.

La sole est le poisson le moins contaminé. Cela s'explique par deux phénomènes ; premièrement la sole est un poisson maigre dont les tissus contiennent une quantité de lipide faible (de l'ordre de 1% de lipide par gramme de muscle en poids sec), d'autre part, c'est un poisson aux moeurs plus océaniques qu'estuariennes, qui ne se rapproche des côtes qu'en fin d'hiver pour la période de reproduction. Cette espèce n'est donc pas soumise en continu à la contamination de l'estuaire de la Gironde.

Mais, le niveau de contamination en PCB du maigre est plus élevé que celui du mullet.

Des analyses plus poussées sur l'anguille (Tapie., 2006) montrent le fort niveau de contamination des anguilles de l'estuaire de la Gironde en PCB. La voie majoritaire de contamination des PCB est la voie trophique. L'origine de la contamination des anguilles se trouve donc dans leur alimentation. Avec des **anguilles de l'estuaire amont plus contaminées que celles de l'estuaire aval et des zones fluviales.**

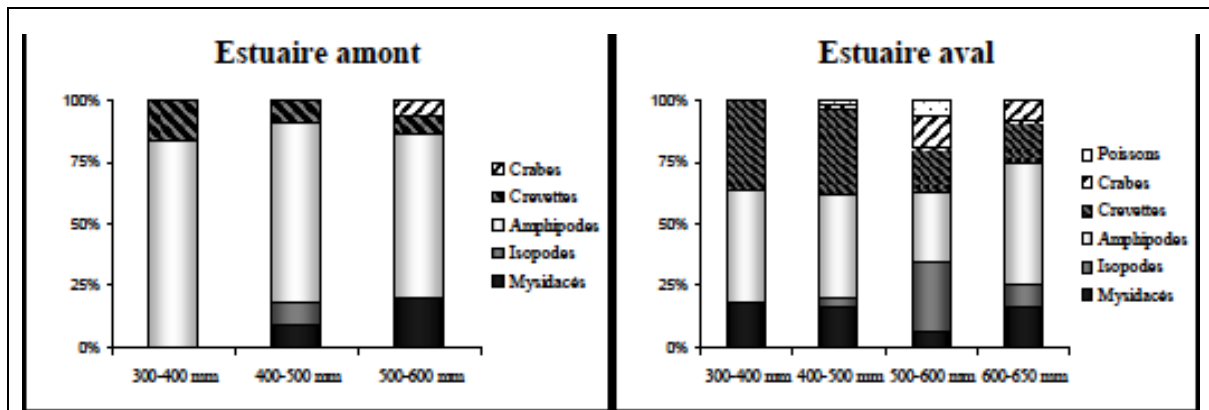


Figure 28 : Importance relative de chaque catégorie de proie dans le bol alimentaire de l'anguille européenne (Pascaud, 2006)

Le régime trophique semble expliquer partiellement les différences de contamination observées. **Les anguilles échantillonnées sur la zone aval de l'estuaire salé se nourrissent sur des proies moins contaminées (crevettes par exemple) que celle échantillonnées en estuaire amont, qui se nourrissent d'amphipodes** (Figure 28).

Cependant il faut garder à l'esprit que l'anguille est une espèce mobile et que son lieu de capture n'est pas nécessairement le lieu où elle a passé sa vie. Il pourrait être intéressant de corréliser les résultats de contamination avec les histoires de vie des anguilles.

Les anguilles de l'estuaire de la Gironde ne présentent pas des niveaux de contamination aussi élevés que les anguilles de l'Hudson (plus de 2000 ng.g<sup>-1</sup> pf) historiquement très fortement contaminée par les PCB, mais les niveaux de contamination reste élevés en comparaison avec le reste de données européennes et françaises.

Concernant le flet, une comparaison inter-estuaires des niveaux de contamination en PCB a été menée. Les muscles et les foies de 10 individus (5 mâles, 5 femelles) ont été prélevés dans les estuaires de la façade atlantique (Seine, Ster, Vilaine, Loire Gironde) et ont été analysés individuellement.

Ces analyses de niveaux de contamination du flet dans les différents estuaires atlantiques français permettent de situer le niveau de contamination de l'estuaire de la Gironde.

Les flets issus de l'estuaire de la Gironde présentent le niveau de contamination le plus élevé après les flets pêchés en Seine, soit pour les PCB environ 250 ng.g<sup>-1</sup> ps dans le muscle (contre 580 ng.g<sup>-1</sup> ps dans le muscle pour la seine) et 950 ng.g<sup>-1</sup> ps dans le foie (contre 2128 ng.g<sup>-1</sup> ps dans le foie pour la seine).

Le foie est un organe de détoxification, lieu de transit et de stockage des contaminants. De plus, chez le flet, le foie présente une teneur lipidique plus importante que le muscle (respectivement 15 et 5 % de lipide par gramme de matière sèche), ce qui explique l'affinité des PCB pour cet organe.

Les femelles présentent un niveau de contamination en PCB du foie significativement plus important que les mâles. Ce phénomène semble lié au fait que le foie synthétise une protéine de réserve, la vitellogénine, en période de reproduction, qui servira de substance de réserve pour assurer la croissance des oeufs une fois fécondés.

#### 4.4.3. Contamination en ETM

L'étude porte sur contamination en ETM des bivalves *Crassostrea gigas*, *Scrobicularia plana*, crevettes blanches et anguilles. Ces espèces ont différents régimes trophiques, de ce fait, la contamination polymétallique par voie trophique est variable selon les espèces.

#### 4.4.3.1. La contamination des crevettes

KING WAN Gladys en 2008 (KING WAN Gladys., 2008) a caractérisé les niveaux de contamination de cinq ETM (Cd, Cu, Zn, Pb, Hg) sur les crevettes, sur plusieurs sites de l'estuaire (Figure 29).

Les crevettes ne présentant pas de très fortes concentrations métalliques par rapport aux bivalves. Les résultats montrent que les crevettes semblent pouvoir se décontaminer car elles subissent des mues successives au cours de leur vie. De plus elles ont de très fortes capacités d'excrétion compensant les entrées métalliques et un cycle de vie plus court que les bivalves. Ainsi elles bioaccumulent moins que les bivalves. En outre, de l'amont vers l'aval, les concentrations en métaux diminuent, du fait du mélange des masses d'eau dans l'estuaire. On a un effet dilution et de désorption à cause du gradient de salinité.

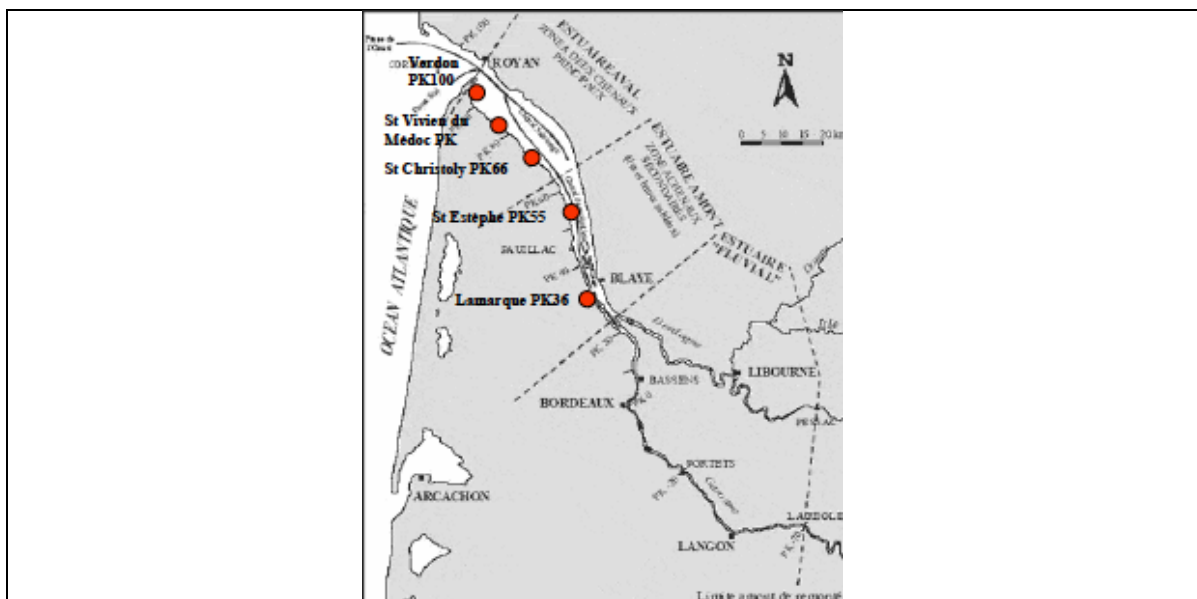


Figure 29 : Localisation des différentes stations d'échantillonnage, exprimée en points kilométriques (PK) dont l'origine est le pont de pierre de Bordeaux (PK0), afin de faciliter leur positionnement géographique (d'après KingWan., 2008).

#### 4.4.3.2. La contamination sur les bivalves

##### 4.4.3.2.1. Dans l'estuaire de la Gironde

L'étude menée par KING WAN Gladys en 2008 a permis également de caractériser les niveaux de contamination des cinq ETM (Cd, Cu, Zn, Pb, Hg) sur les bivalves *Crassostrea gigas* et *Scrobicularia plana* (Figure 29).

De par son régime trophique, *C. gigas* montre de fortes concentrations en Cu, Cd et Zn assimilées par voie directe. *C. gigas* concentre les ETM Cu, Cd et Zn, sur le site de St Chistoly et moins sur les autres sites. Ces ETM sont davantage biodisponibles à St Christoly, zone mésohaline de l'estuaire (Figure 30).

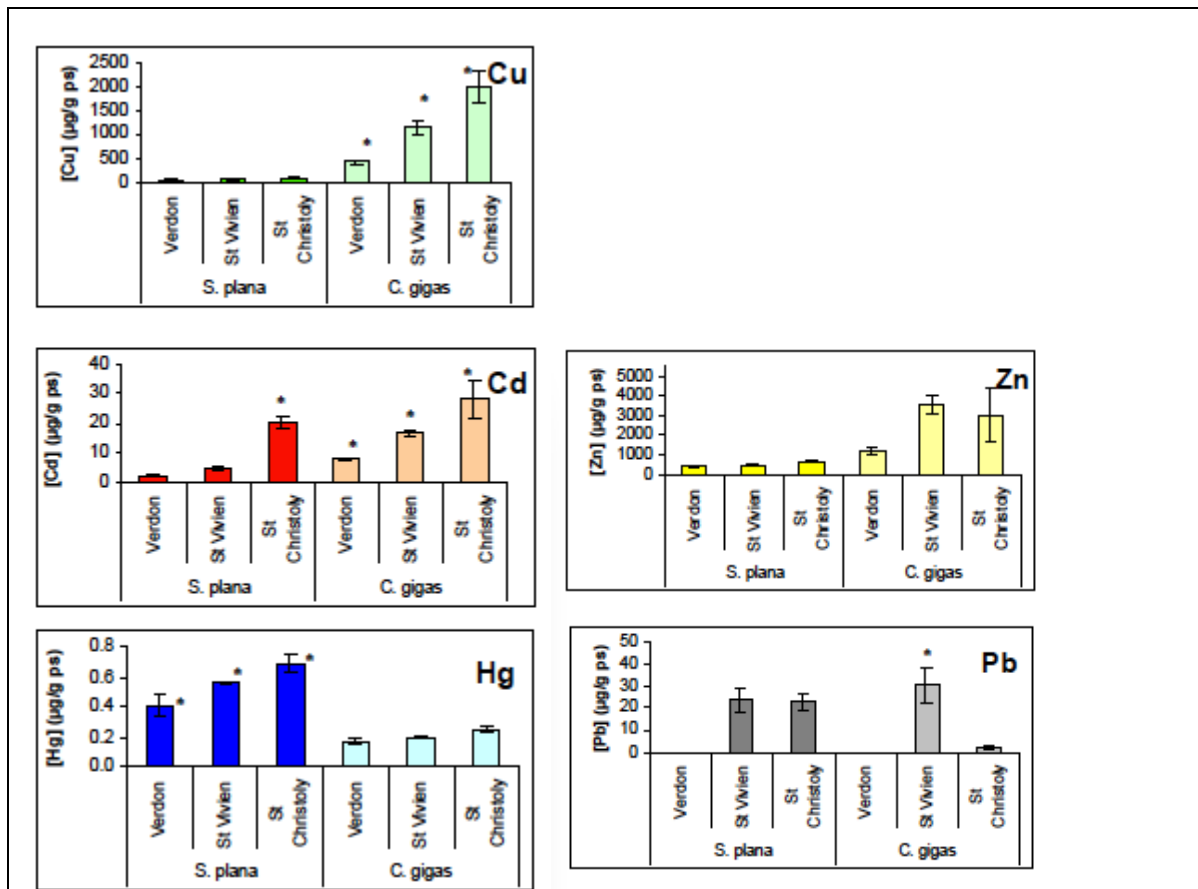


Figure 30 : Comparaison intersites des niveaux de contamination métallique chez les bivalves (d'après KingWan., 2008).

Chez *S. Plana*, les concentrations bioaccumulées en Cu, Cd et Zn sont plus faibles que *C. Gigas*. Ceci s'explique de part le régime alimentaire de *S. Plana* qui vit enfouie dans les sédiments vaseux. Leur siphon fouille la surface du sédiment mais aussi la crème de vase, interface à très forte turbidité entre l'eau de la mer et le fond vaseux, qui est peut-être moins contaminé que les eaux estuariennes. Pour ce qui est du Hg, les bactéries peuvent transformer le Hg en méthylmercure et *S. plana*, organisme intrasédimentaire, s'alimente à l'aide de ces siphons à la surface du sédiment. Cette espèce absorbe des particules sédimentaires et autres détritiques, et de ce fait, cela pourrait expliquer son niveau de contamination en mercure plus élevé que les deux autres espèces : *C. gigas* et les crevettes.

*S. plana* est moins contaminé par les autres métaux mais présente une concentration plus importante en Hg, car il est détritivore et endobenthique.

Des analyses, sur des corbiculas mettent aussi en évidence l'impact de la qualité de l'eau de l'estuaire sur la croissance, l'accumulation en métaux et la réponse génétique des corbicules au niveau de l'agglomération bordelaise dans la Garonne moyenne, particulièrement en période estivale en raison des conditions hypoxiques régnant souvent dans cette zone à l'étiage (programme ETIAGE). Les organismes ont une capacité en terme de détoxification (et de lutte contre le stress oxydant) Mais des études plus poussées sur la teneur en métaux de l'eau et des paramètres physicochimiques permettraient de mieux comprendre ces résultats.

#### 4.4.3.2.2. De l'estuaire de la Gironde vers Marennes

L'étude menée dans le cadre du défi cadmium, par Magalie Baudrimont et Denis Fichet, entre 2006 et 2007 a permis de suivre l'impact des métaux sur les huitres sur des stations réparties dans l'estuaire et autour de l'île d'Oléron.

Sur chacune des stations, des analyses concernant les teneurs en métaux dans les huitres ont été menées tous les 3 mois. L'objectif est de discriminer, sur de petites échelles spatiales et temporelles (telles que les saisons), les apports en contaminants métalliques biodisponibles et captés par les huitres (Figure 31 : Réseau de biosurveillance des métaux sur le littoral développé dans le cadre du défi cadmium (Défi Cadmium, M Baudrimont, 2009)).

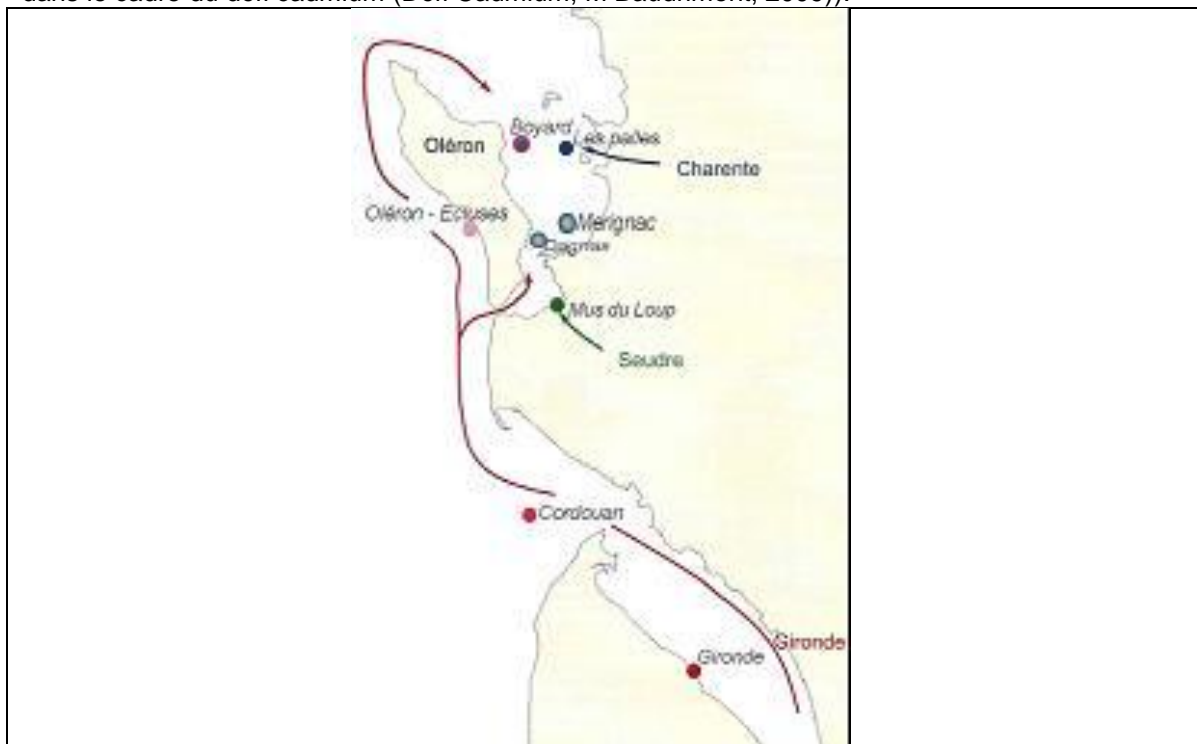


Figure 31 : Réseau de biosurveillance des métaux sur le littoral développé dans le cadre du défi cadmium (Défi Cadmium, M Baudrimont, 2009)

**Pour l'ensemble des métaux, les plus fortes concentrations sont rencontrées dans les zones estuariennes de la Gironde et de la Charente.**

L'analyse des tissus des huitres, sur les 4 périodes suivies, a permis de mettre en avant les influences de chaque station en métaux :

- les stations de Gironde, Les Palles et Mus du Loup sont surtout soumises à des influences continentales « type estuaire » ;
- les stations de Cordouan, Oléron et Boyard sont soumises aux influences océaniques ; mais en période de crue, Cordouan devient sous influence de la Gironde. Cela est corrélé avec l'étude qui présente l'influence du panache Gironde sur Cordouan lors de crues ;
- dans des conditions, de vents et de débits, définies précédemment le panache influence les Pertuis nord et sud de la Baie de Marennes Oléron, comme démontré précédemment sur le transfert du cadmium vers Marennes Oléron.
- les stations de Dagnas et Meringnac sont plutôt soumises à des zones de mélange.

**Concernant les facteurs d'enrichissement, les huîtres ont la capacité de réguler et excréter plus facilement le Cu et Zn que le Cd, Hg et Pb. Au global, les concentrations en Cd dans les huîtres sont importantes alors que pour le Hg et le Pb, les concentrations ne dépassent en aucune situation le seuil sanitaire.**

#### 4.4.3.2.3. Les potentialités de développement d'une activité ostréicole dans les Marais du Nord-Médoc

L'étude scientifique de Magalie Baudrimont datée de septembre 2014 fait suite aux réserves émises par la DGAL en mai 2011 quant à l'exploitation des huîtres dans ces mêmes marais.

Les objectifs de cette étude sont guidés par la volonté de valorisation économique des marais du Nord-Médoc par le développement d'activités ostréicoles, et notamment de l'affinage d'huîtres adultes. En effet, les marais représentent des zones de production riches en ressources nutritives pour les filtreurs, notamment en phytoplancton.

L'étude montre que :

- les huîtres, provenant du Bassin d'Arcachon, introduites dans les marais ont une bonne capacité de croissance en termes de remplissage de la coquille (indices de condition) sur les périodes considérées, et d'autre part, ont une accumulation modérée en cadmium et plomb, les concentrations restant systématiquement inférieures aux seuils autorisés pour la consommation humaine. L'ensemble des autres éléments métalliques étudiés montre une tendance générale à la diminution des concentrations ;
- une décontamination significative des huîtres de l'estuaire de la Gironde, dans les marais, avec des valeurs en cadmium au-dessous du seuil de consommation humaine après en moyenne 200 jours de transplantation (6 mois), ainsi qu'une réduction des autres métaux ;
- des décroissances très significatives enregistrées notamment pour le cadmium dans les marais, de l'ordre de 70 à 80 % sur une période de 10 ans (entre 2000-2001 et 2013-2014) pour la décontamination de naissain d'huîtres provenant de l'île de Ré dans les marais du Nord Médoc, alors que sur la même période, une décroissance de seulement 50% du Cd a été enregistrée dans les huîtres de La Fosse (données ROCCH de l'IFREMER).
- sur le long terme une réduction de la concentration en cadmium dans l'estuaire de la Gironde.

#### 4.4.3.3. Les poissons

##### 4.4.3.3.1. L'impact sur les alose feinte (*Alosa fallax*), anguille (*Anguilla anguilla*), maigre (*Argyrosomus regius*), bar franc (*Dicentrarchus labrax*), mullet (*Liza ramada*), flet (*Platichthys flesus*) et sole

La mesure du niveau de bioaccumulation de Cu, Cd, Zn, et Hg (Massarin., 2006) chez 7 espèces de poissons pêchées en 2004 dans l'estuaire de la Gironde : alose feinte (*Alosa fallax*), anguille (*Anguilla anguilla*), maigre (*Argyrosomus regius*), bar franc (*Dicentrarchus labrax*), mullet (*Liza ramada*), flet (*Platichthys flesus*) et sole commune (*Solea solea*), montre :

- le Cd s'accumule particulièrement au niveau du foie et des reins très riches en métallothionéines, protéines impliquées dans la séquestration des métaux ; et plus faiblement au niveau musculaire chez les différentes espèces. Le muscle et les branchies ne sont pas des tissus de stockage pour ce métal. La contamination se fait par voie trophique.
- le Cu et Zn sont retrouvés à de plus fortes concentrations dans les différents organes. Le Cu, majoritairement présent dans le foie de *L. ramada*, *S. solea* et *D. labrax*, sans doute associé aux métallothionéines ;

- les faibles concentrations de Hg au niveau branchial montrent que les poissons se contaminent essentiellement par la voie trophique ;

En 2001, l'espèce *L. ramada* est apparue comme la plus contaminée, tous métaux et organes confondus, suivie par *A. anguilla* et *A. fallax*. Globalement, en 2006, Massarin a montré que *A. anguilla* et *A. fallax* sont les 2 espèces les plus contaminées. Les niveaux de bioaccumulation de Cd élevés dans le foie et les reins de ces 2 espèces peuvent s'expliquer par leur position élevée dans les réseaux trophiques. Les concentrations de Cd mesurées dans les mulets sont parmi les plus élevées. Il s'agit en effet d'un poisson omnivore se nourrissant des éléments nutritifs situés à la surface du sédiment ou des rochers. Son régime alimentaire peut donc expliquer les concentrations élevées de Cd dans les organes de stockage : foie et reins.

Le maigre est (en 2001 et 2006) l'espèce la moins contaminée. Cette espèce est généralement inféodée à la partie la plus marine de l'estuaire et fait de nombreuses incursions océaniques dès son premier hiver. On peut donc supposer que les faibles concentrations des 4 métaux dans *A. regius* sont dues à son faible temps de résidence dans l'estuaire de la Gironde.

La comparaison des campagnes 2001 et 2004 chez la sole ne montre aucune différence significative de bioaccumulation des 4 métaux, ce qui laisse supposer que les concentrations de Cd, Cu, Zn et Hg n'ont pas évolué dans l'estuaire de la Gironde en l'espace de 3 années.

Des études plus spécifiques sur l'anguille (Pierron et al., 2007) démontrent différentes voies et conditions d'accumulation des métaux par cette espèce. En particulier, le cadmium est plus accumulé par la voie trophique que par la voie directe (par l'eau) dans le système Garonne-Dordogne-Gironde, conduisant à des accumulations très élevées dans le foie et les reins. Les anguilles les plus contaminées, et donc les plus impactées par cette contamination, se situent dans la Garonne comparativement à la Dordogne ou à la Gironde, car elles se nourrissent de proies intra-sédimentaires qui sont plus contaminées à l'amont (en raison des apports de la rivière Lot) qu'à l'aval de ce système.

De même que pour les PCB, les anguilles situées en amont de l'estuaire (aval de la confluence Lot-Garonne) sont moins contaminées en cadmium que les anguilles de l'estuaire. Le régime trophique semble expliquer les différences de contamination observées puis que les anguilles sur la zone amont se nourrissent d'organismes contaminés par les sédiments alors qu'en aval de l'estuaire salé les proies sont moins contaminées (crevettes par exemple) (Figure 28).

De plus, la saison joue également sur la capacité de anguilles à bioaccumuler du cadmium. En période estivale, l'hypoxie entraînerait une augmentation de la ventilation des organismes et amplifierait la contamination par voie directe. De plus, en période d'étiage, le débit de la Garonne étant plus faible, les métaux sont moins dilués dans la colonne d'eau et leurs bioaccumulations seraient favorisées. Ceci démontre un impact de la physico-chimie sur la bioaccumulation dans le foie d'anguilles.

La concentration du cadmium et surement d'autres métaux et polluants influe sur le comportement de l'anguille mais surtout sur sa capacité à se reproduire et son devenir. En effet, des essais en laboratoires réalisés par Pierron et al. (2007, 2008 et 2009) démontrent l'impact du cadmium sur la maturation sexuelle des anguilles et leur réserve lipidique :

- le cadmium influe sur la maturation des ovocytes de l'anguille et ceux ci n'arrivent pas à leur terme avant la reproduction ;
- la bioaccumulation du cadmium dans l'organisme de l'anguille, via son alimentation, impacte sur le stockage des lipides dans l'organisme de l'anguille et sur sa migration. L'anguille utilise des lipides pour « détoxifier » son organisme en cadmium. Son stock de lipides réduit, semble empêcher les anguilles d'arriver au terme de leur migration ;



#### **4.4.4. Contamination par les composés pharmaceutiques**

Les analyses sont en cours, dans le laboratoire EPOC de l'université de Bordeaux et devraient apporter certainement de nouvelles données originales sur les contaminants métalliques et organiques représentatifs de la Garonne estuarienne, et rien n'est précisé dans la bibliographie étudiée.

#### **4.4.5. Synthèse**

Les résultats des analyses sur les poissons et les bivalves confirment une variation spatio-temporelle de l'accumulation métallique avec une plus forte contamination à l'aval des organismes filtreurs (huîtres), alors que les poissons tels que l'anguille sont plus contaminés dans la Garonne en raison de la richesse du sédiment en Cd et de la contamination plus importante de leurs proies. Autour de l'agglomération bordelaise, les corbicules sont plus contaminées à l'aval de Bordeaux par rapport à l'amont, en ce d'autant plus en période estivale en raison des périodes d'hypoxie, comme pour les autres métaux. Malgré la capacité d'adaptation des organismes, le stress oxydant de la Garonne, pourrait affecter leurs dépenses énergétiques au détriment de leur croissance, voire de leur survie. Au vu des résultats, il semblerait nécessaire de limiter les rejets de contaminants provenant des STEP ou des activités amont du bassin versant en période d'étiage. Et, également la remobilisation des contaminants dans l'estuaire.

## 5. VALIDITE DES DONNEES ET JUSTIFICATION CONCERNANT L'ACQUISITION DE NOUVELLES DONNEES

### 5.1. VALIDITE DES DONNEES

La majorité des connaissances et données sur lesquelles nous avons travaillé est issue des actions de recherche et des études menées par les universités et les laboratoires de recherche de Bordeaux.

Ces données abordent aussi bien les aspects physico-chimiques, biologiques et écologiques.

Bien que la connaissance sur les sujets abordés semble importante, il reste des connaissances à acquérir pour accompagner la définition du plan de gestion des sédiments, et détaillé ci-dessous.

### 5.2. JUSTIFICATION CONCERNANT L'ACQUISITION DE NOUVELLES DONNEES

A l'issue de cette première analyse des données disponibles, un certain nombre de nouvelles acquisitions permettraient d'améliorer les connaissances à 3 niveaux différents :

1. Effets des opérations de dragage et d'immersion :
  - Qualifier la concentration des contaminants ETM, PCB, HAP et composés pharmaceutiques dans les sédiments dragués : prélèvements dans le puits de drague, juste après le dragage et avant clapage ; en effet, les données du GPMB concernant la qualité des sédiments ne correspondent pas forcément aux sédiments dragués<sup>1</sup> ;
  - Evaluer le taux de dispersion des sédiments (ceci à court terme – cf. fiche n°2) et de ces contaminants avec la nouvelle drague sur les zones de clapage, au moment du clapage (en complément de l'étude réalisée en 2005 par GEOTRANSFERT « Etude de la remise en suspension des sédiments par les dragages et de la solubilisation de 8 éléments traces métalliques associés »). L'objectif de l'acquisition de ces informations est double :
    - Intérêt dans le cadre de la modélisation ;
    - Intérêt dans le cadre des dossiers réglementaires (analyse des impacts).

De plus, dans ce cadre, des mesures de suivis pourraient être envisagées telles que l'évaluation, sur les zones de clapage, de la concentration en contaminants (ETM, PCB, HAP) des organismes du premier maillon de la chaîne trophique (macro-benthos et méiofaune) ; ceci avant et après clapage (échelle de temps des suivis : plusieurs semaines ou mois). L'objectif serait d'évaluer l'impact des clapages sur la

---

<sup>1</sup> En effet, les campagnes d'analyses actuelles sur les zones draguées ne sont réalisées juste avant le dragage ; par conséquent, des sédiments peuvent se déposer entre la date de prélèvement et les opérations de dragage.

contamination de ces organismes et leur capacité de décontamination. Cette étude permettrait de définir l'impact des clapages sur ces organismes et les temps de retour sur les sites dédiés ;

2. Recontextualiser l'effet des dragages et des immersions dans le système naturel estuarien (améliorer la vision des dragages/immersions à l'échelle de l'estuaire) :
  - Actualisation des flux nets de MES et les contributions des dragages sur les flux totaux ;
  - Actualisation / réalisation d'un bilan massique des quantités de cadmium et de PCB présentes dans l'estuaire : l'objectif est d'évaluer le temps nécessaire pour la « décontamination » de l'estuaire ou le temps nécessaire avant que les poissons ne soient plus contaminés en PCB ou les huîtres de l'estuaire en cadmium ;
  - Réalisation des analyses des contaminants ETM, PCB, composés pharmaceutiques sur des carottes profondes dans l'estuaire, en dehors et dans le chenal de navigation pour connaître les concentrations en profondeur sur ces différents sites ;
3. Recherche – approfondissement de la thématique « contamination » : ces acquisitions ne sont donc pas indispensables à l'établissement du plan de gestion. Elles amélioreraient la connaissance de la contamination, à moyen-long terme :
  - Evaluer l'impact écotoxicologique des résidus médicamenteux sur les organismes le long de la chaîne trophique ; notamment lors de remise en suspension des sédiments par le clapage ;
  - Réaliser des mesures le long d'un transect longitudinal de plusieurs dizaines de kilomètres, avant, dans et après le bouchon vaseux, afin de valider l'évolution de la partition dissous-particulaire ;
  - Réaliser des expériences de dégradation in-vitro permettant de caractériser ces sous-produits des composés pharmaceutiques avant de les rechercher dans l'environnement ;
  - Poursuivre les études écotoxicologiques sur la chaîne trophique pour comprendre le fonctionnement et les impacts possibles.