



**CONTAMINATION EN POLYCHLOROBIPHENYLES (PCB)
DES ANGUILLES
DU SYSTEME FLUVIO ESTUARIEN DE LA GIRONDE**

RAPPORT FINAL NOVEMBRE 2006

N. TAPIE ⁽¹⁾, H. BUDZINSKI ⁽¹⁾, P. ELIE ⁽²⁾, P. GONTHIER ⁽²⁾

**1. Laboratoire de Physico- et Toxicochimie des Systèmes Naturels (LPTC) - UMR 5472
CNRS, 351 crs de la Libération, Université Bordeaux I, 33405 TALENCE Cedex, FRANCE**

**2. Unité "Ecosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins", CEMAGREF
50, avenue de Verdun - 33612 CESTAS Cedex, FRANCE**



Partenaires du projet :

1. Laboratoire de Physico- Toxico-Chimie des Systèmes Naturels (LPTC) - UMR 5472 CNRS

351 crs de la Libération, Université Bordeaux I, 33405 TALENCE Cedex

Tél : 05 40 00 69 98 ; Fax : 05 40 00 69 98 ; E-mail : h.budzinski@lptc.u-bordeaux1.fr

Personnel impliqué :

H. Budzinski, DR CNRS

N. Tapie, Doctorante

L. Peluhet, Tech CNRS

I. Daridan, Tech Contractuelle

S. Fremy, Tech Contractuel

2. Unité "Ecosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins", CEMAGREF

50, avenue de Verdun - 33612 CESTAS Cedex

Tél : 05.57.89.08.07 ; Fax : 05.57.89.08.01 ; E-mail : paul.gonthier@cemagref.fr

Personnel impliqué :

P. Elie, DR CEMAGREF

P. Gonthier, Ingénieur GREF

G. Lamaison, Stagiaire Master2

F. Daverat, Ingénieur-Chercheur CEMAGREF

S. Pasquaud, Doctorante

RESUME

Parmi la multitude de composés d'origine anthropique qui se retrouvent dans l'environnement, les polluants organiques persistants (POP) connaissent un regain d'intérêt. Ainsi, les POP sont des substances chimiques faiblement biodégradables qui possèdent des propriétés physico-chimiques qui leur confèrent un fort potentiel de bioaccumulation par les organismes. Parmi ces composés, les polychlorobiphényles (PCB) sont des molécules chlorées ubiquistes particulièrement rémanentes ; bien qu'interdits depuis la fin des années 1970, ils sont encore très présents à l'heure actuelle dans les écosystèmes aquatiques. Avec la récente ré-évaluation de leur toxicité (perturbateurs endocriniens, neurotoxiques), la question de la contamination des écosystèmes aquatiques et des conséquences éventuelles sur la santé humaine se pose de plus en plus.

A l'échelle de la région aquitaine, l'état actuel des connaissances concernant ces contaminants organiques reste limité. L'estuaire de la Gironde apparaît comme modérément contaminé en PCB si l'on se réfère aux teneurs mesurées dans les sédiments (Piérard, 1995). Pour ce qui concerne les organismes vivants, une étude préliminaire réalisée dans le cadre de la première phase du programme GIS-ECOBAG sur la contamination de différentes espèces de poissons a mis en évidence une forte disparité des niveaux de contamination entre les différentes espèces étudiées avec, en particulier, des concentrations très élevées mesurées dans le muscle de certaines espèces comme l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (resp. plus de 800 ng/g ps sur la base des 7 PCB prioritaires suivis comme indicateurs).

En dehors des conséquences possibles pour l'espèce, il se pose également une question sanitaire. En effet, l'AFSSA (Avis 8/04/2003) préconise une DJA (Dose Journalière Admissible) à 0,01 µg/kg/j basée sur les 7 PCB classiquement considérés comme indicateurs. A la vue de cet avis, la consommation d'anguille pourrait se révéler problématique pour la santé humaine.

Ces premières conclusions ayant été tirées à partir de données préliminaires, et considérant le poids économique de la filière anguille sur l'estuaire, le SMIDDEST (conseils généraux de la Gironde et de la Charente-Maritime, conseils régionaux d'Aquitaine et du Poitou-Charentes), en tant que porteur du SAGE Estuaire de la Gironde, a souhaité confier à l'Université de Bordeaux I (LPTC) et au CEMAGREF des travaux complémentaires de façon à infirmer ou confirmer les premières mesures. Du fait de leur caractère à la fois innovant et appliqué en tant qu'indicateur indirect de la qualité de l'eau, ces travaux ont reçu le soutien financier de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne et de l'Europe via le programme européen Leader + Estuaire.

Les travaux développés ont donc visé à caractériser d'une part la contamination en PCB des anguilles présentes dans le système estuarien et, d'autre part, la dynamique spatio-temporelle de cette contamination. Les composés étudiés ont été les 7 PCB indicateurs (CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153 et CB 180). Ces PCB sont des PCB dits "globulaires" ne présentant pas le même type de toxicité que les PCB dits "dioxine like", mais ils sont de très bons marqueurs des mécanismes de transfert des POP dans les réseaux trophiques, et font l'objet de l'avis de l'AFSSA cité précédemment.

Le niveau de contamination en PCB a ainsi été évalué sur un échantillonnage de 17 lots de civelles, et de 240 individus d'âges et de tailles variés réalisé sur l'ensemble du système fluvio-estuarien de la Gironde.

La présente étude a permis de répondre à diverses questions posées aux scientifiques par les gestionnaires :

➤ Quel est le niveau de contamination de l'espèce ?

Le niveau moyen de contamination en PCB des anguilles toutes classes de tailles et toutes zones confondues est de l'ordre de $639 \pm 477 \text{ ng.g}^{-1}$ poids sec (ou $215 \pm 194 \text{ ng.g}^{-1}$ poids frais ; ne tenant pas compte d'un individu présentant des concentrations extrêmes).

➤ Le niveau de contamination est-il le même à tous les stades de l'espèce ?

Le niveau de contamination en PCB est différent selon la classe de taille considérée, globalement il augmente avec la taille et l'âge de l'individu jusqu'à l'argenture (600 mm). Les civelles présentent un niveau de contamination bas de l'ordre de $28 \pm 12 \text{ ng.g}^{-1}$ poids sec (ou $5 \pm 2 \text{ ng.g}^{-1}$ poids frais). Les individus les plus grands (taille > 600 mm) et en particulier les anguilles argentées présentent des concentrations inférieures à celles mesurées dans les tailles inférieures, ceci pouvant s'expliquer par des mécanismes de remobilisation des PCB à ce stade au niveau des gonades (mécanismes non étudiés ici). Les niveaux de PCB exprimés en fonction des 7 PCB prioritaires dans les muscles pour les différentes classes de taille sont les suivants :

- 100 - 200mm : $273 \pm 228 \text{ ng.g}^{-1}$ ps ou $97 \pm 86 \text{ ng.g}^{-1}$ pf (n = 41)
- 200 - 300 mm : $435 \pm 343 \text{ ng.g}^{-1}$ ps ou $112 \pm 91 \text{ ng.g}^{-1}$ pf (n = 85)
- 300 - 400 mm : $900 \pm 488 \text{ ng.g}^{-1}$ ps ou $275 \pm 203 \text{ ng.g}^{-1}$ pf (n = 41)
- 400 - 500 mm : $1035 \pm 370 \text{ ng.g}^{-1}$ ps ou $359 \pm 182 \text{ ng.g}^{-1}$ pf (n = 30)
- 500 - 600 mm : $1189 \pm 525 \text{ ng.g}^{-1}$ ps ou $430 \pm 185 \text{ ng.g}^{-1}$ pf (n = 16)
- 600 mm et plus : $797 \pm 632 \text{ ng.g}^{-1}$ ps ou $333 \pm 243 \text{ ng.g}^{-1}$ pf (n = 27)

➤ Le niveau de contamination est-il le même dans toutes les parties du système ?

Le niveau de contamination des différentes zones étudiées reste élevé mais il apparaît des disparités. Il semblerait que les anguilles de l'estuaire amont, soient plus contaminées que celle de l'estuaire aval et des zones fluviales. Malheureusement l'échantillonnage ne permet pas de conclure de façon catégorique sur les niveaux de contamination des parties fluviales, vu le faible nombre d'individus collecté sur ces zones.

➤ Quelles peuvent être les voies de contamination?

A priori la voie de contamination majoritaire de l'anguille dans le système semble être la voie trophique, la voie dissoute restant certainement minoritaire. Le régime trophique semble expliquer 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 (Pasquaud, 2006). Cependant il faut garder à l'esprit que l'anguille, même durant sa phase sédentaire est une espèce qui peut être mobile et que le lieu de capture pour certains individus n'est pas nécessairement le lieu où ils ont passé leur vie. Il pourrait donc être intéressant de corréler les résultats de contamination avec les histoires de vie des anguilles.

➤ Quelle comparaison avec les autres bassins connus ?

Les résultats obtenus ont été comparés avec les résultats de contamination présents dans la littérature. Les anguilles de l'estuaire de la Gironde ne présentent pas des niveaux de contamination aussi élevés que ceux qui peuvent être observés par exemple dans les anguilles américaines (*Anguilla rostrata*) de la rivière Hudson (USA) (plus de 2000 ng.g⁻¹ pf) historiquement très fortement contaminée par les PCB. Cependant les niveaux de contamination chez l'espèce européenne *Anguilla anguilla* dans notre bassin versant restent élevés en comparaison avec le reste des données européennes et françaises.

➤ Quelles conséquences cela peut-il avoir pour l'exploitation, et la commercialisation

Si l'on considère les données de concentration en CB 153 en regard de la norme Suédoise de 1999 (Bernes, 2001) (niveau en CB153 inférieur ou égal à 100 ng.g⁻¹ pf ; norme correspondant à un milieu contaminé), une majorité des anguilles de tailles supérieures à 300 mm apparaissent largement au-dessus de cette limite. Cette comparaison démontre bien la pression de contamination exercée sur l'anguille de l'estuaire de la Gironde.

Sur le plan de la santé humaine les résultats obtenus dans ce travail montrent qu'un homme peut consommer jusqu'à 1 kg de civelles par semaine sans dépasser la dose hebdomadaire admissible (DHA) extrapolée de la dose journalière admissible (DJA) définie par l'AFSSA. Cependant les niveaux de contamination des anguilles au dessus des classes de taille de 100 mm à 200 mm (dès les âges de 2 à 3 ans), posent un réel problème de consommation, donc de capture et de commercialisation. Dans l'estuaire marin par exemple, on ne peut en l'état actuel de la contamination, consommer plus de 28 g d'anguilles par semaine sans dépasser la DHT. L'ensemble de la pêcherie d'anguilles de cet hydro système est touché. En effet cette pêcherie capture un spectre de tailles d'anguilles comprises entre 240 mm et 710 mm. Environ 80 % des captures réalisées en estuaire et en zone mixte se situent dans la gamme de tailles 240 mm - 419 mm, alors que dans les zones plus amont la gamme de tailles se situe entre 300 mm et 539 mm (individus en moyenne plus grands).

➤ Quelles conséquences pour la dynamique de l'espèce et sa pérennité ?

Actuellement tout laisse penser que les cocktails de micro-polluants (organiques et inorganiques) ont un impact fort sur l'état de santé des populations de poissons et en particulier celui de l'anguille. Certains chercheurs mettent directement en relation au niveau européen, la baisse des abondances d'anguilles et le niveau de contamination de l'environnement par les PCB (Palstra, 2006). Il faut en effet savoir que l'anguille accumule de façon particulièrement importante les PCB (Van Leeuwen et al., 2002 ; Tapie, 2006 ; ce travail). Ces composés entraînent des effets importants sur la fertilité des poissons (Stouthart et al., 1998). D'autres montrent que cette présence provoque des arrêts de la maturation des ovocytes et du cycle des follicules chez les mammifères. Nous pensons que ces micro-polluants organiques, associés ou non (selon le bassin versant considéré) aux polluants métalliques, sont une des sources principale de destruction de l'espèce, en intervenant de façon différée au moment de la migration de reproduction et de la reproduction.



SOMMAIRE

I. INTRODUCTION	7
I.1. L'ANGUILLE	9
I.1.1. Généralités sur la biologie de l'anguille	9
I.1.2. Régime trophique de l'anguille : première approche des voies de contamination	10
I.1.3. Un contexte de fort déclin de l'espèce : les polluants organiques une des causes probable	12
I.1.4. Les actions des polluants sur le poisson	13
I.2. LES POLYCHLOROBIPHENYLES (PCB)	14
I.2.1. Origine des PCB	14
I.2.2. Utilisation des PCB	15
I.2.3. Propriétés physico-chimiques	15
I.2.4. Toxicité des PCB	16
I.2.5. Congénères suivis dans l'environnement	17
II. MATERIELS ET METHODES	18
II.1. PLAN D'ECHANTILLONNAGE	18
II.2. PRELEVEMENTS BIOLOGIQUES	20
II.3. PROTOCOLE D'ANALYSE DES PCB	20
II.3.1. Préparation des échantillons	20
II.3.2. Détermination de la teneur lipidique	20
II.3.3. Protocole d'extraction	20
II.3.4. Validation de la méthode et des résultats	21
III. RESULTATS DISCUSSION	23
III.1. DONNEES BIOMETRIQUES ET TENEUR LIPIDIQUE	23
III.1.1. Relation Taille/Poids/Age	23
III.1.2. Correspondance entre taille et estimation d'âge pour l'anguille dans le système fluvio-estuarien Gironde-Garonne-Dordogne	24
III.1.3. Teneur lipidique	28
III.2. CONTAMINATION EN PCB DES ANGUILLES	29
III.2.1. Niveau de contamination globale des muscles d'anguilles	29
III.2.2. Contamination par classe de taille	32
III.2.3. Contamination par zone	35
III.3. INTERPRETATION DES RESULTATS A LA VUE DE LA REGLEMENTATION	39
III.4. PREMIERE COMPARAISON DE LA CONTAMINATION DES ANGUILLES DE L'HYDROSYSTEME GIRONDE-GARONNE-DORDOGNE AVEC D'AUTRES SITES	40
IV. CONCLUSION	42
V- BIBLIOGRAPHIE	44

I. Introduction

Au cours des dernières décennies, la pollution chimique de l'environnement n'a cessé d'augmenter avec l'industrialisation et l'urbanisation croissantes. Parmi les polluants organiques majeurs de notre environnement, on trouve les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les pesticides ou encore les polychlorobiphényles (PCB).

Les polychlorobiphényles retrouvés dans l'environnement proviennent de l'utilisation de mélanges industriels ou de formulations commerciales contenant ces mélanges. Leur très grande stabilité chimique fait d'eux des contaminants omniprésents dans notre environnement bien que leur emploi soit très réglementé de nos jours. Les sources directes de PCB ont pratiquement disparu grâce à diverses réglementations concernant l'utilisation de ces composés dans les systèmes dispersifs (plastifiants, lubrifiants, encres...) (Delpirou et Coin, 1987). Leurs sources indirectes sont en revanche responsables de leur dispersion dans tous les compartiments de l'environnement. On trouve deux modes de contamination importants : les transports atmosphériques et les transports fluviaux. Le transport atmosphérique est reconnu comme le premier mode de distribution globale des PCB (Travis et Hester, 1991). Les apports fluviaux, bien que moins importants que les apports atmosphériques, sont essentiels pour la compréhension des modes de dispersion des PCB dans l'environnement. On évalue par exemple que pour l'ensemble des quatre grands fleuves français, les apports fluviaux vers le milieu marin se situent entre 900 et 1200 kg/an (équivalent mélanges techniques) (Marchand et al., 1990).

L'état actuel des connaissances concernant les contaminants organiques dans l'estuaire de la Gironde et ses bassins versants (Dordogne et Garonne) est extrêmement limité. A l'exception des données RNO (données HAP et PCB), il n'existe pas de programme récurrent étudiant cette composante. Il faut souligner que dans le cadre de la Directive Européenne sur l'Eau, l'accent est mis sur de nombreuses classes de contaminants organiques. La carence de données dans le domaine de la contamination organique justifie pleinement la mise en place d'une approche complémentaire de celle concernant la contamination poly-métallique dans une démarche prospective.

Le caractère ubiquiste et rémanent des PCB, associé à leur toxicité avérée, justifie naturellement leur étude dans un milieu aussi complexe et sensible que l'estuaire de la Gironde ; ces contaminants sont hydrophobes et les particules en suspension participent de façon très importante à leur transport dans l'environnement aquatique ainsi qu'à leur transfert vers le compartiment biologique.

Au vu des connaissances actuelles, l'estuaire de la Gironde apparaît comme modérément contaminé en PCB si l'on se réfère aux teneurs mesurées dans les sédiments (Piérard, 1995). Il apparaît nettement moins contaminé que l'estuaire de la Seine (d'un facteur environ 10) si l'on tient compte des données de contamination du compartiment sédimentaire ainsi que des données particulières (Piérard, 1995 ; Jaouen, 2000 ; Budzinski et Le Menach, 2002). En revanche si l'on compare les teneurs retrouvées pour le CB 153 pour des espèces identiques dans le cas des deux estuaires, il semble que le système Gironde puisse amener à des teneurs quasi-équivalentes au système Seine. Ceci pourrait mettre en évidence le rôle des particules dans la contamination du réseau trophique estuarien ou une spécificité particulière de ce système estuarien. Une étude préliminaire a été menée dans le cadre de la première phase du programme GIS-ECOBAG sur la contamination de différentes espèces de poissons et de crustacés par les PCB. Les résultats ont mis en évidence de fortes différences de contamination entre les espèces et les organes. Des concentrations très élevées, ont été mesurées dans le muscle de certaines espèces de poisson comme l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et l'esturgeon sibérien échappé de pisciculture (*Acipenser baeri*) (resp. plus de 800 ng/g ps et plus de 500 ng/g ps sur la base des 7 PCB prioritaires suivis comme indicateurs).

D'un point de vue sanitaire, en se référant à de nouvelles recommandations de l'AFSSA (Avis 8/04/2003) qui préconise une DJA à 0,01µg/kg/j basée sur les 7 PCB classiquement considérés comme indicateurs, la consommation d'anguille et d'esturgeon pourrait se révéler problématique pour la santé humaine.

Il est important de pouvoir affiner la détermination de la contamination des anguilles (poisson pêché, commercialisé et consommé) par les composés organochlorés, au-delà des premiers résultats exploratoires obtenus dans le cadre des travaux du GIS ECOBAG en estuaire aval. C'est dans ce cadre que l'évaluation de contamination en PCB des anguilles du système fluvio-estuarien de la Gironde a été demandée par le SMIDDEST.

Cette étude vise donc à caractériser la contamination en PCB des anguilles présentes dans le système estuarien et la dynamique spatio-temporelle de cette contamination, en échantillonnant l'espèce à ses stades successifs et dans les différents compartiments de ce système (estuaire polyhalin, estuaire oligohalin, estuaire fluvial de Garonne et Dordogne) pour répondre à la préoccupation des gestionnaires :

- quel est le niveau de contamination de cette espèce ?
- est-il le même à tous les stades ou dans toutes les parties de l'estuaire ?
- est-ce un phénomène purement estuarien ou en est-il de même dans les parties fluviales ?
- les anguilles séjournant dans d'autres bassins sont-elles aussi contaminées ?
- quelles conséquences cela peut-il avoir pour l'exploitation, la commercialisation de l'espèce ?

Au delà des aspects inhérents à la santé humaine que nous venons de voir, ce travail vise également à acquérir les premiers éléments concernant la contamination organique en liaison avec le bon état ou non de la fraction de population d'anguille européenne inféodée au bassin versant Gironde / Garonne / Dordogne. Il faut effectivement savoir que cette espèce est jugée actuellement par la commission européenne comme étant « en dehors de ses limites de sécurité biologique ». Des soupçons importants pèsent sur les substances toxiques en général et les PCB en particulier même à des doses sub-létales, comme cause du déclin marqué de l'abondance de ce grand migrateur amphihalin (Robinet et Feunteun, 2002). Ce travail vise donc également à :

- dresser une première cartographie des niveaux de contamination par les PCB de l'espèce *Anguilla anguilla* selon ses stades biologiques (civelle, anguillette, anguille jaune, anguille argentée) et définir à partir de quel âge les anguilles commencent à être contaminées. Les travaux ont été conçus de façon à acquérir une bonne vision de la variabilité individuelle qui est une notion importante à prendre en compte dans les études environnementales mais qui est rarement documentée pour la contamination chimique organique.
- commencer à appréhender les voies de contamination de l'anguille par le réseau trophique estuarien.
- évaluer selon le niveau de contamination par les PCB les répercussions possibles sur le « potentiel reproducteur » de cette espèce migratrice amphihaline.

I.1. L'anguille

I.1.1. Généralités sur la biologie de l'anguille

L'anguille européenne, *Anguilla anguilla*, est un poisson migrateur amphihalín. Pour réaliser son cycle biologique elle utilise au cours de sa vie le milieu marin et différents milieux continentaux (herbiers et vasières littorales ; marais, estuaires et zones humides annexes ; les axes des rivières et leur chevelu). La reproduction a lieu en milieu océanique à près de 6000 km de nos côtes, alors que sa croissance est liée aux divers écosystèmes littoraux et continentaux. Le cycle biologique de l'anguille est marqué par deux migrations transocéaniques de 6000 km à 8000 km, selon où l'on se place sur son aire de distribution. L'ampleur de ces migrations place l'anguille parmi les poissons migrateurs amphihalíns parcourant les plus grandes distances (Figure 1). Ces grandes migrations, une aire de ponte non précisément localisée en mer des Sargasses (sud-est de la Floride), entretiennent le mystère sur certains aspects de la biologie de cette espèce, et contribuent à la fascination qu'elle exerce. Les larves pré-leptocéphales et leptocéphales de l'anguille (en forme de feuille de saule) utilisent les courants de la dérive Atlantique Nord, en particulier le Gulf stream, pour atteindre les façades maritimes des pays d'Europe et des pays Nord Africains. La colonisation des façades maritimes méditerranéennes se réalise à partir du flux de larves passant par le détroit de Gibraltar.

Au niveau du talus continental des différents pays, la larve leptocéphale en fin de croissance subit alors une importante métamorphose, où la forme du poisson et sa physiologie sont entièrement réorganisées et se transforme en civelle transparente. Durant cette transformation la « presque civelle », puis la civelle ne s'alimente pas de façon autonome, elle vit sur ses réserves constituées lors de sa migration transocéanique. La civelle est donc encore une post larve qui va devenir alevin un peu plus tard (le stade repère au niveau pigmentaire pour la reprise de l'alimentation d'une grande partie des civelles est le stade VIA3) (Elie, 1979 ; Elie et al., 1982). A ce stade, les civelles colonisent les bassins versants, des milieux comme nous l'avons vu précédemment très variés, selon certaines modalités (Daverat et al., 2005 ; Edeline et al., 2005).

Pour les milieux très éloignés sur les bassins versants, elles vont réaliser cette colonisation en plusieurs étapes. L'aire de répartition de l'anguille était à l'origine très vaste s'étendant en latitude, du nord de la Scandinavie au sud du Maroc, et en longitude de l'Irlande, à l'est, aux rivages de la Mer Noire, à l'ouest. Cependant depuis une vingtaine d'année, la raréfaction de l'espèce conduit à une forte diminution de l'abondance de l'anguille Européenne au nord et au sud de son aire de répartition d'origine en particulier à l'est d'un axe Italie - Tunisie et au nord du Danemark (Elie, 2001).

La phase de colonisation est suivie par une phase de croissance (stade dit « anguille jaune ») plus ou moins longue selon les individus, les sexes et les hydrosystèmes qu'ils fréquentent. Au cours de cette phase, l'anguille se différencie sexuellement, et on peut déterminer les sexes après une phase d'indifférenciation sexuelle relativement longue. Les gonades restent cependant bloquées à un stade pré-pubère jusqu'au stade d'évolution suivant. Cette phase sédentaire permet également à l'anguille de constituer des réserves de triglycérides pour la future migration transocéanique de reproduction et la maturation des gonades. Au terme de cette période, les anguilles jaunes subissent une seconde métamorphose, qui les conduit au stade dit « anguille argentée » par une transformation morpho-physiologique profonde (augmentation des diamètres oculaires, épaissement de la peau et de la paroi de la vessie natatoire, amplification de la sécrétion des hormones gonadotropes sous l'effet de la pression hydrostatique).

Ces transformations vont se poursuivre lors de la migration transocéanique de retour sur l'aire de ponte (Durif et Elie, 2005 ; Durif et al., 2005). Il faut savoir que durant la dévalaison des anguilles argentées dans les eaux continentales et durant la migration à travers l'océan, les individus ne s'alimentent plus et vivent sur leurs réserves. Au moment du départ des anguilles, les taux de réserves lipidiques doivent atteindre et dépasser 30 % de la biomasse corporelle pour que, d'une

part la migration transocéanique en terme de distance se réalise correctement (vitesse de croisière requise durant un certain temps) et d'autre part pour qu'une certaine partie de ces réserves serve à la maturation des gonades et au transfert des réserves vers les ovocytes (présence de nombreuses goutellettes lipidiques dans les ovocytes au stade terminal avant leur émission dans la masse d'eau et leur fécondation).

Au stade anguille argentée l'animal a accumulé des graisses mais également l'ensemble des contaminants organiques lipophiles (PCB, pesticides organochlorés, PBDE). Un certain nombre de teneurs de ces contaminants organiques ont été diffusés par Greenpeace dans une note technique d'Octobre 2005.

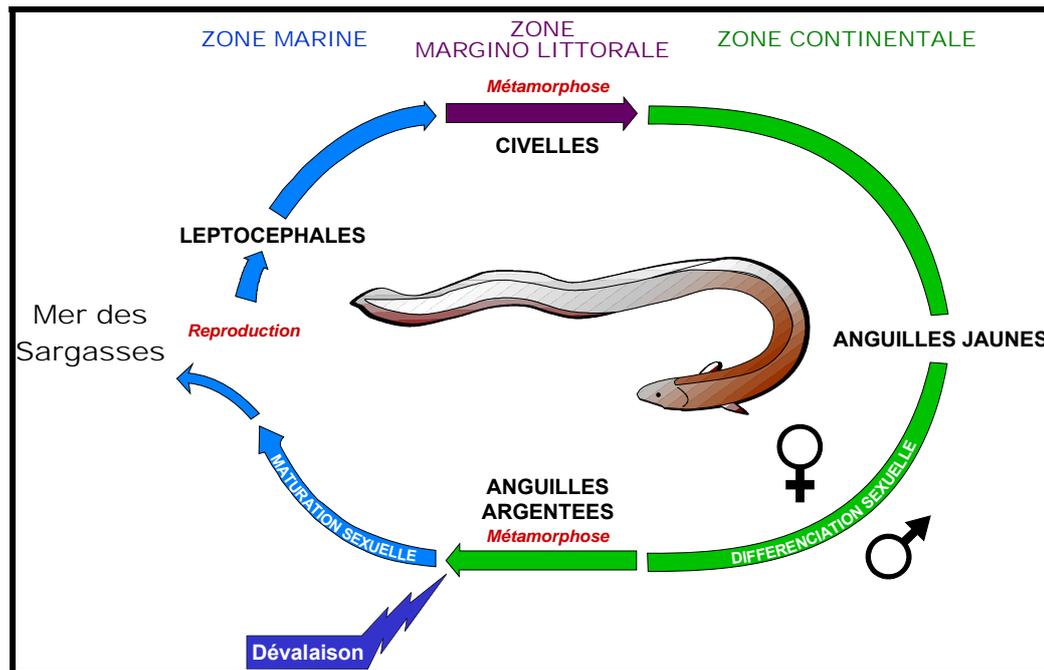


Figure 1 : Cycle de vie de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (Anonyme, 1984a et b).

1.1.2. Régime trophique de l'anguille : première approche des voies de contamination

La pénétration des contaminants dans les poissons s'opère classiquement par trois voies. La voie la plus évidente est la voie branchiale. En effet la branchie, en contact permanent avec l'eau ambiante, est exposée directement aux toxiques présents dans le milieu, viennent ensuite la voie digestive et la voie cutanée. La pénétration des micropolluants par la voie digestive diffère selon qu'ils sont ingérés avec la nourriture ou avec l'eau de boisson. Pour cette dernière, les modalités varient également suivant les milieux de vie des poissons ; les poissons d'eau douce boivent très peu, alors que les poissons marins s'abreuvent considérablement, ces phénomènes s'expliquant par les différences de pression osmotique existant entre les milieux externe (l'eau) et interne (les poissons).

La voie cutanée est relativement peu importante en raison de la barrière mécanique que constituent les écailles et le mucus particulièrement abondant chez l'anguille. La dernière voie de contamination possible est la voie trophique qui est considérée comme la voie principale de contamination pour les PCB. Une fois absorbés, les micro-polluants cheminent vers les organes et les cellules cibles. Aux tentatives de détoxification par le foie (piégeage des xénobiotiques métalliques par les métallothionéines par exemple) et d'élimination par le rein, s'opposent des phénomènes de fixation et d'accumulation.

Si la plupart des substances chimiques sont rapidement décomposées en produits stables et peu ou pas toxiques, il existe des exceptions. Les organochlorés, les PCB, les métaux lourds sont des substances peu ou pas biodégradables qui s'accumulent progressivement dans les organismes vivants qui constituent les différentes biocénoses et ils contaminent, à terme, tous les maillons de l'ensemble de la chaîne alimentaire. Il s'ensuit un phénomène de transfert et d'amplification biologique, appelé bio-accumulation. Les concentrations observées dans les tissus des poissons sont donc d'autant plus élevées que les espèces sont situées au sommet des chaînes trophiques (cas des poissons carnassiers) et que les composés sont stables et non biodégradables.

L'anguille située au sommet des chaînes alimentaires que ce soit en estuaire ou dans d'autres milieux, peut présenter de forts niveaux de contamination dus aux mécanismes de bio-accumulation mis en œuvre au sein des réseaux trophiques. La contamination chimique de l'anguille se réalise *a priori* durant sa longue phase de croissance dans les eaux littorales et continentales seul moment où elle s'alimente en dehors de la phase larvaire.

De façon à évaluer les voies de contamination possibles au sein du réseau trophique estuarien, nous avons conduit des recherches sur les régimes alimentaires de l'anguille dans l'estuaire de la Gironde (partie salée du système). Ainsi, les contenus digestifs de 70 anguilles de la zone aval et 26 anguilles de la zone amont de l'estuaire ont été examinés (Tableau 1). Chaque proie a été déterminée jusqu'à l'espèce dans le meilleur des cas ou jusqu'au taxon. Les résultats obtenus montrent que les individus de tailles inférieures à 200 mm se nourrissent presque exclusivement de petits crustacés non planctoniques comme les mysidacés, isopodes et amphipodes (Pasquaud, 2006). Pour des tailles supérieures à 600 mm, l'anguille présente une forte tendance à l'ichtyophagie. Nous constatons également que le régime alimentaire est plus diversifié dans la partie aval de l'estuaire avec la présence de crabes et de poissons dans le bol alimentaire des individus de grandes tailles (zones polyhaline et mésohaline). Dans la partie mésohaline et oligohaline de l'estuaire, le régime alimentaire est pauci spécifique et est surtout basé sur des amphipodes, des crevettes et des mysidacés. Quelle que soit la zone de l'estuaire, les crustacés sont essentiels dans le régime alimentaire des anguilles après le stade civelle (Figure 2).

	Zone aval	Zone amont
300 – 400 mm	10	5
400 – 500 mm	20	10
500 – 600 mm	30	11
600 – 650 mm	10	-

Tableau 1 : Nombre d'anguilles analysées en matière de contenus digestifs pour les différentes classes de taille, dans les deux zones de l'estuaire de la Gironde étudiées.

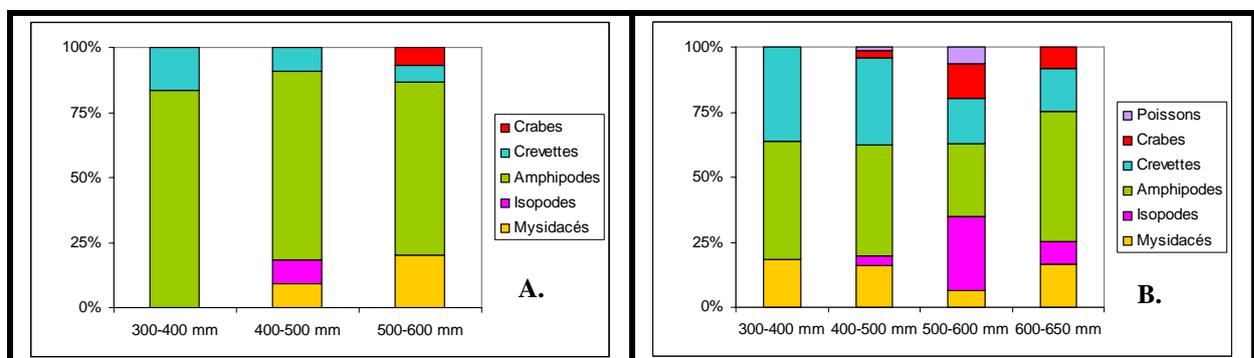


Figure 2 : Importance relative de chaque catégorie de proie dans le bol alimentaire de l'anguille européenne, *Anguilla anguilla*, pour différentes classes de tailles, basée sur l'indice d'occurrence. A. Zone amont ; B. Zone aval. (fréquence d'occurrence = fréquence d'apparition d'une catégorie de proie dans le bol alimentaire du prédateur).

1.1.3. Un contexte de fort déclin de l'espèce : les polluants organiques une des causes probable

L'anguille européenne a subi une très forte réduction de son abondance depuis les années 1980. L'espèce est directement passée du statut d'espèce nuisible (statut de l'anguille jusqu'en 1984), au statut d'espèce en dehors de ses limites biologiques de sécurité (1992). Les indices d'abondance sont alarmants avec dans le même temps une réduction de l'aire de répartition qui a commencé depuis une vingtaine d'années par le nord et le sud de l'aire de répartition de l'espèce et par le dépeuplement du haut des bassins versants et une réduction du recrutement (arrivées des juvéniles) par un facteur 15 (Figure 3), y compris dans les littoraux et les bassins versants situés au centre de l'aire de répartition. En effet, dans l'estuaire de la Loire par exemple les indicateurs de recrutement sont passés de 30 à 40 kg de civelles/sortie de pêche/pêcheur, pour la saison 1978/1979, à moins de 3 kg de civelles/sortie/pêcheur dans les années 1990.

Les facteurs mis en cause dans le déclin des populations d'anguilles sont multiples (barrages, disparition de grandes surface d'habitats continentaux, exploitation par la pêche à tous les stades du cycle biologique sauf les larves, modification des courants océaniques influant sur le recrutement des juvéniles, virus et en particulier le virus *ex*, parasites comme en particulier *Anguillicola crassus* parasite nématode de la vessie natatoire de l'anguille, polluants organiques et inorganiques de diverse nature). Les contaminants chimiques et principalement les polluants organiques persistants comme les PCB (Polychlorobiphényles) semblent être un des cofacteurs indéniable de ce déclin.

Les contaminants organiques stockés dans les lipides peuvent atteindre des niveaux très importants au terme de la phase de croissance de l'anguille dans les eaux littorales et continentales et durant la migration de reproduction. Un groupe possible de polluants toxiques est celui des polychlorobiphényles (PCB) car au niveau international ils ont été trouvés en grandes quantités dans les anguilles provenant d'endroits pollués. Les PCB et leurs métabolites sont connus pour interférer avec : les fournisseurs d'énergie (« Wasting Syndrome »), les hormones thyroïdiennes et l'état de la vitamine A. Ainsi l'énergie (lipides stockés dans les muscles et autour des viscères) devant être fournie pour la longue migration et le développement des gonades n'est pas entièrement disponible. La durée de la nage en vitesse de croisière peut se trouver largement amputée (rappelons ici que la distance à parcourir est au minimum de 6000 km et qu'il faut plus de trois mois pour le faire). L'hormone thyroïdienne est importante pour une adaptation réussie à l'eau salée et pour le développement des futurs embryons et des larves. La vitamine A est essentielle pour assurer l'intégrité de l'épithélium et la résistance contre les infections.

Du fait de son cycle de vie compliqué et comportant encore des phases difficiles à appréhender, la physiologie et la toxicologie de l'anguille ont été peu étudiées. Cependant les premiers travaux réalisés dans les 5 dernières années (EEL REP, 2004) montrent que la diminution forte de la population d'anguilles au niveau européen résulte aussi, pour une part, dans le moindre succès des migrations, de la réduction du taux de survie des sub-adultes (par exemple statut immunitaire des individus) et de la réussite de la reproduction.

Déjà dans les années 1979 et 1980, Sindermann montrait que les micro-polluants, à des doses sub-létales, pouvaient provoquer des anomalies et des maladies chez les poissons, avec pour conséquence des modifications de la structure et du fonctionnement des populations à travers, notamment, le succès reproducteur. Il faut également noter que dans les estuaires et les eaux littorales (réceptacle des eaux des bassins versants), la présence des principaux composés chimiques toxiques (métaux lourds, PCB, HAP, etc.) est quasiment toujours corrélée avec les prévalences d'anomalies les plus élevées chez les poissons (déformations du squelette, tumeurs, érosions de nageoires, nécroses...). En France, les travaux conduits dans les années 1985 sur le littoral (quasi abandonnés depuis) ont montré les mêmes phénomènes (Nounou, 1980 et 1985).

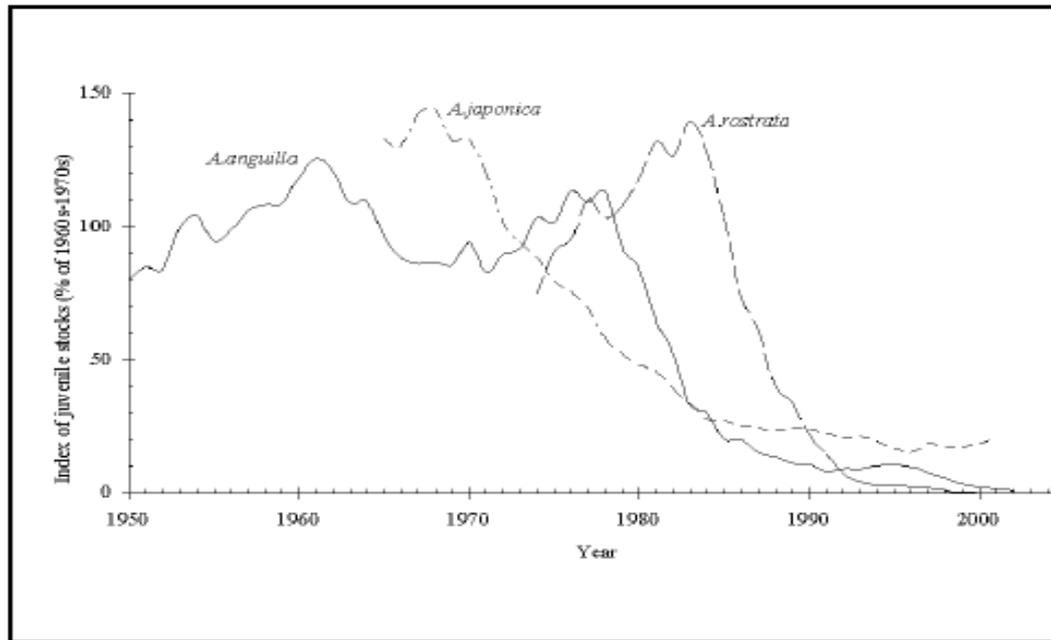


Figure 3 : Baisse drastique des indices de recrutement pour les trois espèces d'anguilles tempérées de l'hémisphère nord : l'anguille européenne *A. anguilla*, l'anguille américaine *A. rostrata* et l'anguille japonaise *A. japonica*.

1.1.4 Les actions des polluants sur le poisson

L'action des polluants en général se manifeste à différents niveaux, de différentes manières chez le poisson.

Le stress se manifeste par des anomalies comportementales, variables suivant les causes. L'état de stress se traduit également par la modification de nombreux paramètres biochimiques et hormonaux sanguins.

Le système immunitaire des poissons subit aussi, directement, l'influence négative des micropolluants. De nombreuses observations de terrain, étayées par des études expérimentales en laboratoire, démontrent que les pesticides, les hydrocarbures, les phénols et la plupart des métaux lourds (nickel, cuivre, plomb, mercure, cadmium,...) participent à une diminution significative de l'immunité chez toutes les espèces piscicoles étudiées. Ces substances provoquent des lésions, voire la destruction des organes immunocompétents, tels le rein et la rate, entraînant la raréfaction ou la non fabrication des cellules spécialisées dans les mécanismes de défense immunitaire chez le poisson (anticorps, macrophages, leucocytes).

Les altérations et les perturbations physiologiques pollution-dépendantes sont nombreuses. Les lésions tissulaires, cellulaires et les perturbations physiologiques qui en découlent sont très pénalisantes pour le poisson. Elles peuvent s'exprimer sur différents organes comme les branchies, la peau, le foie, la rate qui sont des cibles privilégiées des xénobiotiques. Le système nerveux peut également être atteint entraînant une nage anormale et des troubles de l'équilibre du poisson. Les déformations du squelette (scoliose, lordose) sont également étroitement corrélées avec la présence de pesticides et les organes reproducteurs apparaissent également comme une cible privilégiée pour ces molécules. L'intestin peut également subir des abrasions et des nécroses (Girard, 1998).

I.2.2. Utilisation des PCB

Du fait de leur très grande stabilité et leurs propriétés physico-chimiques, les PCB ont trouvé de nombreuses applications dans le milieu industriel. Ils sont utilisés dans trois grands types de systèmes (OCDE, 1973) :

➤ Utilisation en systèmes clos contrôlables :

Les PCB sont en systèmes clos, ils ne risquent pas de s'écouler dans l'environnement et sont récupérables pour un retraitement après utilisation.

- ◆ Fluides diélectriques (agents isolants) dans les transformateurs et les condensateurs de grande taille.
- ◆ Fluides caloporteurs dans certaines installations thermiques.

➤ Utilisation en systèmes clos non contrôlables :

Les PCB sont en systèmes clos, mais il existe un risque d'écoulement dans l'environnement, et ils sont difficilement récupérables pour un retraitement.

- ◆ Fluides diélectriques (agents isolants) dans les transformateurs et les condensateurs de petite taille.
- ◆ Fluides caloporteurs dans certaines installations thermiques.

➤ Utilisation en systèmes ouverts non contrôlables :

Les PCB sont en contact direct avec l'environnement.

- ◆ Fluides industriels hydrauliques et lubrifiants.
- ◆ Additifs dans les formulations d'insecticides et de bactéricides.
- ◆ Additifs stabilisants ou ignifugeants dans les peintures, colles, encres, plastiques...

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 prohibé en France en tant qu'additifs dès 1975, puis restreint aux usages en systèmes clos.

Depuis 1987, la réglementation française interdit la production et l'utilisation des PCB pour toutes les utilisations, à l'exception des appareils (transformateurs, condensateurs) mis en service avant cette date (Décret n° 87-59 du 2 février 1987). Le décret du 18 janvier 2001, qui donne suite à la directive 96/99/CE stipule que l'ensemble des appareils contenant des PCB doivent être détruits de manière contrôlée par des entreprises agréées d'ici 2010. La tendance est donc à l'élimination des PCB encore utilisés dans les transformateurs et condensateurs (Mhiri et al., 1997). 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.

I.2.3. Propriétés physico-chimiques

Les propriétés physico-chimiques des PCB dépendent du degré de substitution et de la position des atomes de chlore sur le biphenyle.

Ces composés sont très stables, ils résistent aux acides et aux bases. Ils sont très peu hydrosolubles, leur solubilité varie de 1 mg/l pour le CB 8 jusqu'à 0,001 mg/l pour le CB 209, les composés les plus chlorés sont donc les moins solubles.

Les PCB présentent également des coefficients de partage octanol-eau (Log Kow) élevés variant de 5,1 pour le CB 8 à 9,6 pour le CB209, ce qui leur confèrent une forte lipophilie, et par conséquent une forte capacité d'accumulation dans la graisse des organismes.

1.2.4. Toxicité des PCB

La toxicité des PCB s'est révélée lors de l'accident de Yusho au Japon en 1968. Plus de 1600 personnes ont été intoxiquées par de l'huile de riz contaminée (Kuratsune, 1980).

D'une façon générale, le caractère lipophile de ces molécules, leur permet de s'accumuler dans les tissus biologiques les plus riches en graisse et d'y exprimer leur toxicité.

a) Toxicité aiguë

Les PCB se révèlent faiblement toxiques à court terme. Les doses létales pour 50 % des individus exposés (DL 50) dépassent souvent plusieurs grammes de PCB par kilogramme de poids corporel mais varient cependant selon les espèces et les voies d'assimilation (Rodriguez-Grau et al., 1989 ; Lang, 1992).

Il faut tout de même noter que de fortes concentrations d'exposition comme celles de l'accident de Yusho, entraînent des troubles cutanés (chloracnée, spécifique des composés chlorés) et des dysfonctionnements rénaux et hépatiques. Toutefois les concentrations déterminées dans l'environnement restent très éloignées des valeurs de toxicité aiguë.

b) Toxicité chronique

Les PCB peuvent être divisés en deux groupes qui expriment des toxicités sensiblement différentes : les PCB dits "globulaires" qui présentent deux atomes de chlore ou plus dans les positions ortho et les congénères dit "coplanaires" qui ne possèdent aucun ou un seul chlore en position ortho. Ces derniers (les CB 77, 126 et le 169) sont considérés comme les plus toxiques (Kannan et al., 1988 ; Monosson et Stegeman, 1991) et présentent une toxicité similaire aux dioxines.

Pour évaluer la toxicité d'un mélange de PCB et d'autres composés comme les dioxines et les furannes, un système d'équivalence toxique a été développé (Sawyer et Safe, 1982 ; Kannan et al., 1988). Ce modèle se base sur la toxicité de la TCDD (2,3,7,8 tétrachlorobibenzo-p-dioxine), à laquelle on attribue un facteur d'équivalence toxique (TEF) de 1. Les toxicités des autres composés sont évaluées par comparaison de leur capacité d'induction enzymatique à celle de la TCDD. Ceci permet donc d'établir les valeurs de TEF. Ce système est surtout valable pour les composés coplanaires.

La toxicité générale des PCB s'exprime au niveau de la reproduction (Sager et al., 1991), du comportement (Schantz et al., 1991) et peut entraîner une immunodéficiences (Ville et al., 1995). Il a été récemment mis en évidence une toxicité au niveau cérébral. Les PCB troubleraient à faibles doses, le développement cérébral chez l'embryon, entraînant des effets irréversibles chez l'adulte, comme des troubles psychomoteurs et des retards cognitifs (Aoki, 2000 ; Sharma 2002, Schantz et al., 1998).

Les PCB en particulier les coplanaires, sont également de puissants inducteurs enzymatiques, notamment des oxygénases à fonction mixte (MFO) et sont donc capables d'accélérer leur propre métabolisation. Cette capacité de métabolisation varie selon l'espèce et augmente de façon générale avec le niveau trophique (Tanabe et al., 1988).

La biotransformation des PCB dépend de leur structure moléculaire et plus précisément du positionnement des atomes de chlore sur le biphenyle. Pour être facilement biodégradés, les congénères doivent présenter une paire d'atomes d'hydrogènes vicinaux en position méta ou para. L'augmentation du nombre de substitutions de chlore en position ortho diminue la vitesse de métabolisation. Les congénères les moins métabolisés vont donc être fortement bioaccumulés par les organismes de haut niveau, et les congénères les plus métabolisés vont théoriquement peu à peu diminuer le long de la chaîne trophique.

Les PCB sont également des perturbateurs du système endocrinien. Les PCB globulaires ont une activité œstrogénique (Mc Kinney et Waller, 1994). Alors que les composés coplanaires ont un effet anti-œstrogénique (Navas et Segner, 1998). Ils interviennent donc au niveau de la reproduction, de la fertilité, et du développement sexuel. Il a été mis en évidence qu'une exposition maternelle aux PCB chez certaines espèces de poissons diminuait le nombre d'œufs générés (Black et al., 1998).

L'exposition chronique des organismes à de faibles concentrations est préjudiciable à la santé des individus et au maintien des populations (Thompson et al., 1989, Sager et al., 1991 ; Tillit et al., 1992 ; De Voogt et al., 1993).

I.2.5. Congénères suivis dans l'environnement

Le bureau Communautaire de référence de la Commission de la communauté européenne a défini en 1982, sept congénères majoritaires à suivre parmi les 209 congénères possibles. Ces composés majoritaires dans l'environnement sont les CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180.

II. Matériels et Méthodes

II.1. Plan d'échantillonnage

Afin d'obtenir une bonne représentativité spatio-temporelle et individuelle de la contamination de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) un plan d'échantillonnage pris en charge par le CEMAGREF a été mis en place pour collecter 250 anguilles à différents stades de croissance. Cet échantillonnage a été ciblé comme prévu sur les différents compartiments du système fluvio-estuarien de la Gironde :

Le compartiment estuarien proprement dit :

Il constitue un milieu saumâtre où la marée dynamique est présente, il s'étend sur environ 80 km de la limite transversale de la mer (pointe de Grave-pointe de Suzac) à la limite de salure des eaux (Bec d'Ambès). Pour les besoins de l'étude, il a été séparé en deux zones, l'estuaire aval et l'estuaire amont. La délimitation entre les deux parties de l'estuaire a été établie au niveau d'une ligne imaginaire tracée entre le port de Conac en rive droite de l'estuaire et le village de Laména en rive gauche.

La zone fluviale :

Elle constitue un milieu d'eau douce avec présence de la marée dynamique. Cette zone s'étend sur 85 km sur la Garonne (jusqu'à Casseuil), sur 75 km sur la Dordogne (jusqu'à Castillon la Bataille), et sur 31 km sur l'Isle (entre Libourne et Laubardement), de la limite de salure des eaux aux limites de la marée dynamique.

La zone amont :

Elle constitue un milieu d'eau douce avec absence de la marée. Elle débute dès la limite de la marée dynamique et remonte jusqu'aux barrages : le barrage de Tuilières (situé à 220 km de la mer sur la Dordogne) et le barrage de Golfech (situé à 293 km sur la Garonne).

Les campagnes de pêche sur l'estuaire ont été réalisées à bord de « l'Esturial », navire de recherche du CEMAGREF. L'engin utilisé est un chalut de 4 mètres d'ouverture possédant une double poche terminale avec un maillage de 8 mm, optimisant la capture des anguilles. La durée de chaque trait a été limitée à 15 min. Les zones fluviales ont été échantillonnées grâce à la vedette du CEMAGREF, par échantillonnage biologique auprès des pêcheurs, ainsi que par des techniques de pêche électrique.

Dans le cadre de ce travail sur la contamination de l'anguille dans l'ensemble du système fluvio-estuarien de la Gironde, 240 anguilles ont été capturées, ainsi que 17 lots de civelles. La répartition par classe de taille et par zone des anguilles prélevées est présentée dans la Figure 6 et le Tableau 3.

	Classe de taille des anguilles prélevées							Total
	Civelle	100 - 200 mm	200 - 300 mm	300 - 400 mm	400 - 500 mm	500 - 600 mm	600 - 700 mm	
Anguilles Estuaire Aval	17	21	12	8	9	5	5	60
Anguilles Estuaire Amont		2	20	30	18	9	1	80
Anguilles Garonne Fluvial	/	6	13	/	/	/	/	19
Anguilles Garonne Amont	/	/	3	/	3	1	9	16
Anguilles Dordogne Fluvial	/	12	35	1	/	/	/	48
Anguilles Dordogne Amont	/	/	2	2	/	1	12	17
Somme des anguilles prélevées	17	41	85	41	30	16	27	257

Tableau 3 : Bilan des anguilles échantillonnées (répartition par zone de capture et par taille).

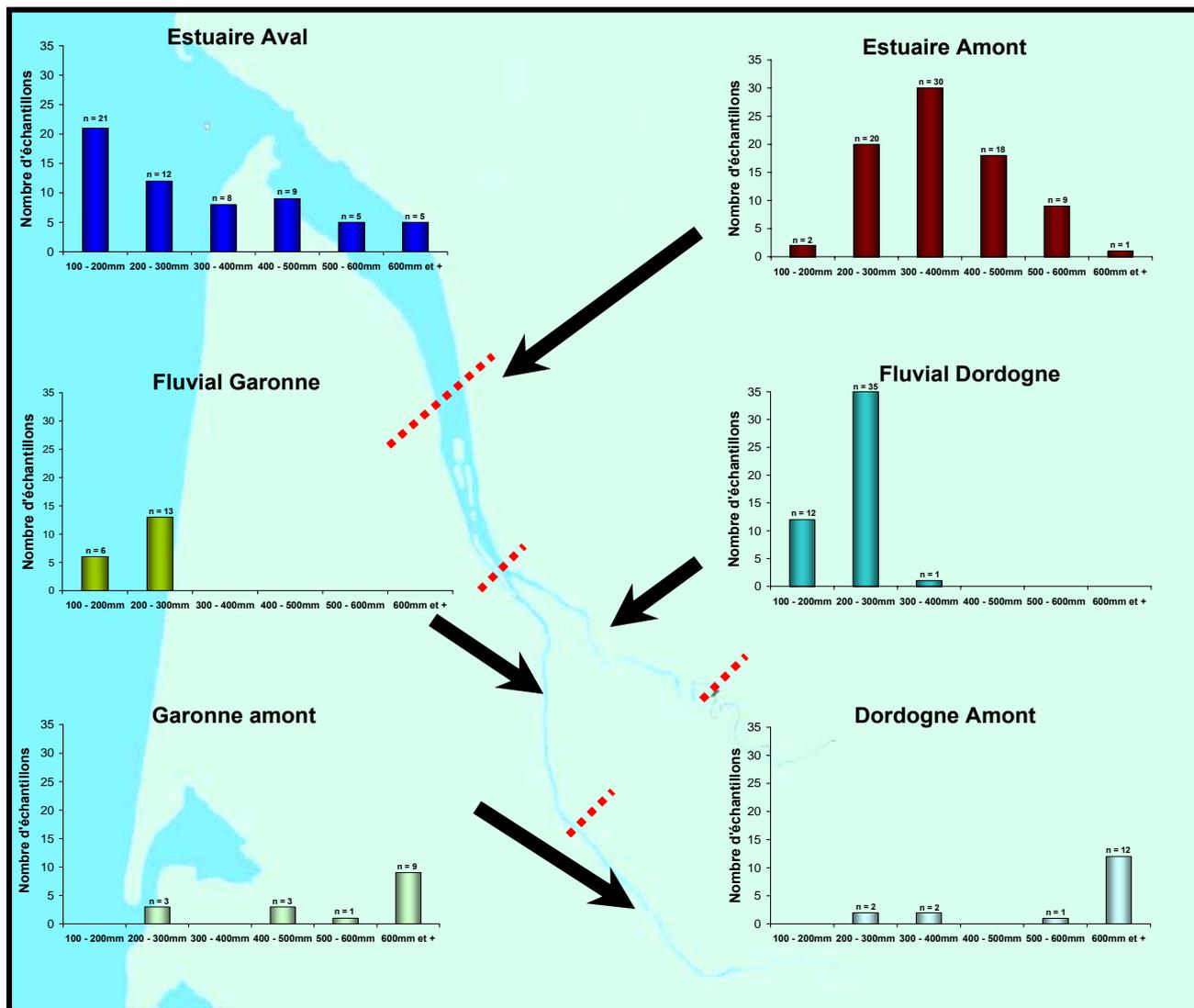


Figure 6 : Récapitulatif des anguilles (à l'exception des civelles) échantillonnées sur les différentes zones explorées et pour les différentes classes de taille ciblées.

L'ensemble des 257 prélèvements avec leur code individuel ainsi que les informations biométriques, le lieu et la date de pêche sont donnés en Annexe.

Au final 140 anguilles ont été capturées dans l'estuaire proprement dit en aval du Bec d'Ambes. Toutes les classes de tailles sont représentées de la civelle aux anguilles sub-adulte proches de leur migration de reproduction.

Sur la zone Garonne, 35 anguilles au total ont été échantillonnées ; les petites classes de taille (< 300 mm) ont surtout été capturées sur la zone fluviale, alors que les anguilles de plus grosse taille sont surtout issues de la zone Garonne amont.

Pour ce qui concerne la zone Dordogne, 65 anguilles ont été capturées, avec une répartition des anguilles de petite taille sur la zone fluviale alors que les grosses anguilles sont exclusivement issues de la zone amont. Les seules anguilles argentées échantillonnées (13 individus) ont été prélevées en amont du barrage sur la Dordogne.

En conclusion, l'échantillonnage sur l'estuaire marin est globalement homogène et représentatif des différentes classes de taille. Par contre Il aurait été intéressant d'obtenir les individus de classes de taille supérieure à 300 mm dans la zone fluviale, pour une interprétation plus globale du système.

II.2. Prélèvements biologiques

Après leur capture dans le milieu naturel, les anguilles ont été congelées à -20°C et stockées individuellement dans l'attente de la dissection. Les civelles sont regroupées par pool de 40 individus dans la perspective des analyses.

Les dissections ont été réalisées en collaboration par les deux équipes (LPTC et CEMAGREF). Chaque individu a été pesé, mesuré puis disséqué. Un morceau de muscle a été prélevé et stocké pour analyse des PCB et la détermination de la teneur lipidique par le LPTC. La tête est conservée intacte au CEMAGREF pour d'éventuelles analyses complémentaires (approche microchimique sur otolithe d'anguille, détermination de l'histoire de vie par exemple).

II.3. Protocole d'analyse des PCB

Les protocoles d'analyse des PCB ont été développés et validés au laboratoire sur des matrices sèches, afin de s'affranchir de la teneur en eau (la teneur en eau de chaque échantillon est déterminée et répertoriée en Annexe). Les échantillons de muscle d'anguilles prélevés sont lyophilisés. Les composés dosés sont les sept PCB indicateurs : CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 153, CB 138, CB 180.

II.3.1. Préparation des échantillons

Les échantillons de muscle d'anguilles ont été lyophilisés, puis pesés afin de déterminer leur pourcentage d'humidité. Ces données permettent de normaliser les résultats de l'imprégnation en polluants indifféremment en poids sec ou en poids humide. Une fois lyophilisés, les échantillons ont été ensuite broyés, homogénéisés puis stockés dans des pots en verre ambrés à l'abri de la lumière. L'analyse (extraction + purification + analyse chromatographique) a été réalisée au plus tard une semaine après la préparation de l'échantillon.

II.3.2. Détermination de la teneur lipidique

Les PCB ont un caractère lipophile et sont donc principalement stockés dans les tissus lipidiques. Afin de comparer l'imprégnation entre différents individus et/ou différentes études, il est intéressant de pouvoir exprimer les concentrations en contaminants par la teneur en lipides des tissus analysés. Une prise d'essai de 0,2 g de matrice a été extraite par 20 ml de dichlorométhane sous champs micro-onde, pendant 10 min à 30 W. L'extrait est ensuite récupéré, filtré sur coton, puis évaporé à sec sous flux d'azote. La masse restante est pesée et représente la masse de lipides contenue dans la prise d'essai. Le résultat est exprimé en pourcentage de lipides par rapport au poids sec de la matrice. Les données des teneurs lipidiques sont représentées en Annexe.

II.3.3. Protocole d'extraction

Pour cette étude, une prise d'essai variant de 0,5 à 1 g a été utilisée en fonction du niveau de contamination. La prise d'essai est pesée, puis les étalons internes de quantification (CB 30, CB 103, CB 155, CB 198) sont rajoutés avec un contrôle par gravimétrie.

Les échantillons subissent ensuite une extraction-purification par fluide pressurisé (ASE 200 Dionex). L'échantillon est mis dans une cellule en acier avec de la silice acide et est soumis à une extraction par le dichlorométhane à 100°C et 130 bars. Cette opération permet d'éliminer les composés interférents, comme les molécules biogéniques (lipides, pigments, protéines) qui sont oxydées et hydrolysées. L'extrait est ensuite reconcentré et repris dans l'iso-octane. Il subit une étape ultime de purification sur colonne de silice acidifiée. L'éluat est récupéré, reconcentré et repris dans 90 µl d'isooctane. Un étalon de rendement (octachloronaphtalène) est ajouté en

fin de manipulation afin de calculer le rendement d'extraction de chaque échantillon et de valider ainsi les mesures pour chaque échantillon. L'échantillon est ensuite analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons (GC/ECD) pour la quantification des PCB (Figure 7).

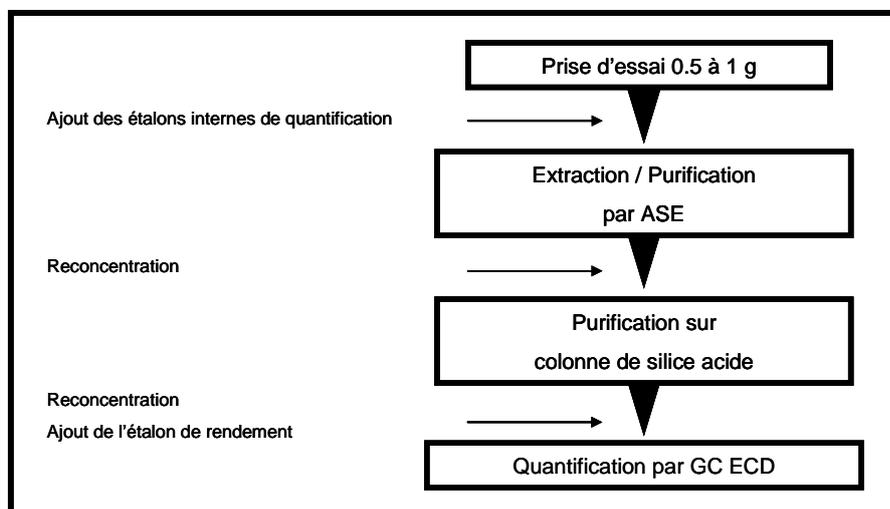


Figure 7: Protocole d'analyse des PCB dans les matrices biologiques complexes.

II.3.4. Validation de la méthode et des résultats

Le protocole analytique développé et utilisé a été validé sur un échantillon commercial certifié en PCB, le SRM 2977 (Moule, *Perna perna*, Baie de Guanabara, Brésil), fourni par le NIST (National Institute of Standard and Technologies, Gaithersburg, MD, USA). Les résultats de la validation sont présentés Figure 8. Il y a un très bon recouvrement des valeurs expérimentales et des valeurs certifiées assurant la validation du protocole. On note de bons rendements allant de 85 % à 115 % selon les composés associés à une bonne reproductibilité puisque les écart-types sont dans la gamme des écart-types du SRM et inférieurs à 15 %.

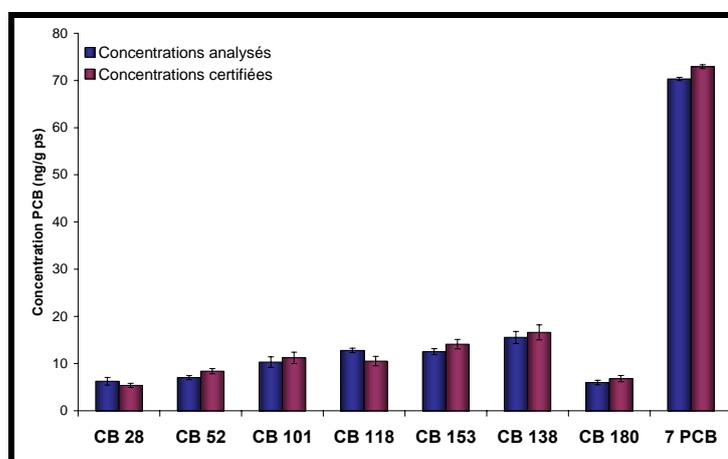


Figure 8 : Validation du protocole de dosage des PCB à partir d'un échantillon certifié (SRM 2977 ; n = 5).

Pour chaque série d'analyses, un blanc d'expérimentation est mis en œuvre afin d'identifier une contamination éventuelle au cours du protocole de préparation et d'analyse. La valeur de ces blancs de manipulation doit être inférieure à 10 % de la quantité en PCB analysés. Pour l'ensemble des manipulations, la valeur des blancs n'a pas excédé 10 ng pour les 7 PCB prioritaires.

Pour chaque échantillon un rendement d'extraction est calculé grâce à l'ajout de l'étalon de rendement (octachloronaphtalène ou OCN). Les rendements des analyses effectuées sont tous supérieurs à 70 %.

Afin de valider la quantification de chaque série d'analyse, un échantillon de référence interne au laboratoire a été mis en œuvre. Dans le cas de ce programme un échantillon a été fabriqué à partir de muscles d'anguille, lyophilisés et finement broyés de façon à être le plus homogène possible. Le suivi de cet échantillon de contrôle permet d'identifier une éventuelle dérive du protocole de quantification. Les concentrations doivent être constantes au cours du temps à la variabilité près du protocole de dosage estimée à 20 %. Les résultats sont présentés Figure 9. La variabilité de cet échantillon de référence sur l'ensemble des séries d'analyse est inférieure à 20 % sur l'ensemble des analyses effectuées. On peut donc assurer une bonne robustesse des déterminations.

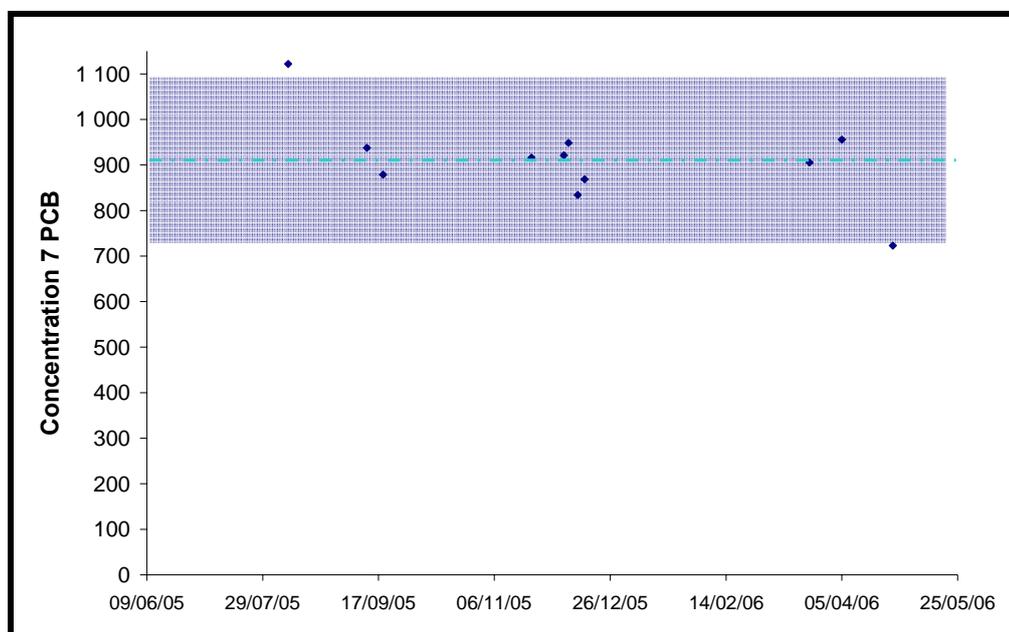


Figure 9 : Représentation de la variabilité de la concentration de l'échantillon contrôle au cours du temps.

III. Résultats discussion

III.1. Données biométriques et teneur lipidique

III.1.1. Relation Taille/Poids/Age

L'ensemble des anguilles prélevées dans le cadre des analyses des contaminations par les PCB sur le système fluvio-estuarien de la Gironde, présente une distribution Taille / Poids relativement complète. En effet, malgré une disparité de l'échantillonnage en fonction des zones, toutes les classes de tailles sont représentées (Figure 10).

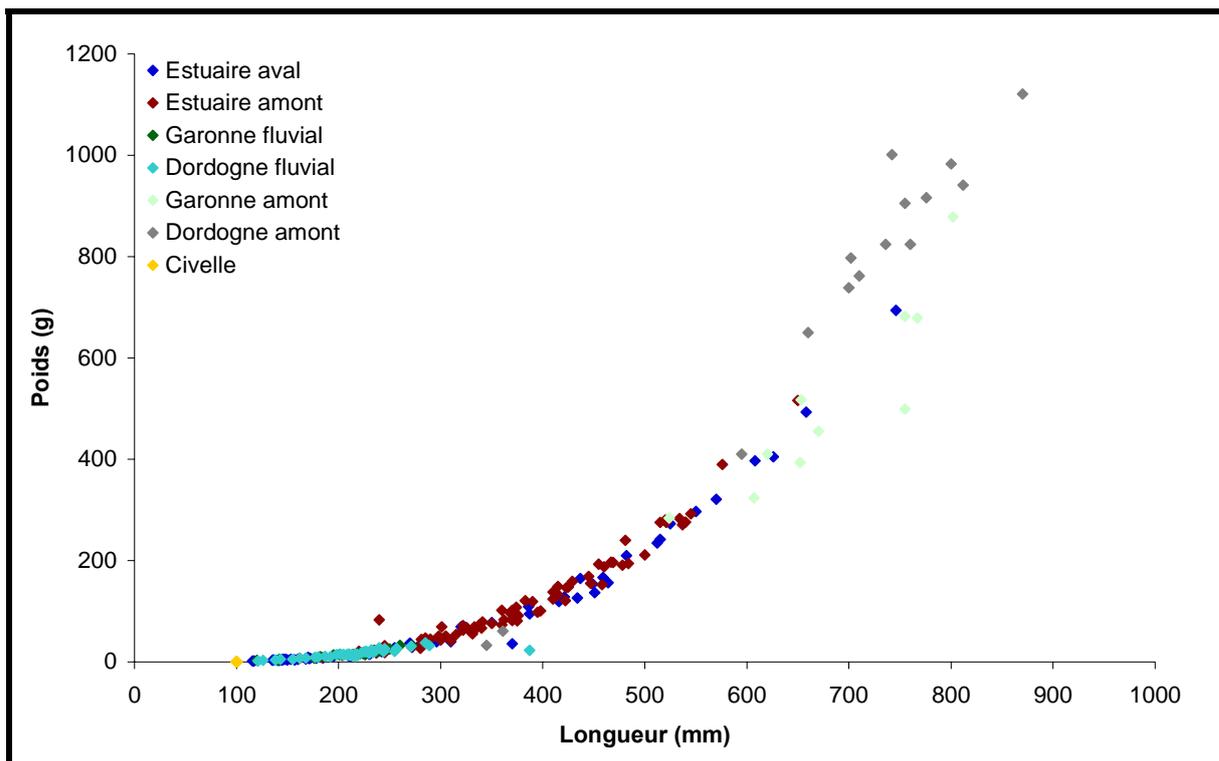


Figure 10 : Courbe de distribution Taille (mm) / Poids (g) des anguilles échantillonnées sur l'ensemble du système fluvio-estuarien de la Gironde.

D'une façon générale, les échantillons provenant de l'estuaire salé comprennent de plus nombreuses classes de tailles que les échantillons de l'estuaire doux (Figure 9). Nous pouvons noter également la présence de civelles dans les échantillons de ce compartiment.

Les anguilles prélevées dans la zone de l'estuaire salé se répartissent sur toutes les classes de tailles ciblées. Les individus provenant de l'estuaire amont ont une longueur moyenne de 368 mm (± 102) pour un poids moyen de 114 g (± 95) et celles provenant de l'estuaire aval ont une longueur moyenne de 312 mm (± 162) pour un poids moyen de 97 g (± 140).

Les anguilles de l'estuaire fluvial ont des distributions de taille assez étroites pour lesquelles seules les petites tailles sont représentées dans nos échantillons. Cette disparité dans les classes de taille est due aux aléas de l'échantillonnage qui reste une réelle difficulté.

Les anguilles prélevées dans l'estuaire fluvial de la Dordogne ont une longueur moyenne de 216 mm (± 45) et un poids moyen de 17 g (± 8) alors que celles échantillonnées plus amont présentent une taille moyenne de 637 mm (± 203) pour un poids moyen de 731 g (± 324).

Celles de l'estuaire fluvial de la Garonne ont une longueur moyenne de 211 mm (± 42) pour un poids moyen de 16 g (± 9) alors que les individus prélevés plus amont présentent une taille moyenne de 553 mm (± 192) et un poids moyen de 512 g (± 184).

III.1.2. Correspondance entre taille et estimation d'âge pour l'anguille dans le système fluvio-estuarien Gironde-Garonne-Dordogne

Au sein de ce vaste bassin, différents types d'habitats sont présents. Il est admis un certain niveau d'inféodation de chaque fraction de population d'anguilles à chacun des compartiments de l'hydro système. Afin d'expliquer ultérieurement des anomalies dans les niveaux de contamination des individus ou des niveaux de contamination différents liés à des potentiel de croissance différents, nous avons essayé de mettre en évidence une variabilité de croissance chez chaque fraction de population d'anguilles identifiée.

Des anguilles dans le cadre d'un programme antérieur ont été échantillonnées dans le bassin versant de la Gironde au cours de l'année 2004, de l'estuaire jusqu'aux premiers obstacles majeurs c'est à dire les barrages de Tuilières et de Golfech. Au total plus de 6300 anguilles ont été mesurées et pesées dans cet hydro système. Les histogrammes de distribution de fréquence des anguilles échantillonnées dans chaque compartiment du système sont visualisés Figure 11. Ils permettent d'avoir une idée de la répartition des anguilles dans le bassin versant.

De façon à établir des relations entre taille et estimation d'âges chez l'anguille, un échantillonnage exhaustif de toutes les classes de taille dans l'ensemble de l'hydro système a été sélectionné pour établir des clés de correspondance entre la taille d'un individu et l'estimation de son âge (Clés tailles/âges). L'âge des anguilles est estimé par otolithométrie (Adam, 1997). Ainsi, à partir de l'échantillon initial (> 6300 anguilles), un échantillonnage stratifié par classe de taille de 30 mm de 865 anguilles a été choisi pour les estimations d'âge.

Ainsi, chaque Clé tailles/âges (Figure 12) permet pour une anguille capturée dans un compartiment donné du bassin versant de lui attribuer un âge le plus probable. Par exemple si nous considérons la Clé tailles/âges établie pour la fraction de population d'anguilles inféodées à l'estuaire, et 1 individus capturé de 645 mm, ce dernier a 5 % de chance d'avoir un âge estimé de 9 ans et 95 % d'avoir un âge estimé de 10 ans. Par contre un individu qui aura une taille de 675 mm, capturé dans le même compartiment aura au moins 10 ans ou plus. Il faut remarquer qu'il faut encore améliorer ces premiers abaques, surtout aux deux extrémités de la distribution des tailles.

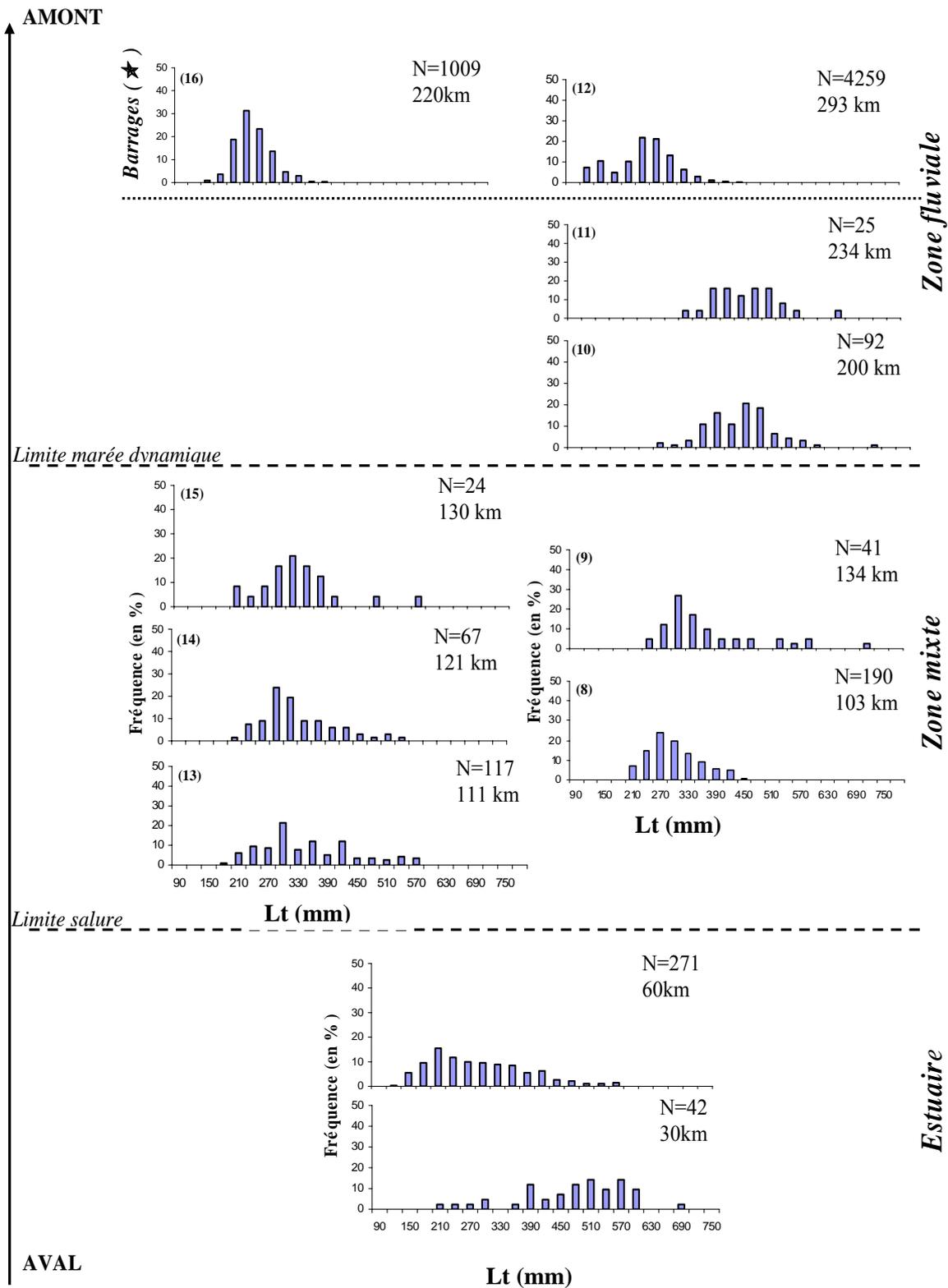


Figure 11: Distribution en taille (en mm) des anguilles échantillonnées dans l'estuaire de la Gironde et sur les axes fluviaux principaux de la Garonne et de la Dordogne selon un gradient amont-aval. Sont notés également le nombre d'individus échantillonnés (N) et la distance du site par rapport à la mer en km.

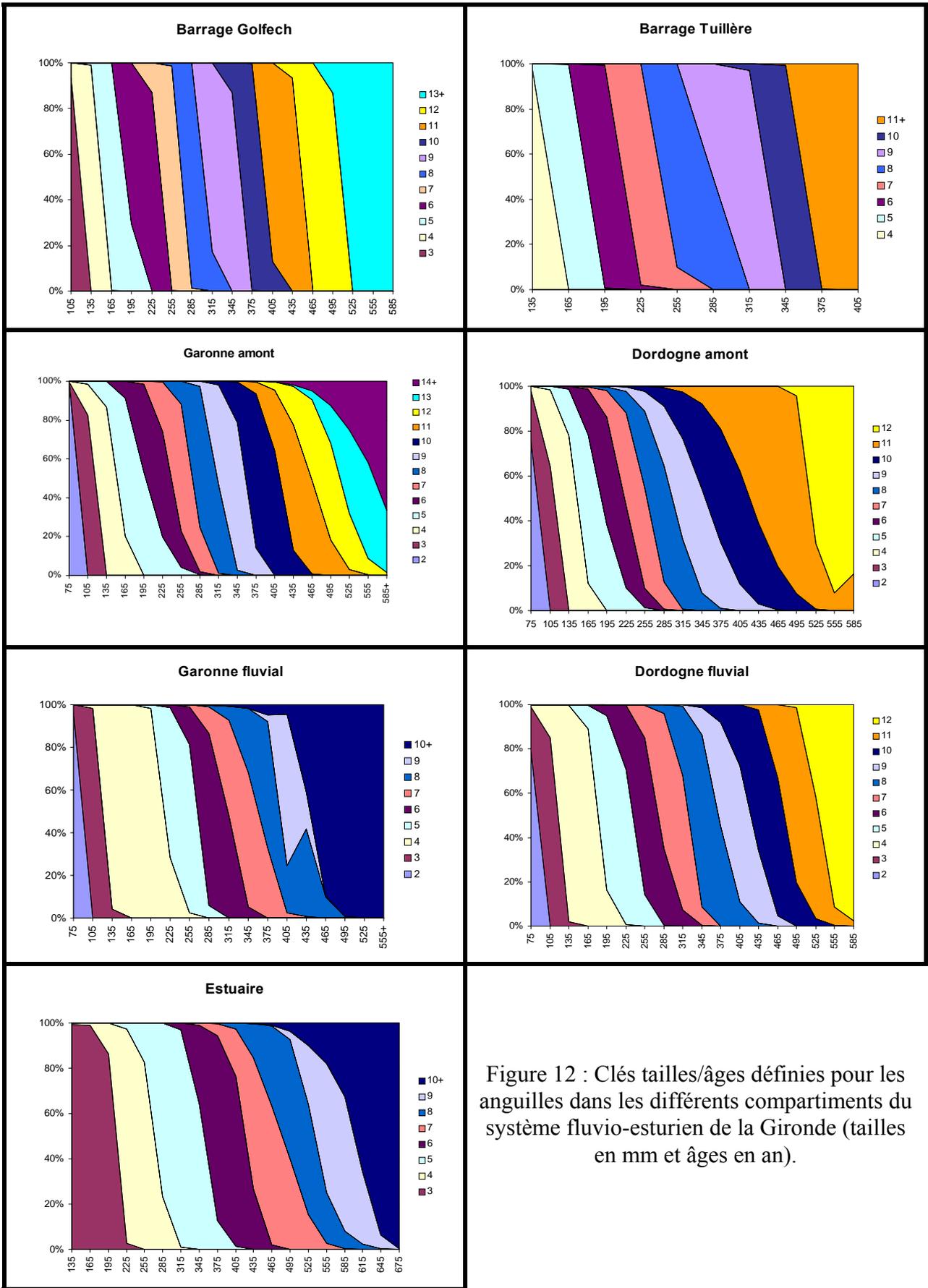


Figure 12 : Clés tailles/âges définies pour les anguilles dans les différents compartiments du système fluvio-estuarien de la Gironde (tailles en mm et âges en an).

En conséquence, les anguilles de l'estuaire de la Gironde et des zones estuariennes fluviales de la Garonne et de la Dordogne n'auront pas la même taille au même âge. La Clé tailles/âges pour ces trois zones est donc comme nous l'avons vu précédemment différente (Figure 12). Nous avons dans le Tableau 4 synthétisé les correspondances entre les tailles moyennes des anguilles de chaque compartiment et les âges sachant que pour la construction de ce tableau il est attribué un âge nul aux civelles et que les civelles ont une taille moyenne de 70 mm.

Classe d'âge (ans)	Longueur (mm)											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Estuaire	138	205	273	340	408	475	543	610	678	745	813	880
Estuaire fluvial												
Dordogne	120	171	221	271	322	372	422	473	523	573	624	674
Estuaire fluvial Garonne	123	177	230	284	337	391	444	498	551	605	658	712

Tableau 4 : Clé taille moyenne (mm)/âge (ans) pour les anguilles des compartiments du système étudié.

Selon cette Clé tailles/âges, les anguilles échantillonnées dans la Garonne ont un âge compris entre 3 ans et plus de 14 ans et dans la Dordogne entre 3 et plus de 14 ans alors que les anguilles échantillonnées dans l'estuaire salé ont un âge compris entre 1 an et plus de 10 ans.

Comme nous venons de le voir, la croissance des anguilles dans le bassin versant de la Gironde est différente selon le compartiment (estuaire, fleuve, tributaires) qu'elles occupent (Tableau 5). Les taux de croissance dans l'estuaire de la Gironde sont ainsi plus élevés (> 67 mm/an) que ceux obtenus pour les fractions de population vivant dans les zones mixtes et fluviales de la Dordogne et de la Garonne, plutôt compris entre 40 et 53 mm/an.

Compartiment	Taux de croissance (en mm/an)
Bassin Gironde-Garonne -Dordogne	51,84
Estuaire	67,53
Dordogne	50,20
Garonne	53,49
Zone Mixte Dordogne	50,33
Zone Mixte Garonne	53,49
Zone Fluviale Garonne	46,84
Rivières Zone mixte Dordogne	46,77
Rivières Zone Mixte Garonne	50,54
Rivières Zone Fluviale Dordogne	41,86
Rivières Zone Fluviale Garonne	44,70
Barrage Dordogne	41,86
Barrage Garonne	43,65

Tableau 5 : Taux moyens de croissance des anguilles en fonction du compartiment du système fluvio-estuarien de la Gironde considéré.

III.1.3. Teneur lipidique

Il est également intéressant de noter que globalement la teneur lipidique des anguilles augmente avec la taille (Figure 13 – Annexe). Une variabilité relativement importante de la teneur lipidique apparaît pour les individus de taille supérieure à 300 mm, sans doute corrélée au sexe, au stade de maturation et au régime trophique.

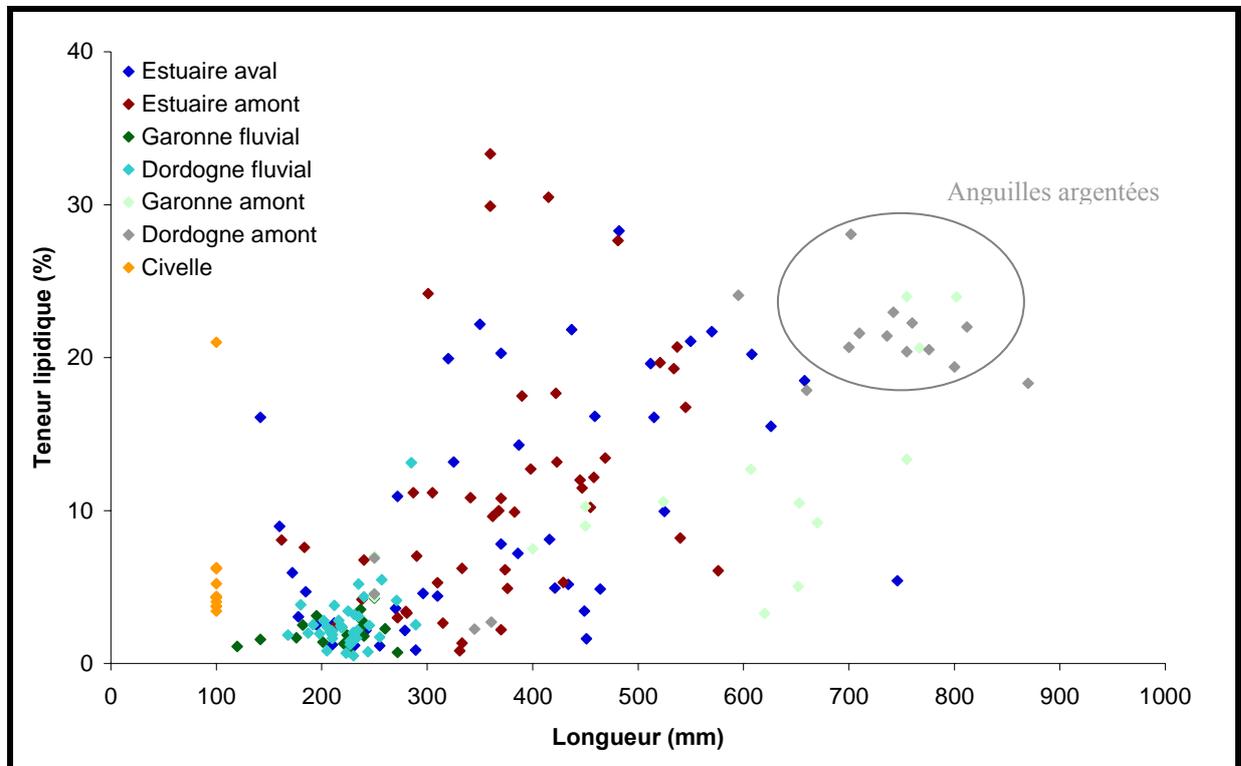


Figure 13 : Courbe de corrélation de la taille (mm) en fonction de la teneur lipidique du muscle d'anguille exprimée en pourcentage de lipides par rapport au poids humide.

Toutes les anguilles échantillonnées sont des anguilles jaunes à l'exception des anguilles échantillonnées en Dordogne amont en aval du barrage de Tuillière. Ce groupe d'individus est composé d'anguilles femelles argentées dévalantes de grande taille provenant vraisemblablement de zones du bassin Dordogne situées en amont des barrages. Ces anguilles correspondent aux points gris entourés Figure 13.

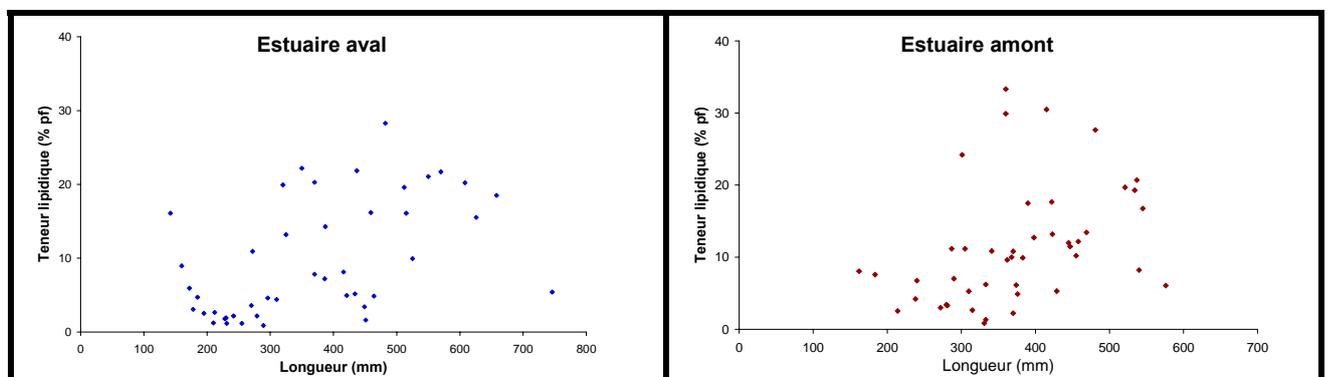


Figure 14 : Corrélation de la taille en fonction de la teneur lipidique du muscle d'anguille exprimée en pourcentage de lipides par rapport au poids frais pour les deux zones de l'estuaire marin.

Pour les deux zones, où toutes les classes de tailles sont représentées, la Figure 14 montre que la teneur lipidique n'est pas directement corrélée avec la taille des anguilles. Le stade de maturité et les paramètres individuels de chaque anguille jouent un rôle important sur la teneur lipidique.

III.2. Contamination en PCB des anguilles

III.2.1. Niveau de contamination globale des muscles d'anguilles

Les premiers résultats confirment le fait que globalement, la contamination en PCB du muscle d'anguille augmente avec la taille des anguilles (Figure 15). Les niveaux d'imprégnation vont de 20 ng/g ps pour les civelles à plus de 3399 ng/g ps pour l'anguille la plus contaminée (calcul sur les 7 PCB indicateurs). Cette anguille très fortement contaminée par rapport aux anguilles étant la seule dans son genre, elle sera sortie du jeu de données pour une interprétation globale. Ces résultats semblent également montrer un niveau de contamination plus élevé chez les anguilles issues de l'estuaire amont que chez celles des autres zones. On peut noter aussi une grande variabilité individuelle qui est très certainement liée à des différences de métabolisme et de comportement. Elle est très nettement supérieure à la variabilité analytique et justifie pleinement le fait d'avoir choisi d'analyser les individus séparément plutôt que des pools ce qui aurait gommé cette variabilité biologique qui, même si à l'heure actuelle elle n'est pas totalement élucidée, est riche d'informations.

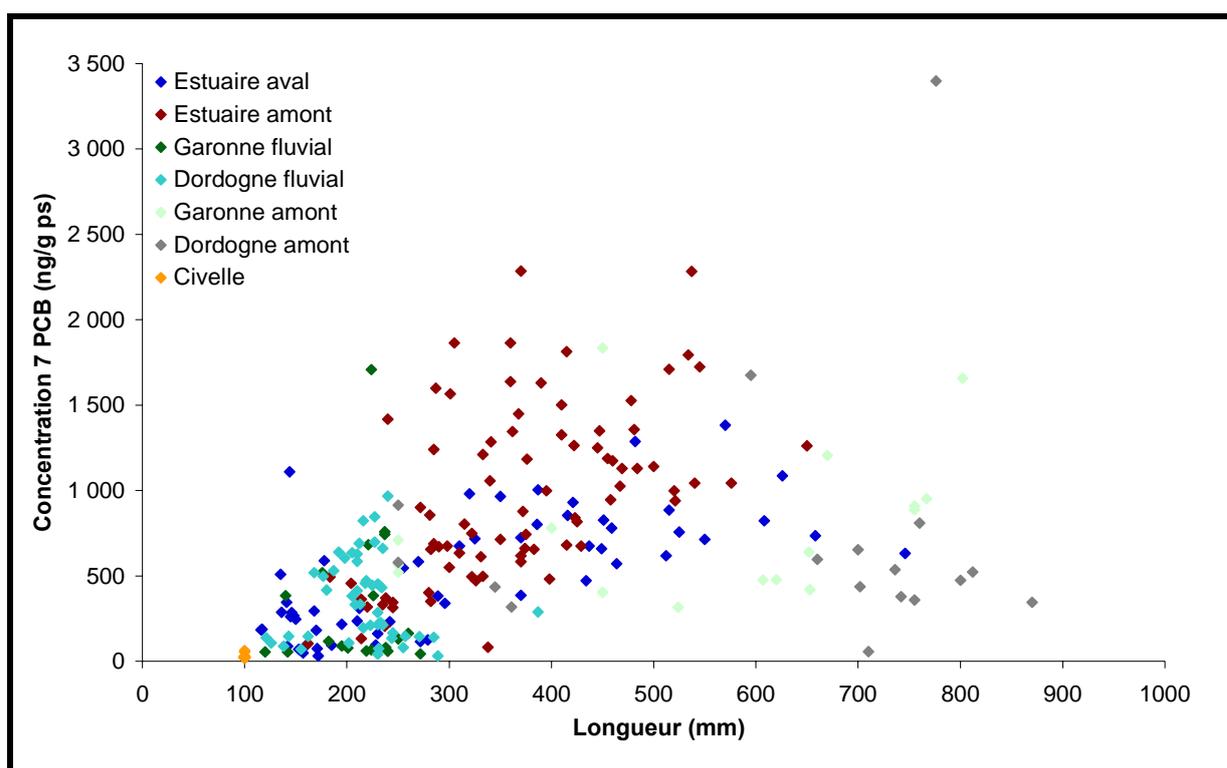


Figure 15 : Contamination en PCB (somme des 7 PCB indicateurs) du muscle des anguilles du système fluvio-estuarien exprimée en ng/g de poids sec en fonction de leur taille.

Si l'on considère maintenant le même type de corrélation taille/contamination dans des zones géographiques homogènes où toutes les classes de taille sont représentées, les tendances sont plus nettes (Figure 16). Dans le cas de l'estuaire aval, abstraction faite de deux individus en dehors de la tendance générale (point rouge Figure 16), la corrélation entre la taille des individus et la

concentration en PCB est significative. En revanche, dans le cas de l'estuaire amont, la corrélation n'est pas significative, même si globalement l'augmentation de taille conduit à l'augmentation de la concentration en PCB. Les paramètres physiologique et métaboliques individuels conditionnent fortement la contamination. Le niveau moyen de contamination en PCB des anguilles toutes classes de tailles et toutes zones confondues est de l'ordre de $639 \pm 477 \text{ ng.g}^{-1}$ poids sec (ou $215 \pm 194 \text{ ng.g}^{-1}$ poids frais).

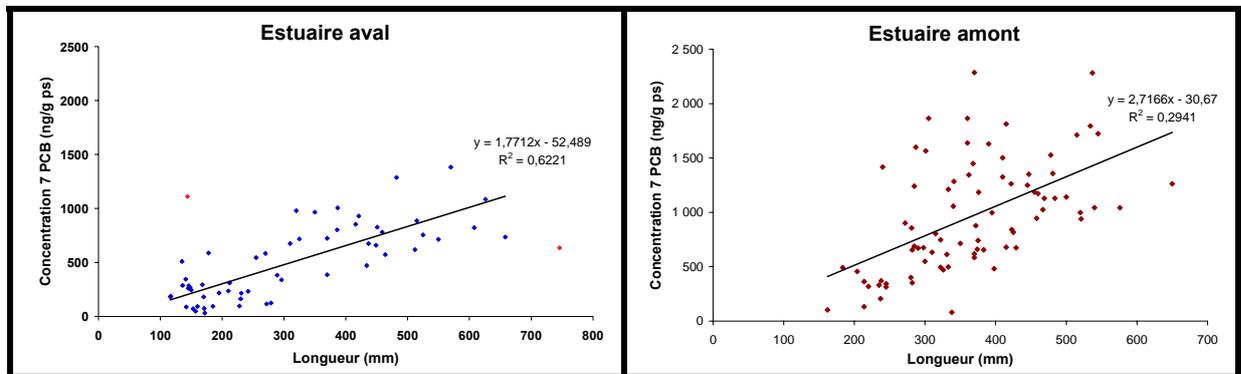


Figure 16 : Contamination en PCB (somme des 7 PCB indicateurs) du muscle des anguilles des deux zones de l'estuaire marin exprimée en ng/g de poids sec en fonction de leur taille.

Il est également intéressant de noter l'évolution du rapport de concentration de deux composés particuliers, le CB 118 et le CB 153 (Figure 17). En effet, le CB 118 est connu pour être métabolisable par un complexe enzymatique particulier, le cytochrome P450 1A, car il présente des atomes de carbones vicinaux non substitués en chlore. À l'opposé, le CB 153 est un PCB très peu dégradé et par conséquent peu dégradé, il est considéré comme un marqueur de contamination



Figure 17: Formule chimique du CB 118 et CB 153.

Ce rapport CB 118/153 évolue en fonction de l'espèce, de son niveau trophique et de sa capacité de métabolisation. Globalement, il diminue du compartiment abiotique au biota puis des premiers trophiques aux niveaux supérieurs. D'après les premiers résultats, il est intéressant de noter les différences de valeur de ce rapport entre les civelles et le reste des anguilles adultes ou sub-adultes (Figure 18).

De plus, on remarque également une différence notable de cette valeur entre les anguilles de la Garonne et celles issues du reste du système fluvio-estuarien (Figure 19). Il serait intéressant de creuser plus avant cette question, d'autant plus que l'on n'observe pas de différence significative de contamination entre la Garonne et la Dordogne à la vue de nos résultats. Cette différence peut être due à des régimes trophiques des anguilles non équivalents dans les différentes zones ou à une différence de physiologie ou de métabolisation entre les anguilles.

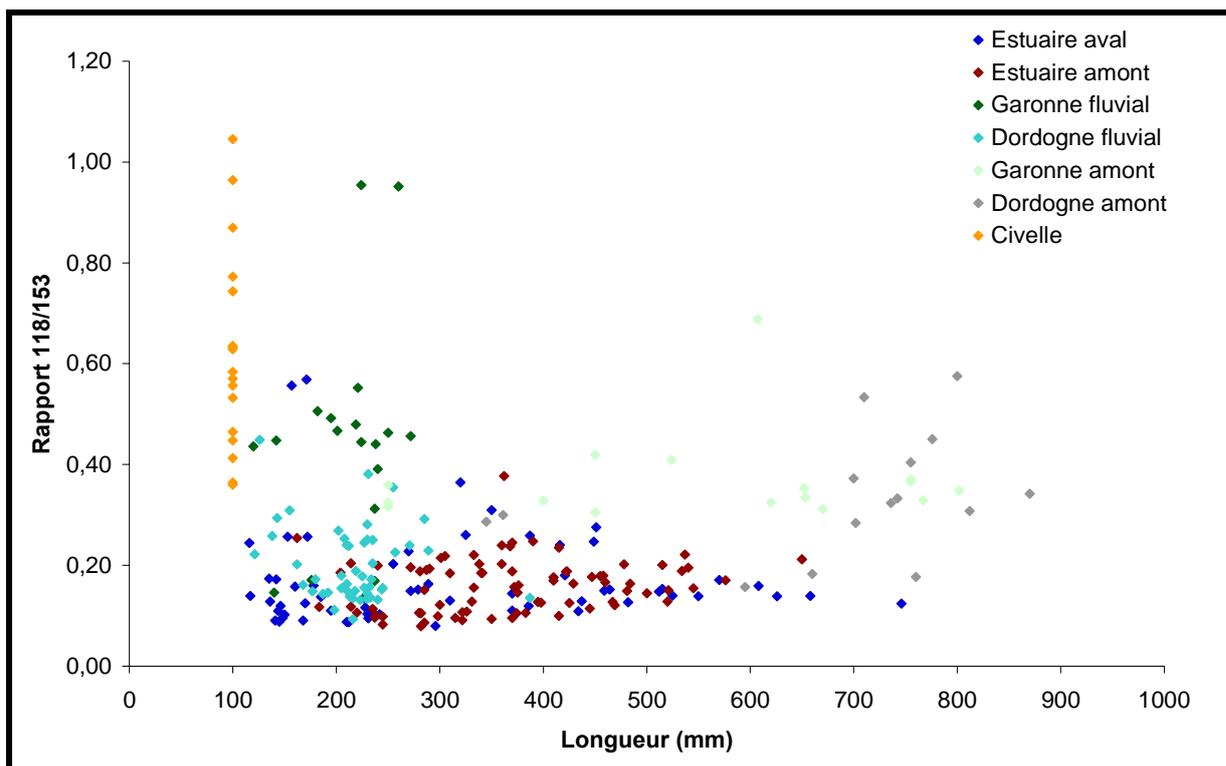


Figure 18 : Rapport CB 118/153 dans le muscle d'anguille en fonction de leur taille et de leur lieu de capture.

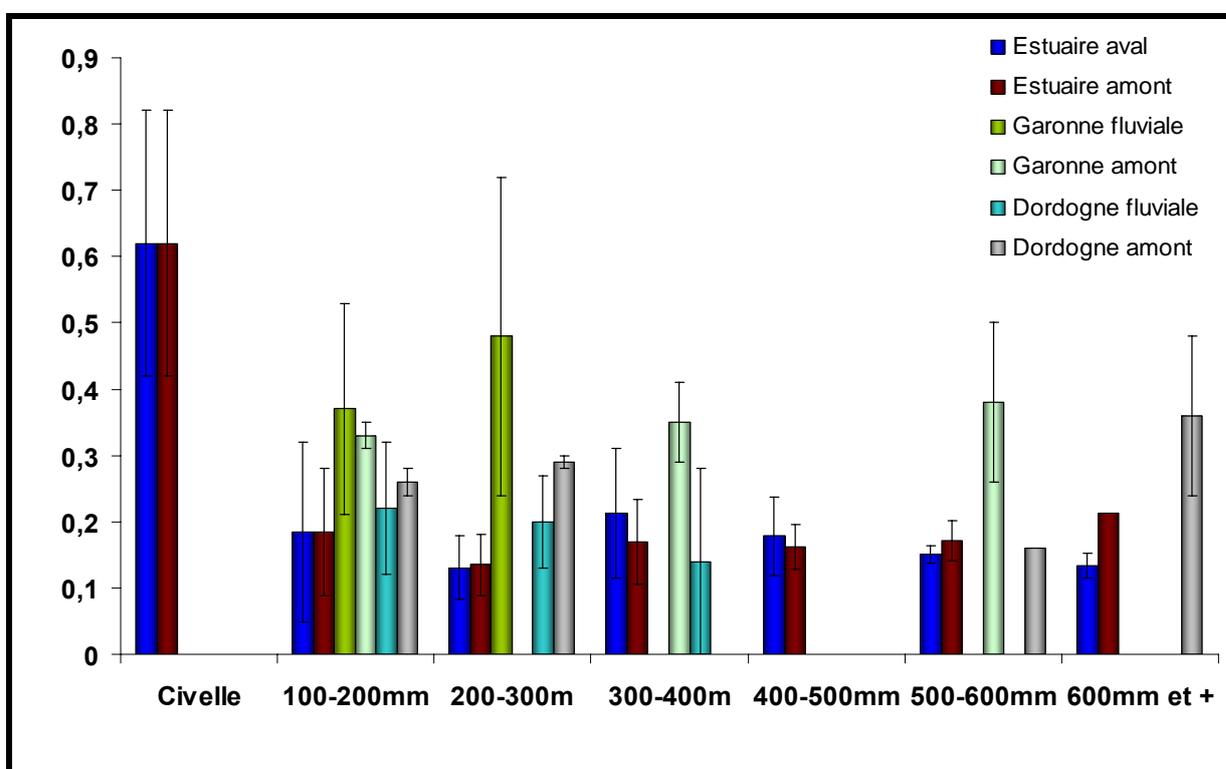


Figure 19 : Rapport CB 118/153 dans le muscle d'anguille en fonction des classes de taille échantillonnées et de leur lieu de capture.

Sur le même principe, si l'on regarde maintenant la distribution des 7 PCB prioritaires, en ramenant la concentration de chaque congénère sur la somme des PCB, les civelles présentent une empreinte de contamination très différente des anguilles (Figure 20).

Leur empreinte caractérisée par les PCB les moins chlorés peut être due à plusieurs phénomènes. Elle peut être la résultante de la contamination parentale, quasi exclusivement de la mère. Ces mécanismes ont été prouvés chez de nombreuses espèces. En effet, il a été établi chez certaines d'espèces d'oiseaux, de poissons et de crustacés que le transfert des PCB dans les œufs est globalement inversement proportionnel au degré de chloration (Bargar et al. 2001). Les composés les moins chlorés étant a priori plus facilement transmis à l'œuf que les PCB les plus chlorés. (Fonds et al., 1995 ; Verreault et al, 2006 ; Bodin 2005).

Une autre hypothèse à ne pas négliger est la possibilité d'une différence de voie de contamination entre les civelles et les anguilles. Au départ, l'œuf reçoit sa part de contamination de la mère, puis la larve éclot. Durant sa traversée de l'atlantique, elle va se nourrir et donc se contaminer par voie trophique qui est la voie majoritaire de contamination pour les PCB. Elle se nourrit sur le compartiment planctonique océanique *a priori* peu contaminé. En théorie, cette voie de contamination devrait conduire à une empreinte similaire à celle des anguilles. Par contre, à proximité du talus continental, elle cesse de s'alimenter, sa seule voie de contamination est alors la voie directe ; on pourrait supposer que l'empreinte de contamination se modifie par passage direct des composés de la phase abiotique à la larve. Ce type de mécanisme conduit bien à une empreinte de contamination similaire à celle de l'eau dominée par les composés les moins chlorés.

Il est vraisemblable que l'empreinte en PCB des civelles soit la résultante de ces deux hypothèses.

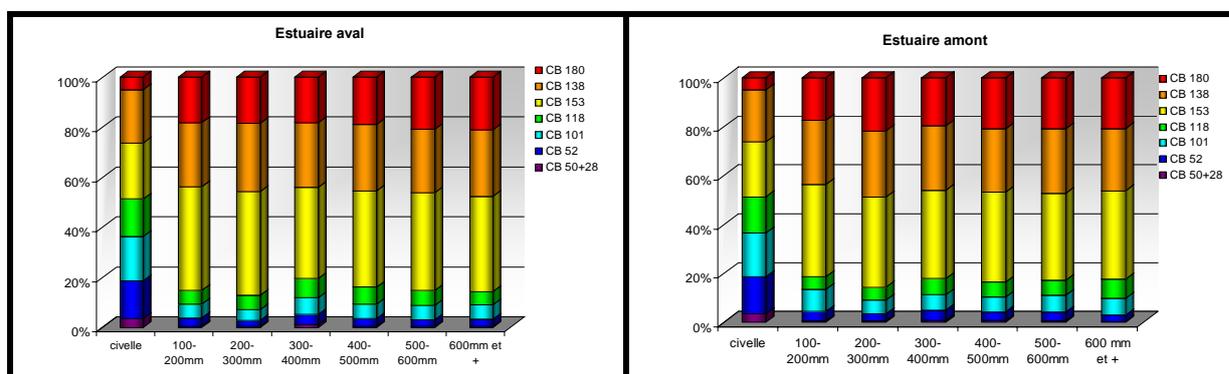


Figure 20 : Rapport de chaque congénère sur la somme des 7 PCB prioritaires exprimé en pourcentage, en fonction des classes de taille échantillonnées pour les zones de l'estuaire marin.

III.2.2. Contamination par classe de taille

L'accumulation des PCB dans le muscle d'anguille en fonction de la taille des individus échantillonnés est présentée Figure 21. Globalement comme déjà vu précédemment, le niveau de contamination augmente avec la taille. Principalement deux cassures dans le niveau de contamination sont mises en évidence ; une première entre le stade civelle, et les individus entre 100 et 300 mm et une seconde après 300 mm. La décroissance du niveau de contamination pour les anguilles de tailles supérieures à 600 mm, peut s'expliquer par différentes hypothèses. Premièrement, les anguilles de plus de 600 mm sont majoritairement issues des zones amont, et elles sont a priori moins contaminées. Une autre hypothèse prend en considération que ces anguilles de tailles supérieures à 600 mm sont majoritairement des anguilles argentées qui ont cessé de s'alimenter et vivent sur leurs réserves. Elles doivent remobiliser leurs réserves graisseuses pour obtenir l'énergie nécessaire à leur migration et à la maturation des gonades. A ce stade, le

transfert des réserves de l'anguille vers les ovocytes commence. Cette remobilisation des graisses entraîne une remobilisation des contaminants. Les PCB sont sans doute ainsi remobilisés du muscle vers les gonades et à terme vers les œufs et la larve. Ce phénomène pourrait contribuer à la "détoxification" du muscle au détriment de la gonade chez les femelles argentées.

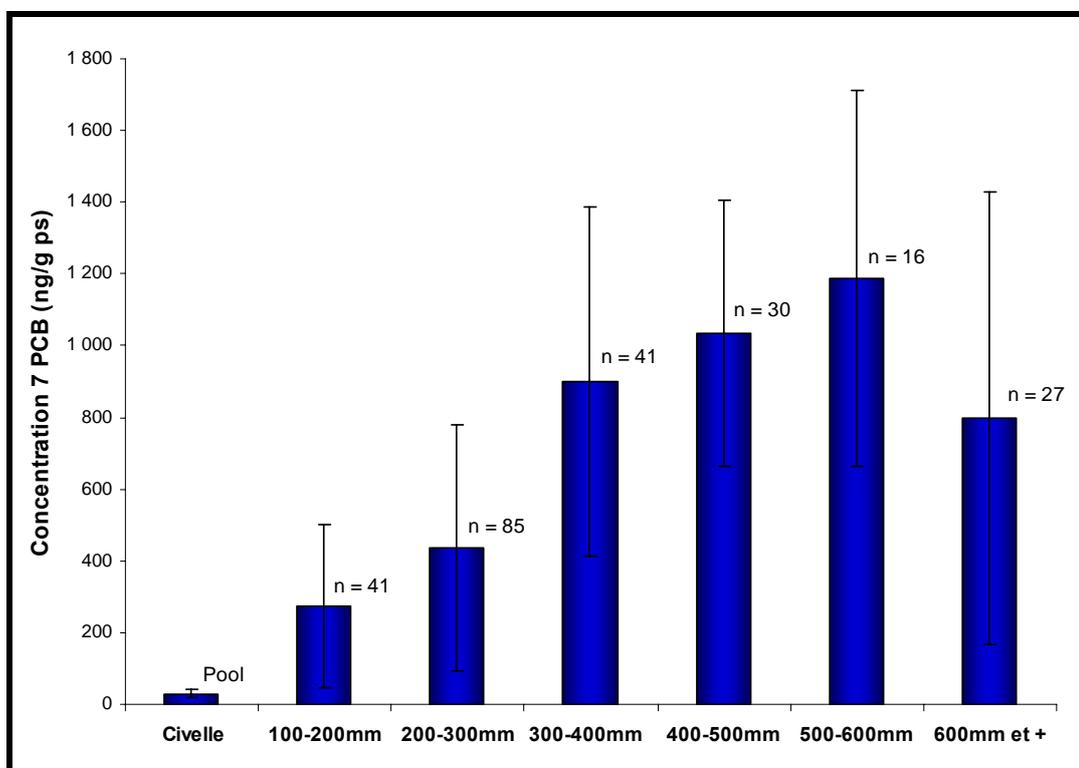


Figure 21: Concentration en PCB dans le muscle d'anguille (ng/g ps) dans les différentes classes de taille prélevées.

La tendance d'augmentation de la concentration en PCB en fonction de la taille est sans doute due au niveau de maturation et se confirme au vu des résultats détaillés pour les différentes zones (Figure 22). Cependant une légère diminution de concentration sur les anguilles de plus de 600 mm, est à noter même si le nombre d'échantillons pour cette classe de taille n'est pas suffisant pour conclure.

Au niveau de l'estuaire aval, on retrouve la cassure dans la dynamique d'accumulation entre les anguilles de tailles inférieures à 300 mm et celles supérieures à 300 mm. Pour les anguilles de tailles supérieures à 300 mm sur la base des données ramenées par classe de taille et en considérant la variabilité individuelle les concentrations ne sont pas significativement différentes.

Au niveau de l'estuaire amont la tendance d'accumulation semble plus progressive et plus marquée.

La disparité de l'échantillonnage dans les autres zones ne permet pas de dégager de réelles tendances.

Quand on exprime les données de contamination en fonction des lipides (ng.g^{-1} lipides ; Figure 23), on note toujours une grande différence de contamination entre les civelles et les petites anguilles (100-200 mm). La différence de contamination ne peut donc être expliquée par une différence en termes de quantité de lipides. Ceci renforce donc l'hypothèse d'une contamination préférentielle par voie trophique ; la différence civelles/petites anguilles s'expliquant par une différence de régime alimentaire.

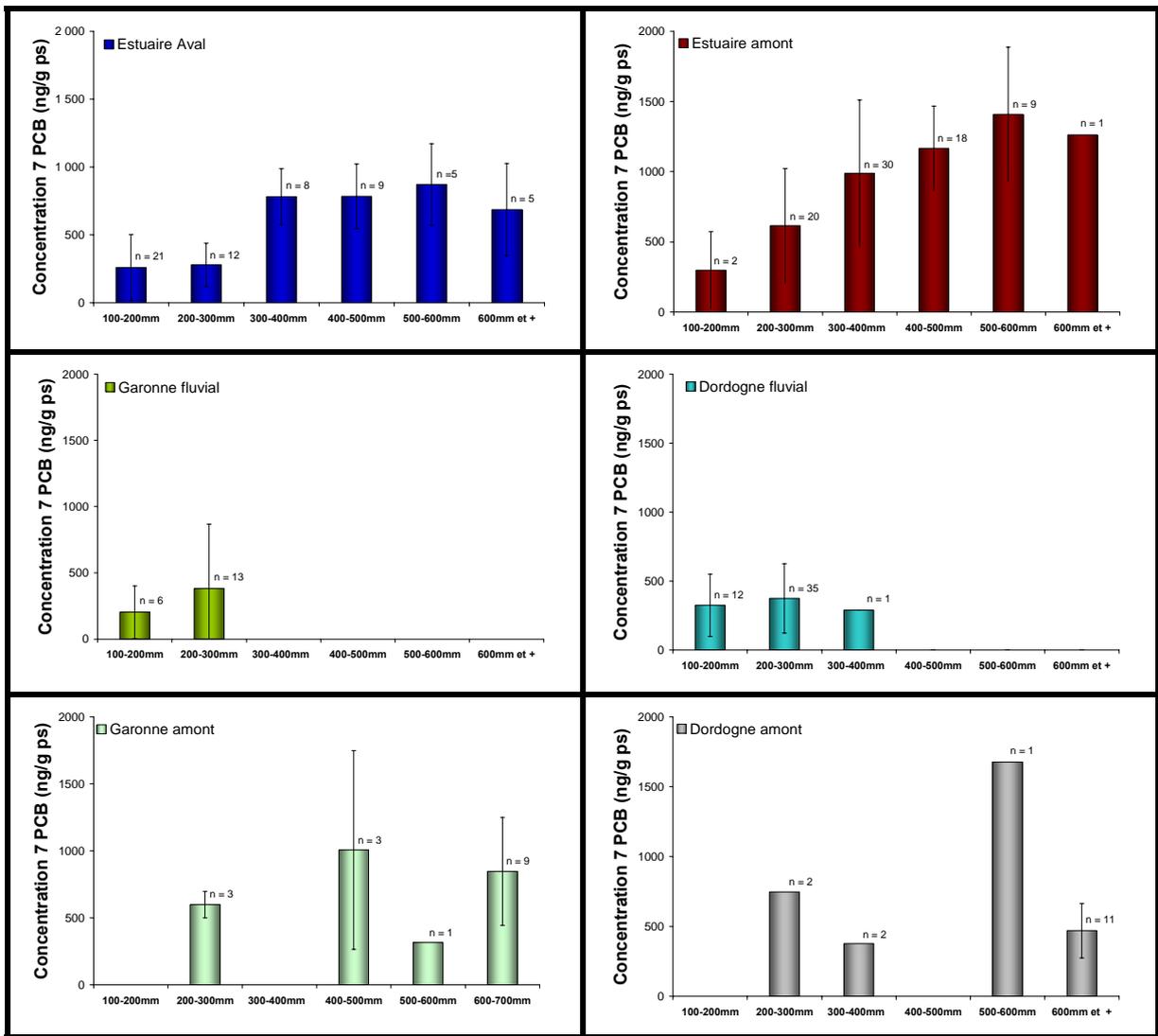


Figure 22 : Concentration en PCB dans le muscle d'anguilles (ng/g ps) de différentes classes de taille prélevées en fonction des différentes zones ciblées.

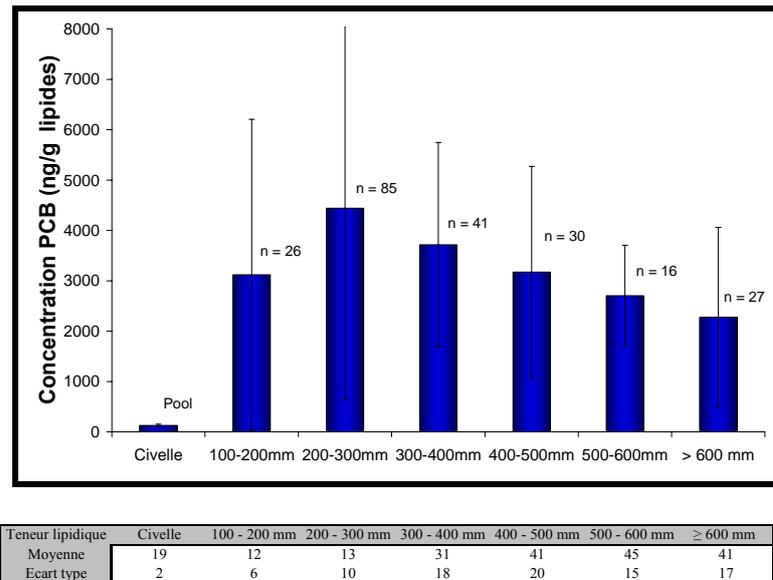


Figure 23 : Concentration en PCB dans le muscle d'anguilles (ng/g lipides) des différentes classes de taille.

III.2.3. Contamination par zone

Si l'on considère les mêmes classes de tailles dans différentes zones, il semble se confirmer que les anguilles de l'estuaire amont soient plus contaminées que celles issues du reste du système fluvio-estuarien (Figure 24). Ces résultats confirment le niveau de contamination en PCB des anguilles de l'estuaire de la Gironde. La voie de contamination principale des PCB est la voie trophique. Des résultats annexes obtenus sur une cohorte d'esturgeons sibériens confirment cette hypothèse. En effet pendant la tempête, en 1999 une fraction d'une même cohorte d'esturgeons s'est échappée d'une pisciculture vers le milieu estuarien. Quelques individus de la fraction échappée ont pu être recapturés dans l'estuaire de la Gironde après 1 an. Cet incident a permis de réaliser dans un même temps, des analyses sur des animaux d'une même cohorte mais confrontés à des environnements différents. Ainsi les individus élevés en pisciculture avec une alimentation contrôlée exempte de PCB et les individus évoluant en milieu naturel se nourrissant dans l'estuaire, ont été analysés. Les résultats obtenus pour les 7 PCB prioritaires sont présentés Figure 25.

Les esturgeons élevés en pisciculture sont soumis aux mêmes conditions abiotiques que les esturgeons de l'estuaire, l'eau de la pisciculture étant pompée directement dans l'estuaire. Cependant, ils présentent des concentrations en PCB nettement moins importantes que les esturgeons issus du milieu naturel. La différence de contamination s'explique par le fait que les esturgeons dans le milieu naturel se nourrissent sur des proies contaminées en PCB, et par les mécanismes classiques de bioaccumulation.

Cette hypothèse est étayée par la différence d'empreinte entre les deux groupes d'individus. Les individus issus de l'estuaire montrent un profil très largement dominé par les CB 138, 153 et 180, alors que les individus de la pisciculture montrent une part beaucoup plus importante de composés légers (CB 101, CB 118) caractéristiques d'une exposition par le compartiment abiotique (eau + particules).

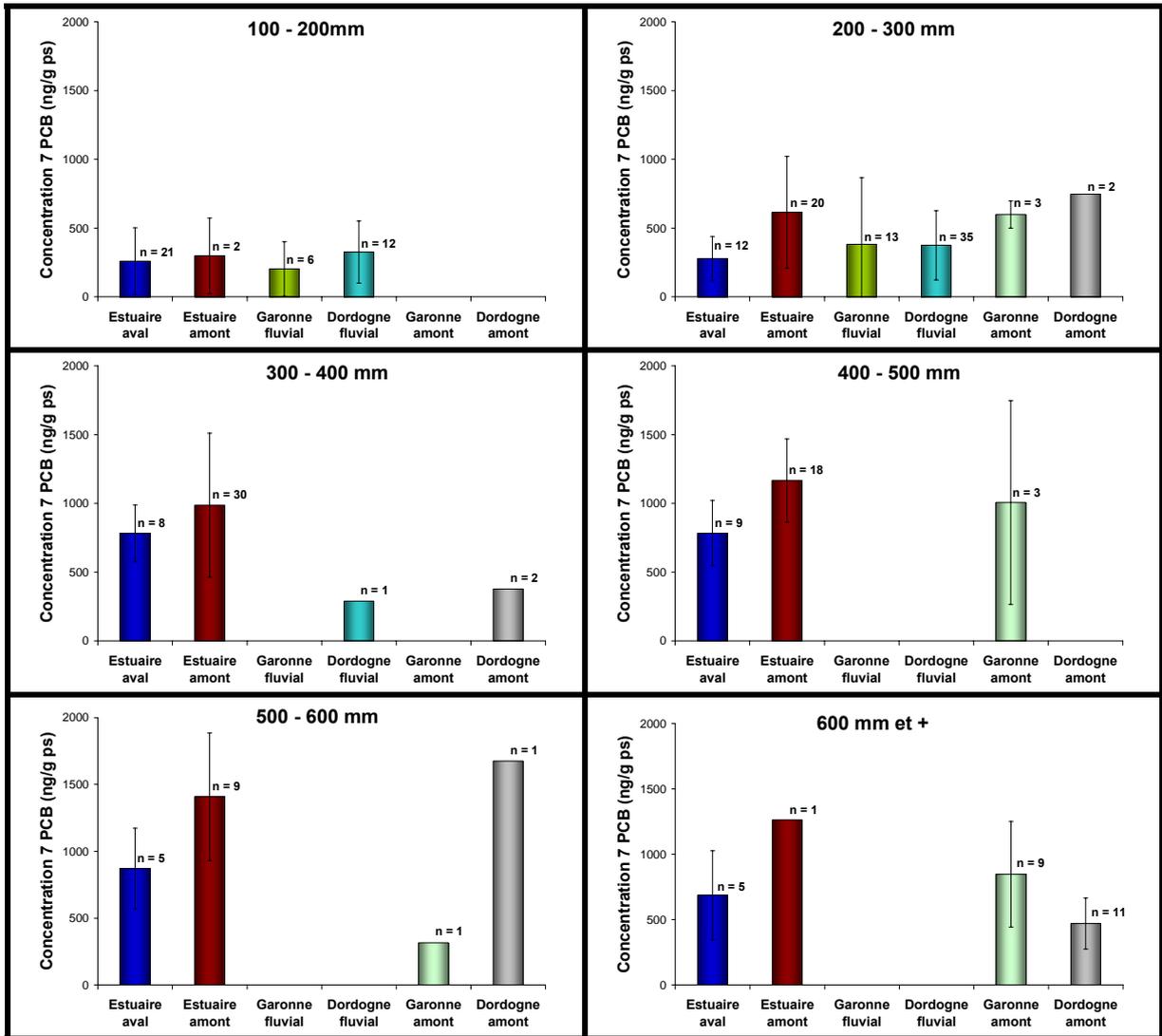


Figure 24 : Concentration en PCB dans le muscle d'anguilles (ng/g ps) prélevées dans les différentes zones ciblées.

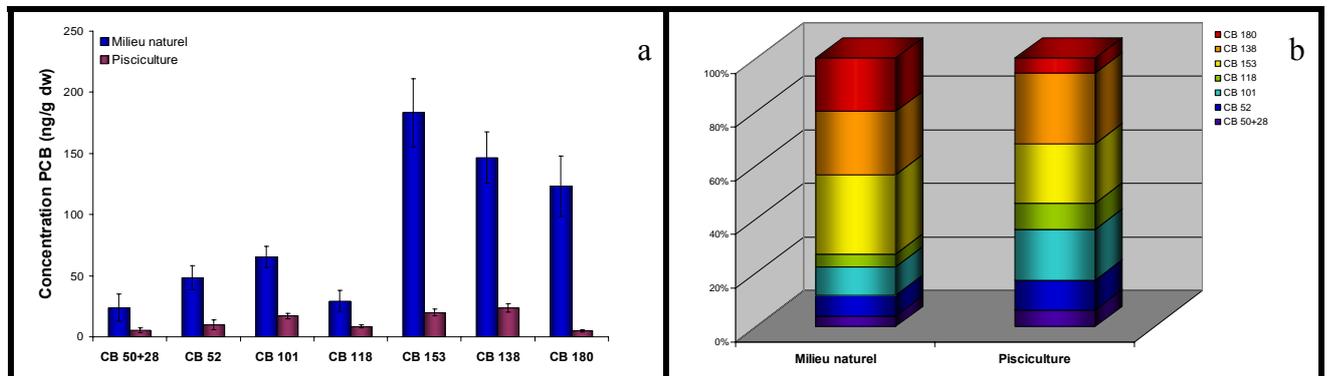


Figure 25 : Niveau de contamination en PCB des esturgeons sibériens dans le milieu naturel et en pisciculture (a. Représentation quantitative, b. Représentation relative cumulée des 7 PCB).

A la vue de ces résultats, afin de caractériser l'origine de la contamination en PCB dans l'estuaire, la contamination des proies a été caractérisée. Un suivi mensuel du niveau de contamination du petit pelagos (copépodes, mysidacés, gammars, crevettes grises et crevettes blanches) a été réalisé dans l'estuaire amont au PK 52 à Pauillac. Ce suivi a été réalisé dans le cadre du GIS ECOBAG. Les résultats obtenus moyennés sur les deux ans sont présentés Figure 26.

Ces résultats mettent en évidence la contamination relativement importante des proies ingérées par l'anguille particulièrement les gammars et les mysidacés (respectivement 213 et 131 ng/g ps). Le niveau des copépodes est également important et du même ordre de grandeur que celui des gammars (> 200 ng/g ps). Bien que les copépodes ne soient pas directement consommés par l'anguille mais contribuent à sa contamination via la chaîne alimentaire, les mysidacés et les gammars se nourrissant sur les copépodes.

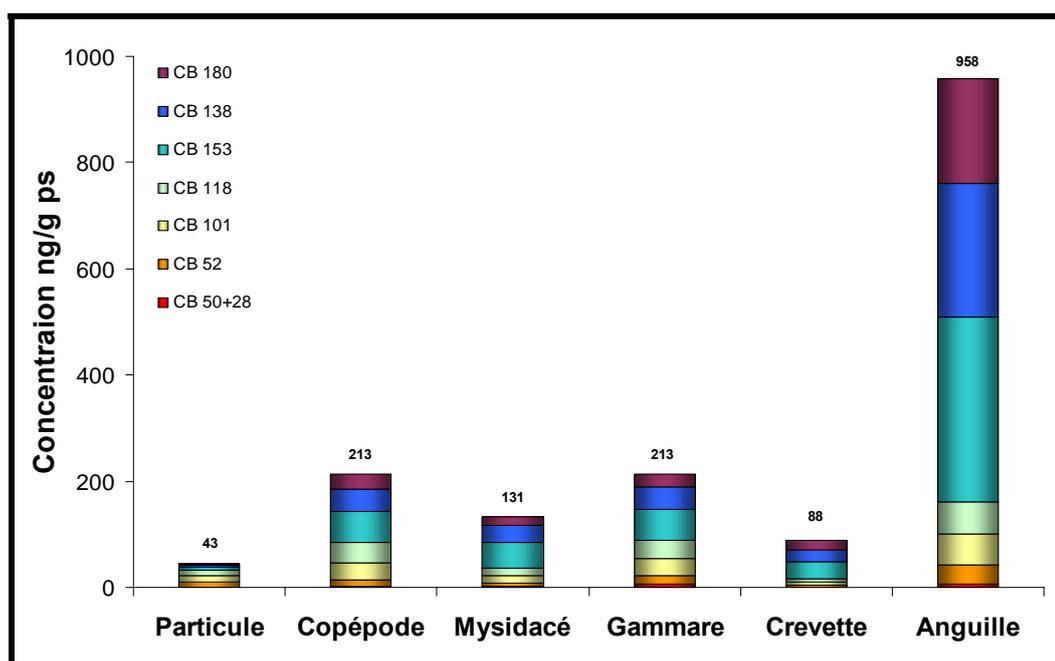


Figure 26 : Concentration en PCB dans différents organismes de l'estuaire de la Gironde prélevé dans la zone de l'estuaire amont, exprimé en ng/g de poids sec.

Cette contamination de l'estuaire amont est confirmée par une série de campagnes réalisées en collaboration avec V. David et B. Sautour (LOB, UMR 5805 EPOC, Université Bordeaux 1) entre avril 2003 et septembre 2003 sur l'estuaire de la Gironde dans le cadre du GIS ECOBAG. Ces campagnes avaient pour but d'étudier la variation spatio-temporelle de la contamination du plancton de l'estuaire de la Gironde. Cinq sites ont été échantillonnés, deux sites dans l'estuaire aval (PT 3 et PT 6) et trois sites dans l'estuaire amont (PK 50, PK 40, PK 30). Les échantillonnages montrent une élévation de la concentration en PCB des copépodes et des mysidacés qui augmente au fur à mesure que l'on remonte vers l'amont (Figure 27).

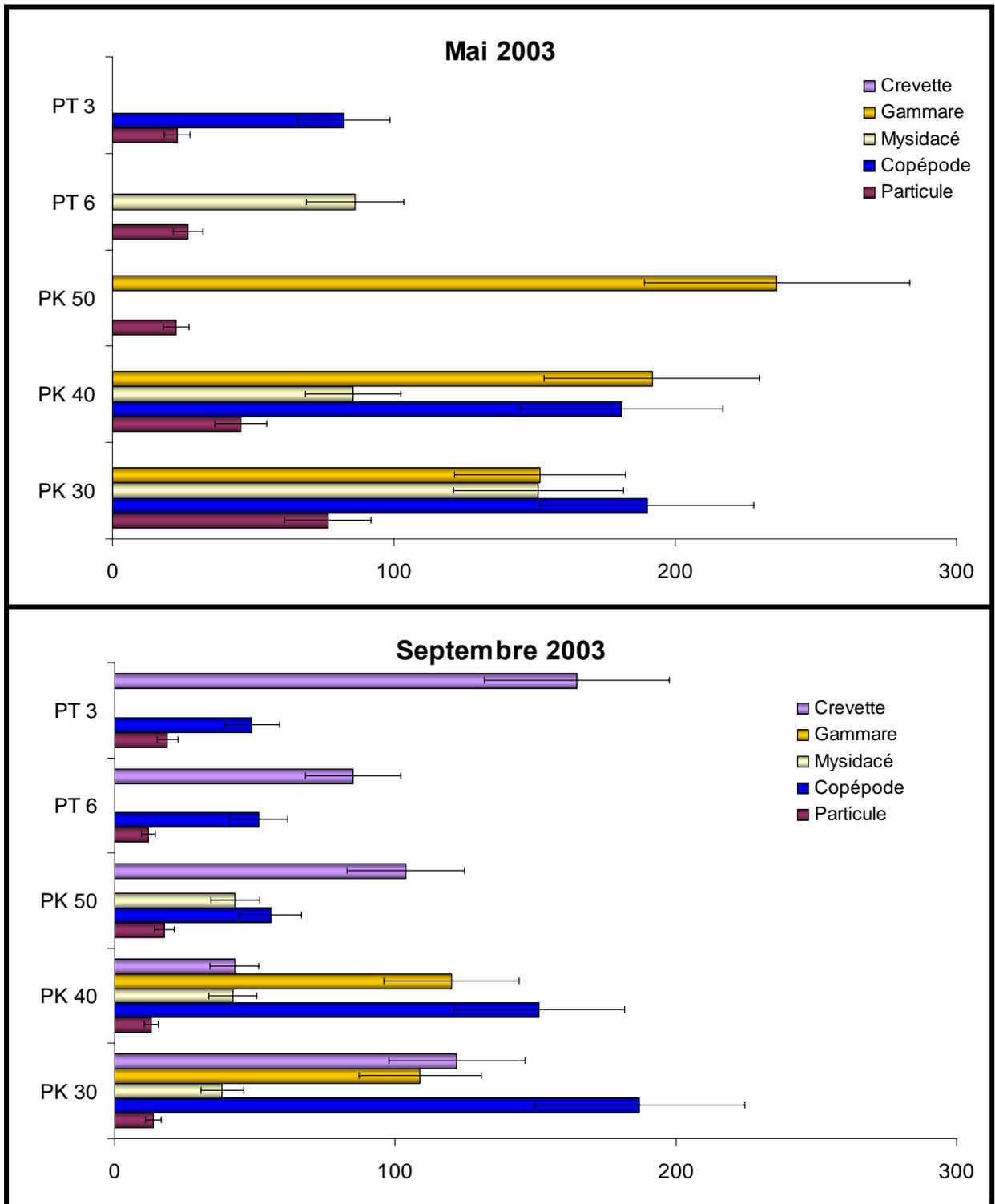


Figure 27 : Variation spatio-temporelle des concentrations en PCB dans différents organismes de l'estuaire de la Gironde, exprimées en ng/g de poids sec.

III.3. Interprétation des résultats à la vue de la réglementation

Les PCB bien qu'interdits à la production en France depuis 1987, peuvent encore poser des soucis d'ordre sanitaire pour l'Homme. Au niveau français, l'AFSSA (Avis 8/04/2003) préconise une Dose Journalière Admissible (DJA) à $0,01\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$ basée sur les 7 PCB classiquement considérés comme indicateurs, et qui ont été analysés dans cette étude. Si l'on considère cette DJA, un homme de 75 kg peut consommer $5,25\mu\text{g}$ par semaine ($0,01\mu\text{g} \times 75\text{ kg} \times 7\text{j}$). A partir de cette valeur, et des concentrations de polluants obtenues pour les différentes classes de tailles d'anguilles échantillonnées, les quantités d'anguilles consommables en une semaine sans excéder la DHA (Dose Hebdomadaire Admissible) extrapolée de la DJA ont été calculées en grammes (Tableau 6).

		Concentration des 7 PCB prioritaires (ng/g poids frais)	Quantité d'anguille consommable par semaine (grammes)
Estuaire Aval	Civelle	5 ± 2	1050
	100-200 mm	107 ± 101	49
	200-300 mm	85 ± 36	62
	300-400 mm	259 ± 103	20
	400-500 mm	285 ± 117	18
	500-600 mm	356 ± 96	15
Estuaire Amont	600 mm et +	271 ± 136	19
	Civelle	5 ± 2	1050
	100-200 mm	87 ± 78	60
	200-300 mm	163 ± 118	32
	300-400 mm	296 ± 224	18
	400-500 mm	407 ± 198	13
Garonne Fluviale	500-600 mm	472 ± 183	11
	600 mm et +	555	9
	100-200 mm	77 ± 101	68
	200-300 mm	94 ± 122	56
	300-400 mm	-	-
	400-500 mm	-	-
Dordogne fluviale	500-600 mm	-	-
	600 mm et +	-	-
	100-200 mm	86 ± 45	61
	200-300 mm	88 ± 59	60
	300-400 mm	67	78
	400-500 mm	-	-
Garonne Amont	500-600 mm	-	-
	600 mm et +	389 ± 197	13
	100-200 mm	-	-
	200-300 mm	167 ± 23	31
	300-400 mm	-	-
	400-500 mm	298 ± 209	18
Dordogne Amont	500-600 mm	-	-
	600 mm et +	276 ± 308	19
	100-200 mm	-	-
	200-300 mm	218 ± 79	24
	300-400 mm	117 ± 31	45
	400-500 mm	-	-

Tableau 6 : Quantités d'anguilles consommables en une semaine sans excéder la DHA extrapolée de la DJA fixée par l'AFSSA.

En résumé la consommation de civelles ne pose aucun problème, puisque sur les bases de notre calcul, on peut consommer 1 kg de civelle par semaine sans dépasser la DHA. Par contre la consommation d'anguille pose clairement problème à la lumière de nos calculs et cela dès les premières classes de taille. D'après la concentration globale en polluants de type PCB des anguilles

de l'estuaire marin quelle que soit la classe de taille, **on ne peut pas en l'état actuel de la contamination consommer plus de 28 g d'anguilles par semaine sans dépasser la DJH.**

Si l'on considère les données de concentration en CB 153 (Figure 28) en regard de la norme Suédoise de 1999 (Bernes, 2001) (niveau en CB153 inférieur ou égal à 100 ng.g^{-1} pf), une grande partie des anguilles apparaissent largement au-dessus de cette limite (surtout à partir de 300 mm). Cette limite de 100 ng.g^{-1} est élevée et a été fixée dans un contexte particulier d'environnement (Mer Baltique) relativement pollué. Ceci confirme bien le taux de contamination élevé des anguilles de l'hydrosystème Gironde-Garonne-Dordogne.

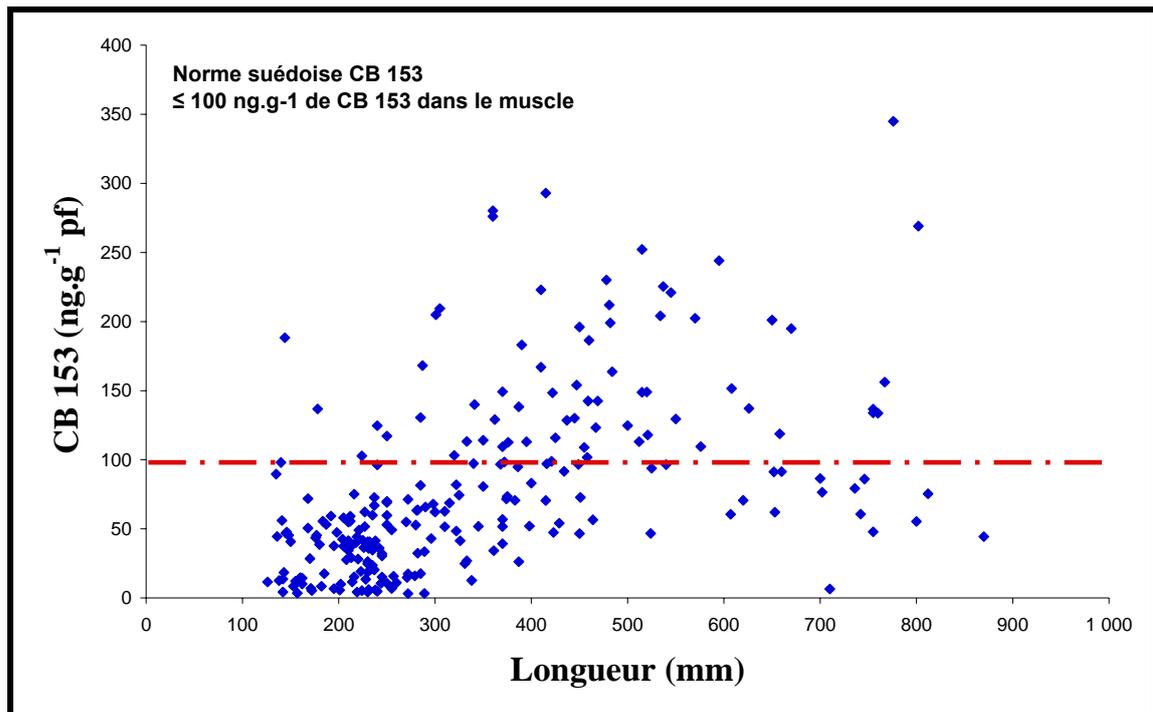


Figure 28 : Comparaison de la teneur en CB 153 (ng.g^{-1} pf) des anguilles avec le niveau de la référence suédoise.

III.4. Première comparaison de la contamination des anguilles de l'hydrosystème Gironde-Garonne-Dordogne avec d'autres sites

Il apparaît intéressant à ce stade du travail de comparer les résultats obtenus avec ceux générés pour d'autres environnements en France et dans d'autres pays. En premier lieu, il faut signaler que la bibliographie que nous avons réalisée montre la faiblesse des informations existantes dans ce domaine.

Afin de pouvoir faire une première comparaison des niveaux de contamination des anguilles de l'estuaire de la Gironde, la contamination des anguilles des différentes classes de tailles de l'estuaire aval, de l'estuaire amont, de la Garonne et de la Dordogne a été comparée aux quelques valeurs trouvées dans la littérature. Il faut noter que quand ces données existent, elles ne concernent le plus souvent qu'un nombre restreint d'individus (< 10).

Il est clair d'après l'analyse du Tableau 7 que les anguilles de l'estuaire de la Gironde et des bassins versants Dordogne et Garonne montrent un niveau de contamination en PCB remarquable par rapport aux autres sites français et européens pour lesquels des informations existent. Comme nous l'avons déjà vu précédemment, l'estuaire marin est plus contaminé que les zones amont. Il faut remarquer que l'anguille très fortement contaminée issue de la zone Dordogne amont

et notée dans le Tableau 7, présente un niveau de contamination équivalent à celui rencontré chez les anguilles de Hollande.

Localisation géographique	Source	Nombre d'individus analysés	Longueur moyenne (mm)	Poids moyen (gramme)	Concentration (ng/g pf)
Pologne Lac Druglin Duzy	Greenpeace (2005)	5	510	-	2
Irlande Lac Furnace	Greenpeace (2005)	6	460	-	4
France Nantes	Greenpeace (2005)	5	370	-	5
Irlande rivière Owengarve	Greenpeace (2005)	6	270	-	5
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	17 (pool 40 ind)	Civelles	0,3	6
France camargue Lagon de Vaccarès La capellièrre	Roche <i>et al.</i> (2000)	18	-	-	8,88
Pays bas Canal Harinxma	Greenpeace (2005)	2	380	-	16
France Camargue Lagon de Vaccarès Canal de Fumemorte	Roche <i>et al.</i> (2000)	16	-	-	22
France Etang de Thau	Greenpeace (2005)	5	470	-	29
France Camargue Lagon de Vaccarès péninsule de Mornès	Roche <i>et al.</i> (2000)	19	-	-	32
Etats Unis rivière Conhansey, NJ	Ashley <i>et al.</i> (2003)	5	560	-	40
Espagne Mino	Greenpeace (2005)	4	440	-	54
France Seudre	Girard (1998)	30	-	57	55
République Tchèque Elbe proche Prague	Greenpeace (2005)	2	520	-	66
France Garonne	Cette étude	6	100-200	7	77
France Dordogne	Cette étude	2	300-400	42	81
France Dordogne	Cette étude	35	200-300	20	88
Belgique Canal Charleroi	Greenpeace (2005)	4	580	-	97
France Dordogne	Cette étude	12	100-200	7	98
France Garonne	Cette étude	16	200-300	20	106
Italie Lac Bracciano	Greenpeace (2005)	2	570	-	120
Espagne Ebro	Greenpeace (2005)	5	360	-	123
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	41	100-200	6	123
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	85	200-300	24	124
France Lot - Cahors	Girard (1998)	5	-	208	134
Angleterre Tamise	Greenpeace (2005)	5	590	-	136
France Garonne	Cette étude	1	500-600	284	145
Angleterre rivière wey	Gazzard (1993)	12	-	-	165
Pays Bas Canal noordzee	Greenpeace (2005)	2	390	-	165
France Gave de Pau-Cauneille	Girard (1998)	6	-	365	177
République Tchèque Elbe proche allemagne	Greenpeace (2005)	2	470	-	184
Allemagne Weser	Greenpeace (2005)	5	570	-	196
France Camargue Lagon de Vaccarès Canal de Fumemorte	Roche <i>et al.</i> (2002)	7	-	-	207
Hollande Lac Gaasperplas	Van der Oost (1996)	16	470	-	237
France Charente Saint Simieux	Girard (1998)	15	-	448	244
Hollande Amsterdam Diemerzeedijk	Van der Oost (1996)	10	480	-	246
Etats Unis Rivière Passaic, NJ (1)	Ashley <i>et al.</i> (2003)	4	500	-	250
France Dordogne	Cette étude	12	600 et +	872	276
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	41	300-400	75	278
Etats Unis rivière Delaware en desous de Trenton NJ	Ashley <i>et al.</i> (2003)	6	560	-	290
France Garonne	Cette étude	3	400-500	-	298
France Camargue Lagon de Vaccarès La capellièrre	Roche <i>et al.</i> (2002)	5	-	-	313
Allemagne Elbe	Greenpeace (2005)	5	590	-	327
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	30	400-500	161	346
Allemagne Rhin	Greenpeace (2005)	5	600	-	381
France Garonne	Cette étude	9	600 et +	538	389
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	27	600 et +	685	413
France Estuaire marin de la Gironde	Cette étude	16	500-600	288	414
Hollande Amsterdam Enclosed IJ	Van der Oost (1996)	10	490	-	462
Italie Rome	Greenpeace (2005)	5	360	-	483
Hollande Amsterdam Port Americain	Van der Oost (1996)	10	500	-	536
Etats Unis Baie de Raritan, NJ	Ashley <i>et al.</i> (2003)	4	430	-	550
Allemagne rivière Maine proche Nurnberg	Greenpeace (2005)	5	680	-	566
Hollande Volgermeerpolder	Van der Oost (1996)	10	620	-	584
France Dordogne	Cette étude	1	500-600	410	720
Hollande Nieuwe Meer	Van der Oost (1996)	10	460	-	773
Etats Unis Rivière Hudson à Athens	Ashley <i>et al.</i> (2003)	5	500	-	900
Pays bas	Greenpeace (2005)	2	400	-	1512
Etats Unis Rivière Hudson à GW bridge	Ashley <i>et al.</i> (2003)	5	550	-	2000
Etats Unis Rivière Hudson à Newburgh	Ashley <i>et al.</i> (2003)	5	600	-	3865

Tableau 7 : Niveaux de contamination de l'anguille européenne dans le monde d'après la littérature scientifique.

IV. Conclusion

Les résultats obtenus sur un nombre significatif d'individus (240 anguilles et 17 lots de civelles) ont confirmé la forte imprégnation en PCB des anguilles de l'estuaire de la Gironde dès les premières classes d'âges. Ce niveau de contamination est la résultante de la contamination des anguilles par voie trophique. Ceci est clairement mis en évidence au niveau de l'estuaire amont, où, les anguilles qui se nourrissent préférentiellement sur des amphipodes, plus contaminés que les autres proies potentielles (crevettes), présentent des concentrations en polluants significativement plus élevées que dans l'estuaire aval. Les travaux sur les régimes alimentaires de l'anguille au niveau du système estuarien montrent l'importance du maillon « crustacés » comme base des régimes alimentaires de l'espèce. Ceci soulève également l'intérêt des petits crustacés en tant qu'organisme sentinelle dans le cadre d'un suivi de la pollution chimique.

Le niveau de contamination atteint par les anguilles pose problème à deux niveaux, d'une part au niveau de la consommation humaine, et d'autre part au niveau même de la dynamique de l'espèce.

D'un point de vue de l'exploitation de la ressource, et de la consommation humaine, les concentrations en PCB retrouvées dans les civelles ne posent pas de soucis par rapport à la recommandation de l'AFSSA et ne sont donc pas un frein direct pour l'instant à l'exploitation de la civelle. Par contre si l'on considère le niveau de contamination de l'anguille dans l'estuaire marin (soumis à la marée de salinité), il est clair que les niveaux mis en évidence posent problème en terme de sécurité sanitaire pour l'Homme. Ce problème est d'autant plus difficile à résoudre que cette contamination est la résultante d'une pollution chronique diffuse et due au fonctionnement particulier de l'estuaire de la Gironde.

Si l'on s'intéresse maintenant à l'effet sanitaire des PCB au niveau de l'espèce, il est clair que de telles teneurs posent problème, aussi bien pour le confort des fractions de population d'anguilles en place (stress, ulcération, déséquilibre hormonaux, pathologies) que pour les fractions migrantes. Pendant la dévalaison, et pendant la migration vers les sargasses, les anguilles en voie de maturation vont remobiliser leurs graisses et à fortiori, les PCB piégés dans ce carburant, permettant ainsi l'expression de la toxicité des composés de types PCB et autres polluants lipophiles. Les PCB à des doses sub-létales contribueraient donc à diminuer le potentiel reproducteur de l'espèce en perturbant le cycle biologique à différents niveaux comme la migration de reproduction, la reproduction elle-même, et les produits qui en sont issus (effets tératogènes sur les œufs et les larves).

Bien entendu les PCB sont interdits à la production depuis 1987 en France, et la tendance de leur présence est à la baisse dans l'environnement. Cependant il faut garder à l'esprit que d'autres classes de composés présentant des propriétés similaires comme les retardateurs de flamme (Polybromo-diphényle-éthers ou PBDE) sont encore utilisés et ils pourraient également à terme poser problème. Il faut également considérer que les PCB ne sont pas les seuls polluants à être mobilisés par les graisses, les métaux lourds en sont d'autres exemples qui commencent à être taxés des mêmes maux sur les poissons en général et l'anguille en particulier. Il serait donc intéressant d'engager des travaux sur les effets synergiques des différents types de polluants organiques et inorganiques sur la survie de cette espèce.

Cette étude amorce des débuts de réponse, mais il serait intéressant de poursuivre ces travaux en complétant le jeu de données sur les zones amont notamment pour les grandes classes de taille, mais aussi en ayant accès à des anguilles d'autres bassins versants français. En effet il existe peu de données de contamination de l'anguille en PCB sur le territoire français.

Enfin, il faut remarquer ici que s'il existe bien une dose journalière admissible à ne pas dépasser pour l'Homme, peu de travaux existent actuellement sur l'effet de ces polluants rémanents à des doses sub-létales pour les poissons en général et en particulier pour l'anguille. Par contre les soupçons d'effets majeurs sur un certain nombre de fonctions physiologiques de première importance sont forts. Il serait donc intéressant, au moment où l'on va mettre en place des

mesures de gestion visant à assurer pour chaque bassin versant un niveau d'échappement suffisant pour assurer la pérennité de ce stock de regarder également la « qualité toxicologique » des pré-géniteurs qui doivent assurer la reproduction. A quand la mise en place d'une dose admissible pour le bien être du poisson ? Dans la future gestion de cette espèce à l'échelon local, national ou international il faudra tenir compte de ces aspects de première importance.

V- Bibliographie

- Ashley J.T.F., Horwitz R., Steinbacher J.C., Ruppel B. (2003)
A comparison of congeneric PCB patterns in american eels and striped bass from the Hudson and Delaware river estuaries.
Marine Pollution Bulletin 46, 1294-1308.
- Adam G. (1997)
L'anguille Européenne (*Anguilla anguilla* L.1758) : dynamique de la sous population du lac de Grand Lieu en relation avec les facteurs environnementaux et anthropiques.
Thèse de Doctorat CEMAGREF/Université Paul Sabatier de Toulouse/INPT, 353 pp.
- Anonyme (1984a)
Rapport de synthèse et programme quinquennal anguille. Rapport Groupe National Anguille, 60pp (Min Agriculture, Environnement, Recherche).
- Anonyme (1984b)
Rapport thématique sur l'anguille. Groupe National Anguille, 218pp (Min Agriculture, Environnement, Recherche).
- Aoki Y. (2000)
Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, and polychlorinated dibenzofurans as endocrine disrupters – what we have learned from Yusho disease.
Environmental Research Section A, 86, 2-11.
- Afssa (2003)
Avis de l'Afssa sur l'existence d'une corrélation significative entre les teneurs dans différents congénères de PCB. 8/04/2003, 8 pp.
- Bargar T.A., Scott G.I., Cobb G.P. (2001)
Maternal transfer of contaminants: case study of the excretion of three polychlorinated biphenyl congeners and technical-grade endosulfan into eggs by white leghorn chickens (*Gallus domesticus*).
Environmental Toxicology and Chemistry, 20, 61-67.
- Ballschmiter K., Zell M. (1980)
Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. Composition of technical Aroclor and Clophen PCB mixtures.
Fresenius z. Anal. Chem., 302, 20-31.
- Bernes C. (2001)
Will time heal every wound.
Agence Suédoise pour la protection de l'environnement.
- Bodin N. (2005)
Contamination des crustacés décapodes par les composés organohalogénés. Etude détaillée de la bioaccumulation des PCB chez l'araignée de mer *Maja brachydactyla*.
Thèse de doctorat, Université de Bretagne Occidentale, Brest, 148 pp.
- Budzinski H., Lemenach K. (2002)
Etude des flux des contaminants organiques (HAP, PCB, pesticides) de l'estuaire de la Gironde.
Rapport Liteau 2002.

- Bresse G., Sisti E., Cima F. (1997)
PCBs and organochlorinated pesticides in eel (*Anguilla anguilla*) from the Po Delta.
Marine Chemistry, 58, 261-266.
- Daverat F., Elie P. Lahaye M. (2004)
Microchemistry contribution to a first approach to a diversity of life histories of eel from the lower part of the Gironde Gaonne Dordogne watershed.
Cybium 28, 83-90.
- Delpirou D., Coin R. (1987)
La réglementation des PCB.
Extrait de la revue générale de l'Electricité, 8, 79-83.
- De Voogt P., Wells D.E., Reutergårdh L., Brinkman U.A.Th. (1993)
Biological activity, determination and occurrence of planar, mono- and di-ortho PCBs.
Dans "environmental analytical chemistry of PCBs", édité par j. Albaigés, Gordon and Breach sciences publishers, 151-196.
- Black D. E., Gutjahr-Gobell R. , Pruell R. J. , Bergen B., McElroy A. E. (1998)
Effects of a mixture of non-ortho and mono ortho polychlorinated biphenyls on reproduction in *Fundulud heteroclitus* (Linnaeus).
Environmental Toxicology and Chemistry, 17, 1396–1404.
- Durif C., Dufour S., Elie P. (2005)
The silvering process of the European eel: a new classification from the yellow resident stage to the silver migrating stage.
Journal of Fish Biology.
- Edeline E., Dufour S., Briand C., Fatin D., Elie P. (2004)
Thyroid status related to migratory behavior in *Anguilla anguilla* glass eels.
Mar.Ecol.Prog.Series., 282, 261-270.
- Durif C., Elie P. (2004)
Morphological discrimination of the silvering stages of the European eel.
Dans "Casselman, J. & Cairns, D., eds) », Bethesda, Maryland: American Fisheries Society Symposium.
- Elie. P. (1979)
Contribution à l'étude des montées de civelles d'*Anguilla anguilla* Linné(Poisson Téléostéen, Anguilliforme) dans l'estuaire de la Loire : Pêche, Ecologie, Ecophysiologie et Elevage.
Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1, 381 pp.
- Elie P, Lecomte-Finiger R, Cantrelle I, Charlon N. (1982).
Définition des limite des différents stades pigmentaires durant la phase civelle d'*Anguilla anguilla*.
Vie et Milieu, 32, 149-157.
- Elie P. (2001)
La vie de l'anguille.
La Lettre de Sea-River N° 12.

EELREP (2004)

Estimation of the reproduction capacity of European eel Final Report and annex Part
Quality of Life and Management of Living Resources, Union Européenne.

Fonds M., Casal E., Schweizer D., Boon J.P., Van der Veer H.W. (1995)

Effects of PCB contamination on the reproduction of the dab *Limanda limanda* under laboratory conditions.

Netherlands journal of sea research, 34, 71-79.

Gazzard D.N., Yorke G. (1993)

The determination of selected pesticides and heavy metals in fish sampled from the river Wey.
National River authority, Thames Region, Reading.

Girard P. (1998)

Conséquences des pollutions sur les poissons.

Bulletin des GTV, 4-Aq.-004, 63-71.

Greenpeace Technical Note 12/2005/October 2005

Santillo D., Johnston P., Labunska I., Brigden K. (2005)

Swimming in chemicals, widespread presence of Brominated flame retardants and PCB in eels from rivers and lakes in European countries.

Jaouen A. (2000)

Distribution et effets biologiques des PCB et des HAP dans les organismes de l'estuaire de seine.

Thèse de Doctorat, Université du Havre, 2000.

Kannan N., Tanabe S., Tatsukawa R. (1988)

Toxic potential of non-ortho and mono-ortho coplanar PCBs in commercial PCB preparations :
"2,3,7,8-t4cdd toxicity equivalences factors approach".

Bull. Environ. Contam. Toxicol., 41, 267-276.

Kuratsune M. (1980)

Yusho (chap. 9b1). Dans : halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products, R. D. Kimbrough, Ed.(New York : Elsevier/North Holland biomedical press), 287-302.

Lamaison G. (2005)

Variabilité de la croissance de l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*.L.1758) au sein du bassin Gironde-Garonne-Dordogne.

DES de Sciences Naturelles CEMAGREF/Université Bordeaux 1, 43 pp

Lang V. (1992)

Review : polychlorinated biphenyls in the environment. J. Chromatogr., 595, 1-43.

Larsen B., Bowadt S., Tilio R. (1993)

Congener specific analysis of 140 chlorobiphenyls in technical mixtures on five narrow-bore GC columns. Dans "environment analytical chemistry of PCBs"; Éd. par J. Albaigés, Gordon and Breach Sciences Publishers, 3-24.

Marchand M., Abarnou A., Marcaillou-Lebaut C. (1990)

Rapp. Sci. Techn. Ifremer, n°18, sdp, Brest,162 pp.

- Mc Kinney J.D., Waller C.L. (1994)
Polychlorinated biphenyls as hormonally active structural analogues.
Environmental health perspectives, 102, 290-297.
- Mhiri C., Tandeau De Marsac N. (1997)
Réhabilitation par les microorganismes de sites contenant du pyralène : problématique et perspectives d'étude.
Bull. Inst. Pasteur, 95, 3-28.
- Monosson E., Stegeman J.J. (1991)
Cytochrome P450 induction and inhibition in winter flounder by 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl : comparison of response in fish from Georges bank and Narragansett bay. Environ.Toxicol. Chem., 10, 765-774.
- Navas J.M., Segner H. (1998)
Antiestrogenic activity of anthropogenic and natural chemicals.
Environmental Science and Pollution Research, 5, 75-82.
- Nounou P. (1980)
Ulcération des poissons et mammifères marins pêchés dans les eaux côtières françaises. Rapports scientifiques et techniques n°43, CNEXO, 94 pp.
- Nounou P. (1985)
Etat sanitaire des poissons d'intérêt commercial pêchés dans les eaux côtières françaises. Rapport scientifique et technique n°2, IFREMER, 297 pp.
- OCDE, (1973)
Décision et recommandation du conseil concernant la protection de l'environnement par un contrôle des diphényles, C (73) 1/ Final.
- Palstra A. (2006)
Energetic requirements and environmental constraints of reproductive migration and maturation of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.)
Thèse de l'université de Leiden, Pays Bas, 184 pp.
- Pasquaud. S. (2006)
Les relations trophiques élément de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien : application à l'estuaire de la Gironde.
Thèse de Doctorat Univ Bordeaux 1/CEMAGREF Bordeaux, 361 pp.
- Piérard C. (1995)
Détermination des PCB dans l'environnement sédimentaire marin et estuarien.
Thèse de Doctorat, Université Bordeaux 1, 226 pp.
- Robinet T., Feunteun E. (2002)
Sublethal effects of exposure to chemical compounds: A cause for the decline in Atlantique eel .
Ecotoxicology, 11, 265-277.

- Roche H., Buet A., Jonot O., Ramade F. (2000)
Organochlorine residues in european eel (*Anguilla anguilla*) crucian carp (*Carassius*) and catfish (*Ictalurus nebulosus*) from Vaccarès lagoon (French Nature reserve of Camargue) – effects on some physiological parameters.
Aquatic toxicology 48, 443-459.
- Roche H., Buet A., Ramade F. (2002)
Relationships between persistent organic chemicals residues and biochemical constituents in fish from a protected area : the French National Nature Reserve of Camargue.
Comparative Biochemistry and Physiology Part C, 133, 393-410.
- Rodriguez-Grau J., Venables B.J., Fitzpatrick L.C., Goven L.C., Goven A.J., Cooper E.L. (1989)
Suppression of secretory rosette formation by PCBs in *lumbricus terrestris* : an earthworm assay for tumoral immunotoxicity of xenobiotics.
Environ. Toxicol. Chem., 8, 1201-1207.
- Sager D., Girard D., Nelson D. (1991)
Early postnatal exposure to PCBs : sperm function in rats.
Environ. Toxicol. Chem., 10, 737-746.
- Sawyer T., Safe S. (1982)
PCB isomers and congeners : induction of aryl hydrocarbon hydroxylase and ethoxyresorufin-o-deethylase enzyme activities in rat hepatoma cells.
Toxicol. Lett., 13, 87-94.
- Schantz S.L., Levin E.D., Bowman R.E. (1991)
Review : long-term neurobehavioral effects of perinatal polychlorinated biphenyl (PCB) exposure in monkeys.
Environ. Toxicol. Chem., 10, 747-756.
- Schulz D.E., Petrick G., Duinker J.C. (1989)
Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and Clophen mixtures by multidimensional gas chromatography/electron capture detection.
Environ. Sci. Technol., 23, 852-859.
- Sharma R., Kodavanti P. R. S. (2002)
In vitro effects of polychlorinated biphenyls and hydroxy metabolites on nitric oxide synthases in rat brain.
Toxicology and applied pharmacology, 178, 127-136.
- Sindermann C.J., (1979)
Pollution associated diseases and abnormalities of fish and shellfish : a review.
Fishery Bulletin, 76, 717-749.
- Sindermann C.J. (1980)
The role and the value of pathobiology in pollution effects monitoring programs.
Rapp. P-v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer, 179: 135-151.

- Stouthart X., Huijbregts M., Balm P., Lock R., Wendelaar Bonga S. (1998)
Endocrine stress response and abnormal development in carp (*Cyprinus carpio*) larvae after exposure of the embryos to PCB 126.
Fish Physiology and Biochemistry, 18, 321-329.
- Tanabe S. (1998)
Problems in the future: foresight from current knowledge.
Environmental pollution, 50, 5-28.
- Tapie N. (2006)
Contamination des écosystèmes aquatiques par les PCB et PBDE : Application à l'estuaire de la Gironde.
Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I, 230 pp.
- Thompson B.E., Bay S.M., Anderson J.W., Laughlin J.D., Greenstein D.J., Tsukada D.T. (1989)
Chronic effects of contaminated sediments on the urchin *Lytechinus pictus*.
Environ. Toxicol. Chem., 8, 629-637.
- Thompson S. (1999)
Détermination des composés aromatiques et organochlorés dans l'environnement marin.
Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I, 230 pp.
- Tillit D.E., Ankley G.T., Giesy J.P., Ludwig J.P., Kurita-Matsuba H., Vaughn Weseloh D., Ross P.S., Bishop C.A., Sileo L., Stromborg K.L., Larson J. Et Kubiak T.J. (1992).
Polychlorinated biphenyl residues and egg mortality in double-crested cormorants from the great lakes.
Environ. Toxicol. Chem., 11, 1281-1288.
- Travis C., Hester S. (1991)
Mercury is found in fish in remote lakes ; lead is found in Greenland snow and PCBs, dioxins and pesticides are found in the Arctic.
Environ. Sci. Technol., 25, 815-819.
- Van Leeuwen C., Traag W., Hoogenboom L., de Boer J. (2002)
Dioxins, furans and dioxin-like PCBs in wild, farmed, imported and smoked eel from the Netherlands.
RIVO rapport C034/02.
- Van der Oost R., Opperhuizen A., Satumalay K., Heida H., Vermeulen N.P.E. (1996)
Biomonitoring aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*) Bioaccumulation : Biota-sediment ratios of PCBs, OCPs, PCDDs and PCDFs.
Aquatic toxicology, 35, 21-46.
- Verreault J., Villa R.A., Gabrielsen G.W. Skaare J.U., Letcher R.J. (2006)
Maternal transfer of organohalogen contaminants and metabolites to eggs of arctic-breeding glaucous gulls.
Environmental pollution, 1-8.

Ville P., Roch P., Cooper E.L., Masson P., Narbonne J.F. (1995)
PCB increase molecular-related activities (lysozyme, antibacterial, hemolysis, proteases) but inhibit macrophage-related functions (phagocytosis, wound healing) in earthworms.
J. Invert. Pathol., 65, 217-224.

Yamaguchi N., Gazzard D., Scholey G., Macdonald D.W. (2003)
Concentration and hazard assesment of PCBs, organochlorrine pesticides and mercury in fish species from upper Thames : River pollution and its potential effects on top predators.
Chemosphere, 50, 265-273.

Annexe
Tableaux de synthèse des résultats par zones d'échantillonnage

Estuaire Aval

Code Echantillons	Lieu de prélèvement	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Date de dissolution	Taille mm	Poids g	Pourcentage d'humidité %	teneur lipidique / pas sec %	Concentration CB 5/9+28 µg/g ps	Concentration CB 101 µg/g ps	Concentration CB 118 µg/g ps	Concentration CB 133 µg/g ps	Concentration CB 138 µg/g ps	Concentration CB 180 µg/g ps	Concentration Somme 7zob µg/g lipid	Concentration Somme 7zob µg/g lipid
MA01	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	387	85	66	42	5	48	105	407	268	172	1.005	2.393
MA02	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	289	38	78	25	1	12	25	153	108	76	381	9.531
MA03	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	451	137	77	24	2	23	41	228	228	130	827	11.817
MA04	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	449	154	62	9	1	20	36	254	168	116	659	7.318
MA05	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	416	119	71	28	4	27	46	380	223	138	853	3.047
MA06	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	421	128	74	24	6	30	38	380	335	156	930	4.896
MA07	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	482	210	59	69	4	110	62	485	328	241	1.288	1.866
MA08	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	270	37	76	149	3	15	52	280	149	105	953	3.888
MA09	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	370	38	61	52	4	26	31	280	196	724	1.392	1.482
MA10	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	310	40	79	21	1	13	39	289	174	140	675	3.215
MA11	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	22/04/05	24/06/05	255	28	77	5	1	16	43	214	147	545	10.907	125
MA12	Maubert/ Montagne	Estuaire aval	24/06/05	24/06/05	570	321	65	62	3	21	44	59	347	289	1.382	2.259
MA13	Maubert	Estuaire aval	13/04/05	24/11/05	525	273	89	17	45	17	45	303	203	143	795	2.358
MA14	Maubert	Estuaire aval	13/04/05	24/11/05	464	156	74	19	17	17	33	217	154	119	572	3.056
MA15	Maubert	Estuaire aval	13/04/05	24/11/05	528	108	69	48	10	63	94	303	238	106	379	3.719
MA16	Maubert	Estuaire aval	17/03/05	24/11/05	370	109	46	36	12	12	22	151	104	95	366	3.179
MA17	Maubert	Estuaire aval	17/03/05	24/11/05	320	69	74	36	5	30	36	271	186	154	980	1.868
MA18	Maubert	Estuaire aval	17/03/05	24/11/05	325	68	88	41	27	45	61	233	190	121	717	1.742
MA19	Maubert	Estuaire aval	17/03/05	24/11/05	350	78	61	57	19	42	88	293	245	158	965	1.697
MA20	Maubert	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	434	126	53	11	0	9	21	195	123	108	471	4.284
MASE 01	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	437	165	48	42	3	24	41	247	174	153	675	1.606
MASE 02	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	459	167	51	33	42	27	44	291	208	171	781	2.365
MASE 03	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	550	297	51	43	2	22	37	284	181	147	714	1.661
MASE 04	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	515	242	54	35	3	31	65	324	222	192	885	2.530
MASE 05	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	512	235	54	40	3	21	43	321	156	131	618	1.546
MASE 06	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	658	493	57	43	3	24	38	276	191	146	735	1.710
MASE 07	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	698	397	53	43	3	24	39	323	214	170	823	1.913
MASE 08	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	746	684	64	15	0	11	25	238	168	159	632	4.214
MASE 09	Maubert - St Estephe	Estuaire aval	06/04/06	12/04/06	178	7	49	6	6	4	43	268	158	111	588	9.798
V1	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	185	8	53	10	0	3	6	37	25	17	94	937
V2	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	142	3	60	23	1	8	6	34	19	13	88	381
V3	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	272	29	61	28	1	4	7	45	32	22	115	412
V4	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	172	66	60	11	0	5	3	10	5	3	31	282
V5	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	212	119	95	6	0	7	12	134	87	67	310	5105
V6	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	160	53	60	16	0	6	6	37	23	15	89	580
V7	St Vivien du Medoc A	Estuaire aval	Nov / Dec 2005	15/03/06	136	335	60	7	15	14	14	111	76	63	287	76
SMB01	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	117	194	60	7	6	16	10	73	47	62	197	115
SMB02 + 03	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	170	377	60	7	6	14	0	72	48	32	167	75
SMB04 + 14 + 21	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	140	84	60	4	5	4	7	36	39	26	148	382
SMB05	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	135	336	60	4	10	4	7	66	41	29	148	3952
SMB06	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	230	1525	62	5	3	18	39	224	117	51	509	203*
SMB07	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	230	1525	62	5	0	3	7	69	45	29	163	3250
SMB08 + 18	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	116	207	60	7	9	17	71	42	40	184	117	73*
SMB09	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	242	2055	64	6	14	10	100	65	36	232	3871	85
SMB10	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	171	656	60	7	12	12	17	15	5	73	15	29*
SMB11	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	279	3354	69	7	8	8	81	36	16	125	1780	39
SMB12	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	231	1807	61	3	4	6	92	61	44	215	7175	83
SMB13	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	148	473	60	7	1	5	11	140	70	57	267	107*
SMB14	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	141	333	60	7	1	16	13	140	89	78	345	138*
SMB15	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	210	1252	59	3	0	4	10	65	46	235	7842	96
SMB16	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	195	1095	58	6	1	10	90	61	40	217	3609	82
SMB17	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	152	487	60	7	1	13	5	21	14	7	71	28*
SMB18	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	228	1838	64	5	1	5	37	28	18	98	1959	34
SMB19	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	168	851	60	7	11	12	128	83	52	294	117	19*
SMB20	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	157	397	60	7	13	11	5	9	7	48	3	11*
SMB21	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	144	422	60	7	30	45	82	41	289	110	289	44*
SMB22	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	148	453	60	7	14	14	119	74	53	264	117	14*
SMB23	St Vivien du Medoc B	Estuaire aval	mars-06	24/03/06	249	3353	73	17	13	13	159	87	51	339	1993	92

* valeurs estimées

Estuaire Amont

Table with columns: Code Echantillons, Lieu de prélèvement, Zone de prélèvement, Date de prélèvement, Date de dissection, Taille (mm), Poids (g), Pourcentage humidité / pts sec, Concentration CB 50-28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 153, CB 138, CB 180, Concentration Somme 7 PCB, Concentration Somme 7 PCB, Concentration Somme 7 PCB. Rows include samples AM01 to EN24.

Garonne fluvial

Code Echantillons	Lieu de prélèvement	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Date de dissection	Taille mm	Poids g	Pourcentage d'humidité %	Pourcentage teneur lipidique / pds sec %	Concentration CB 50+28 ng/g ps	Concentration CB 52 ng/g ps	Concentration CB 101 ng/g ps	Concentration CB 118 ng/g ps	Concentration CB 153 ng/g ps	Concentration CB 138 ng/g ps	Concentration CB 180 ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g lipid	Concentration Somme 7pcb ng/g pf
BE 1	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	195	14	75	13	0	7	7	13	27	26	8	89	713
BE 2	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	240	22	77	8	0	4	3	8	20	17	6	58	748
BE 3	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	224	17	77	5	0	6	2	10	23	18	6	66	1.351
BE 4	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	238	21	76	12	0	9	7	11	25	21	7	79	879
BE 5	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	432	32	76	9	0	4	6	13	19	38	1	84	1.637
BE 6	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	120	9	76	6	0	5	2	8	15	14	8	55	1.188
BE 10, 24	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	272	32	76	3	0	4	2	6	14	13	4	43	1.297
BE 17	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	219	17	77	10	0	7	3	9	19	19	5	61	537
BE 19	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	182	10	77	11	0	10	6	12	37	34	11	116	1.067
BE 20	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	201	14	77	6	0	8	6	12	25	21	7	78	1.288
BE 21	Beuve	Garonne fluviale	27/06/05	24/11/05	250	26	75	17	0	7	7	20	43	41	14	131	769
BX 1	Bordeaux	Garonne fluviale	31/08/05	24/11/05	237	21	76	10	3	20	45	47	279	188	152	743	7.721
BX 2	Bordeaux	Garonne fluviale	31/08/05	24/11/05	224	16	75	7	1	179	174	352	411	337	214	1.708	23.097
BX 3	Bordeaux	Garonne fluviale	31/08/05	24/11/05	237	22	73	13	5	43	53	84	269	197	107	758	5.806
BX 4	Bordeaux	Garonne fluviale	31/08/05	24/11/05	221	16	77	6	0	16	15	118	214	170	143	682	12.191
BX 5	Bordeaux	Garonne fluviale	31/08/05	24/11/05	226	14	77	3	0	8	12	21	159	102	81	384	11.677
BX 6/BX 7	Bordeaux	Garonne fluviale	31/08/05	24/11/05	176	7	77	7	2	17	29	32	190	137	111	519	7.110
BX 8	Bordeaux	Garonne fluviale	07/07/05	16/03/06	140	3	31	7	1	9	24	21	142	97	90	383	7

Dordogne fluvial

Code Echantillon	Lieu de prélèvement	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Date de dissection	Taille	Poids	Pourcentage humidité	Temps bidouille / pds sec	Concentration CB 50x28	Concentration CB 52	Concentration CB 101	Concentration CB 118	Concentration CB 123	Concentration CB 138	Concentration CB 180	Concentration Somme 7pcb	Concentration Somme 7pcb - ng/liqui	Concentration Somme 7pcb - ng/pd
B6 1	Bouras sur Gironda	Dordogne fluviale	12/08/05	24/11/05	230	0	76	8	1	3	13	23	103	82	54	265	34,008	70
B6 2	Bouras sur Gironda	Dordogne fluviale	12/08/05	24/11/05	234	19	76	8	2	5	16	27	156	117	108	431	4,816	104
B6 3	Bouras sur Gironda	Dordogne fluviale	12/08/05	24/11/05	208	15	76	8	2	14	27	28	110	86	64	331	4,015	84
B6 4	Bouras sur Gironda	Dordogne fluviale	12/08/05	24/11/05	232	20	76	5	11	55	80	63	259	215	162	847	16,295	202
B6 5	Bouras sur Gironda	Dordogne fluviale	12/08/05	24/11/05	227	23	76	7	6	12	27	27	169	131	98	444	6,471	105
B6 6 s1	Bouras sur Gironda	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	188	8	74	7	1	7	15	194	137	133	519	7,303	135	
DU 1	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	285	38	68	4	0	3	7	16	55	42	17	141	343	45
DU 2	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	287	27	74	22	0	2	4	14	63	44	19	147	670	70
DU 3	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	235	20	74	20	0	2	6	19	91	60	35	213	1,063	55
DU 4	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	230	19	77	11	0	2	1	5	19	10	5	41	570	10
DU 5LD 3	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	202	15	75	11	0	2	5	11	40	31	17	107	953	27
LD 1	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	231	20	76	10	0	2	4	10	25	21	12	75	564	18
LD 2	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	271	31	74	16	0	3	5	14	57	44	22	145	564	38
LD 3	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	255	21	76	7	0	2	3	10	28	23	14	80	1,117	19
LD 4	Lidoire - Durize	Dordogne fluviale	29/06/05	30/11/05	289	32	76	11	0	1	3	13	13	7	5	31	280	7
LD 5	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	210	15	76	9	1	8	34	36	237	182	88	585	6,628	142
LD 6	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	210	16	77	3	1	14	42	39	239	185	89	623	8,878	145
LD 7	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	163	13	76	10	0	3	27	27	155	126	68	417	2,974	106
LD 8	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	205	14	76	10	0	5	22	48	242	183	90	637	6,434	150
LD 9	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	225	20	76	13	1	11	20	31	174	139	71	445	3,129	108
LD 10	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	235	21	76	14	2	15	42	65	260	186	91	661	4,949	153
LD 11	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	240	28	75	17	3	17	67	51	385	264	181	968	5,546	246
LD 12	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	212	13	76	16	3	20	64	55	232	196	120	690	4,371	169
LD 13	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	210	14	77	8	1	11	31	36	149	108	78	414	5,104	94
LD 14	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	187	11	76	8	2	8	27	32	221	155	87	531	6,439	126
LD 15	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	219	13	76	10	2	12	36	35	184	142	61	472	4,845	112
LD 16	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	198	14	75	78	9	8	34	24	215	180	141	604	6,823	136
LD 17	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	126	3	60*	7	2	13	17	13	29	7	14	108	7	43*
LD 18	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	143	5	60*	7	2	10	14	14	46	37	24	147	7	59*
LD 19	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	155	5	43	10	1	8	8	7	21	16	10	71	7	40
LD 20	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	218	15	76	10	2	17	38	25	167	120	88	457	4,444	111
LD 21	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	244	20	79	4	0	5	10	8	51	36	25	134	3,655	28
LD 22	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	230	17	78	2	0	4	8	11	63	47	55	214	9,506	47
LD 23	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	245	26	76	10	2	7	11	10	63	47	27	165	1,595	39
LD 24	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	233	23	77	7	42	7	13	12	89	63	42	227	3,169	53
LD 25	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	2	7	7	7	0	4	8	6	69	46	61	195	3,258	5
LD 26	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	152	7	75	11	0	4	7	12	57	41	24	146	1,286	37
LD 27	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	121	2	60*	14	0	5	6	53	39	20	35	968	56*	56*
LD 28	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	159	4	60*	14	0	5	7	6	51	24	13	86	682	24
LD 29	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	277	21	91	8	2	10	29	42	212	205	139	988	9,889	135
LD 30	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	250	13	77	4	0	3	12	17	144	106	69	482	5,129	106
LD 31	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	177	9	77	2	1	9	24	23	144	93	42	498	7,532	113
LD 32	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	205	14	76	3	0	4	8	24	156	120	70	383	11,938	92
LD 33	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	213	15	78	5	0	9	17	18	133	96	58	333	7,033	75
LD 34	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	192	10	76	11	1	13	29	36	247	190	124	640	6,085	152
LD 35	Lidoire - Frontac	Dordogne fluviale	05/08/05	30/11/05	216	16	77	12	1	14	39	44	327	235	161	822	6,735	187

* valeurs estimées

Dordogne amont

Code Echantillons	Lieu de prélèvement	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Date de dissection	Taille mm	Poids g	Pourcentage d'humidité %	teneur lipidique / pts sec %	Concentration CB 59v28 ng/g ps	Concentration CB 101 ng/g ps	Concentration CB 118 ng/g ps	Concentration CB 153 ng/g ps	Concentration CB 138 ng/g ps	Concentration CB 180 ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g lipid	Concentration Somme 7pcb ng/g pl
TO 8	Tullieres	Dordogne amont	11/06/04		200-300		70	26	2	40	105	391	276	87	914	3514	274
Bar 01 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne amont	6-15 février 2006	15/03/06	912	941	72	16	1	22	59	247	170	71	579	3621	162
Bar 02 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	812	841	60	15	1	29	36	169	159	71	522	360	211
Bar 03 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	716	82	51	17	2	31	9	18	15	76	326	1051	226
Bar 04 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	726	916	64	17	13	408	432	458	196	42	3399	5964	1228
Bar 05 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	870	1121	64	47	1	30	36	114	103	42	345	733	136
Bar 06 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	760	824	58	53	1	20	56	318	260	138	809	1527	342
Bar 07 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	742	1001	61	56	1	16	48	148	122	52	379	677	155
Bar 08 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	702	797	61	54	1	15	47	166	132	52	437	809	171
Bar 09 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	660	650	62	47	1	27	44	241	179	89	596	1268	227
Bar 10 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	6-15 février 2006	15/03/06	755	905	60	51	1	35	48	120	106	32	359	704	142
Bar 11	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	février 2006	24/03/06	345	53	68	7	2	16	34	114	87	46	318	6222	140
Bar 12	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	février 2006	24/03/06	361	61	70	9	3	13	19	68	459	524	1676	2932	727
Bar 13 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	février 2006	24/03/06	595	410	57	56	3	25	41	146	128	47	474	923	180
Bar 14 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	février 2006	24/03/06	800	983	62	51	3	25	41	146	128	47	474	923	180
Bar 15 *	Aval barrage / rupture vanne	Dordogne Amont	février 2006	24/03/06	700	798	61	53	5	23	55	222	187	79	654	1233	285

Garonne amont

Code Echantillons	Lieu de prélèvement	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Date de dissection	Taille mm	Poids g	Humidité %	Moisture / pds sec %	Concentration CB 50+28 ng/g ps	Concentration CB 52 ng/g ps	Concentration CB 101 ng/g ps	Concentration CB 118 ng/g ps	Concentration CB 123 ng/g ps	Concentration CB 138 ng/g ps	Concentration CB 180 ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g lipid	Concentration Somme 7pcb ng/g pl
GOT du 03/06/04	Golfesch	Garonne amont	03/06/05	/	450	/	71	31	4	44	65	284	676	557	203	1 834	5 916	534
GOT du 27/06/05	Golfesch	Garonne amont	27/06/05	/	450	/	63	32	0	6	32	44	145	123	52	404	1 263	130
GOS du 29/09/05	Golfesch	Garonne amont	29/09/05	/	250	/	71	15	1	7	45	74	206	175	57	585	3 769	167
GOT du 13/06/05	Golfesch	Garonne amont	13/06/05	/	250	/	73	17	1	8	41	82	259	219	99	709	4 171	192
GOT du 13/06/05	Golfesch	Garonne amont	13/06/05	/	250	/	72	25	0	15	42	61	189	153	61	521	2 086	144
GOT du 29/05/04	Golfesch	Garonne amont	29/05/04	/	400	/	70	25	3	19	70	91	277	229	91	780	3 121	236
COMA 01	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	755	489	54	29	3	25	69	110	297	275	129	909	3 133	419
COMA 02	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	670	455	54	20	3	32	53	132	424	385	176	1 205	6 027	550
COMA 03	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	607	324	53	27	2	21	41	89	129	120	75	477	1 765	223
COMA 04	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	524	284	54	23	1	14	26	42	101	100	31	316	1 372	145
COMA 05	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	652	384	58	12	1	21	39	77	217	198	88	639	3 325	289
COMA 06	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	653	517	58	25	3	16	24	49	148	124	56	419	1 674	176
COMA 07	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	920	410	59	8	2	13	18	66	172	150	84	477	3 963	186
COMA 08	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	755	692	52	6	4	33	83	102	276	262	104	897	4 724	433
COMA 09	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	755	692	52	50	10	43	88	102	276	262	104	897	4 724	433
COMA 10	Couhures/Garonne - Marmande	Garonne amont	10 et 11/04/06	12/04/06	802	878	53	51	8	39	108	200	573	513	217	1 657	3 250	782

Code Echantillons	Lieu de prélèvement	Zone de prélèvement	Date de prélèvement	Date de dissection	Taille mm	Poids g	Pourcentage d'humidité %	teneur lipidique / pds sec %	Concentration CB 50+28 ng/g ps	Concentration CB 52 ng/g ps	Concentration CB 101 ng/g ps	Concentration CB 118 ng/g ps	Concentration CB 153 ng/g ps	Concentration CB 138 ng/g ps	Concentration CB 180 ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g ps	Concentration Somme 7pcb ng/g lipid	Concentration Somme 7pcb ng/g pl
civelle dec04 B EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	77	19	1	5	4	4	7	6	2	28	148	6
civelle dec04 C EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	80	22	0	4	3	3	5	7	1	25	115	5
civelle dec04 D EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	78	17	0	5	4	3	5	6	1	24	139	5
civelle jan05 A EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	78	19	0	5	4	3	5	4	1	23	120	5
civelle jan05 B EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	78	18	0	4	4	3	5	4	1	21	121	4
civelle fev05 A EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	78	17	0	5	5	3	5	4	1	24	141	5
civelle fev05 B EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	78	20	0	4	5	3	5	4	1	22	110	5
civelle mar05 A EDF2	Estuaire EDF DCE	Estuaire	08/12/04	/	80	0	78	16	1	6	5	4	6	7	1	29	180	6
civelle (pool)	Dordogne Fluviale	Estuaire	janv-06	/	7	7	78*	18	1	5	4	2	7	6	2	26	145	5*
civelle (pool)	Estuaire Amont	Estuaire	dec-05	/	7	7	78*	20	1	3	2	3	4	4	1	18	90	4*
civelle (pool)	Estuaire Amont	Estuaire	janv-06	/	7	7	78	19*	1	5	3	5	6	5	2	27	141*	6
civelle (pool)	Estuaire	Estuaire	mars-06	/	7	7	76*	19	1	4	3	2	5	5	1	21	113	4
civelle (pool)	Estuaire EDF DCE	Estuaire	janv-05	/	7	7	76*	19	1	0	7	4	6	6	1	26	134*	4
civelle (pool)	Estuaire EDF DCE	Estuaire	janv-05	/	7	7	76*	19	2	3	6	3	4	6	1	34	184*	5*
civelle (pool)	Estuaire EDF DCE	Estuaire	janv-05	/	7	7	76*	19	2	3	6	11	11	10	2	54	287*	10*
civelle (pool)	Estuaire EDF DCE	Estuaire	janv-05	/	7	7	76*	19	1	3	5	2	5	5	1	20	108*	4*
civelle (pool)	Estuaire EDF DCE	Estuaire	mars-05	/	7	7	78*	21	3	6	10	14	13	13	3	62	293	10*

* valeurs estimées