

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/285596379>

Consommation de poissons d'eau douce et PCB : aspects réglementaires, méthodologiques et sanitaires. Avis de l'Anses : Rapport d'expertise collective

Technical Report · July 2015

CITATIONS

0

READS

694

12 authors, including:



Feidt Cyril

University of Lorraine

193 PUBLICATIONS 2,458 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Vigreux Carole

Danone

4 PUBLICATIONS 12 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Gilles Riviere

Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et d...

244 PUBLICATIONS 2,671 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Jean-Claude Amiard

University of Nantes

266 PUBLICATIONS 7,450 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



INnovative Strategies to establish Safe livestock rearing systems In Chlordecone Contaminated Areas [View project](#)



Raman spectroscopy for microplastics analysis [View project](#)

anses

agence nationale de sécurité sanitaire
alimentation, environnement, travail



Connaître, évaluer, protéger

Consommation de poissons d'eau douce et PCB : aspects réglementaires, méthodologiques et sanitaires

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Juillet 2015

Édition scientifique



Consommation de poissons d'eau douce et PCB : aspects réglementaires, méthodologiques et sanitaires

Avis de l'Anses
Rapport d'expertise collective

Juillet 2015

Édition scientifique

Le directeur général

Maisons-Alfort, le 22 juillet 2015

AVIS **de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation,** **de l'environnement et du travail**

relatif à l'évaluation du risque lié à la contamination des poissons de rivière par les PCB
selon les mesures de gestion mises en œuvre

L'Anses met en œuvre une expertise scientifique indépendante et pluraliste.

L'Anses contribue principalement à assurer la sécurité sanitaire dans les domaines de l'environnement, du travail et de l'alimentation et à évaluer les risques sanitaires qu'ils peuvent comporter.

Elle contribue également à assurer d'une part la protection de la santé et du bien-être des animaux et de la santé des végétaux et d'autre part l'évaluation des propriétés nutritionnelles des aliments.

Elle fournit aux autorités compétentes toutes les informations sur ces risques ainsi que l'expertise et l'appui scientifique technique nécessaires à l'élaboration des dispositions législatives et réglementaires et à la mise en œuvre des mesures de gestion du risque (article L.1313-1 du code de la santé publique).

Ses avis sont rendus publics.

L'Anses a été saisie le 16 mai 2014 par la direction générale de l'Alimentation d'une demande d'avis relatif à l'évaluation du risque lié à la contamination des poissons de rivière par les PCB¹ selon les mesures de gestion mises en œuvre (Saisine 2014-SA-0122).

Les travaux engagés dans le cadre de l'établissement du bilan des plans nationaux relatifs aux PCB étant déjà abordés au sein du groupe de travail (GT) « PCB dans les milieux aquatiques » (autosaisine n°2011-SA-0039 du 15 février 2011) au moment de la saisine de la DGAI, les résultats des travaux du GT (Anses 2015) ont été pris en compte pour répondre aux questions posées par la saisine. L'objectif principal du GT était de faire le bilan des connaissances régulièrement acquises au cours de ces 10 dernières années sur la problématique des PCB dans les poissons et d'apporter un regard critique sur les méthodologies d'évaluation du risque sanitaire relatif aux PCB afin, notamment, d'appréhender la cohérence et la pertinence sanitaires des recommandations de consommation de poissons.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Contexte de la saisine :

Dans le cadre du plan national d'action PCB, près de 60 départements sont concernés par des mesures d'interdiction de commercialisation et de consommation de poissons de rivière dans les zones où la contamination des poissons est avérée au regard de la limite réglementaire². Par

¹ PolyChloroBiphényles

² Entre 2006 et 2013, une trentaine d'avis relatifs aux interprétations des résultats d'analyse en PCB dans les poissons pêchés dans les cours d'eau ou bassins français, en particulier ceux d'eau douce, ont été publiés par l'Afssa puis l'Anses. L'objectif principal de ces avis était de définir sur la base de l'ensemble des données disponibles et au regard des niveaux de contamination observés, la conformité ou la non-conformité par rapport aux limites réglementaires en dioxines, furanes, PCB de type dioxine et PCB de type non dioxine des poissons pêchés dans les différents bassins versants français.

ailleurs des recommandations particulières de consommation ont été émises par l'Anses concernant les poissons de rivière réputés fortement bio-accumulateurs de PCB. Or, il ressort des conclusions de l'étude d'imprégnation aux PCB des consommateurs de poissons d'eau douce que :

- 1- L'association entre la consommation de poissons fortement bio-accumulateurs de PCB et l'imprégnation reste modérée
- 2- L'association entre la consommation de poissons faiblement bio-accumulateurs de PCB pêchés sur les sites et l'imprégnation n'est pas significative
- 3- Les imprégnations de l'échantillon de pêcheurs amateurs ne diffèrent pas globalement de celles de la population française à âge équivalent

Au regard de ces éléments, la direction générale de l'Alimentation interroge l'Anses sur :

- ✓ Quel est le bénéfice, en termes de réduction de l'exposition, des teneurs maximales fixées par le règlement n°1881/2006³ pour les espèces d'eau douce sauvages que ce soit pour la population générale ou les plus forts consommateurs ?
- ✓ Quelles seraient les conséquences d'une suppression des teneurs réglementaires⁴ actuelles sur le niveau d'exposition de la population générale et des plus forts consommateurs si l'on considère le maintien des interdictions autour des « hot spots » ? Et sans maintien des interdictions autour des « hot spots » ?
- ✓ Quels sont les critères permettant de définir une zone comme un « hot spot » ?
- ✓ Est-il possible de prédire la concentration en dioxines furanes et en PCB dioxin-like à partir des concentrations observées en PCB-NDL ?

2. ORGANISATION DE L'EXPERTISE

L'expertise a été réalisée dans le respect de la norme NF X 50-110 « Qualité en expertise – Prescriptions générales de compétence pour une expertise (Mai 2003) ».

L'expertise relève du domaine de compétences du comité d'experts spécialisé (CES) « Evaluation des risques physico-chimiques liés à l'alimentation » (CES ERCA). L'Anses a confié l'expertise au groupe de travail « PCB dans les milieux aquatiques ». Les travaux du GT (Anses, 2015) ont été présentés et validés au CES ERCA tant sur les aspects méthodologiques que scientifiques le 14 avril 2015. Le projet d'avis basé sur le rapport du GT a été présenté au CES ERCA le 20 mai 2015 et validé le 1^{er} juillet 2015.

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES

3.1. Bilan des données et résultats disponibles

3.1.1. Base de données

Un inventaire de la contamination par les PCB, dioxines et furanes des poissons d'eau douce des six grands bassins hydrographiques français a été réalisé dans le cadre du plan national d'actions sur les PCB, adopté en 2008 par les ministères de l'écologie, de l'agriculture, et de la santé.

³ Règlement (CE) n°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires.

⁴ Ces limites réglementaires pour les 6 PCB-NDL indicateurs (PCB-28, -52, -101, -138, -153 et -180) sont les suivantes : 125 ng/g pour la chair musculaire de poisson d'eau douce sauvage capturé, et 300 ng/g pour la chair musculaire d'anguille.

L'office national de l'eau et des milieux aquatiques (ONEMA) a été chargé de mettre en œuvre des plans d'échantillonnage de poissons en réponse à la demande des ministères de tutelle, avec l'appui de l'agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) pour la conception du protocole d'échantillonnage et d'analyse. Les résultats d'analyse des prélèvements effectués sous l'égide de l'ONEMA (de 2008 à 2010) sont venus s'ajouter aux plans spécifiques et de surveillance mis en place depuis 2005 par la Direction Générale de l'Alimentation (DGAI) et la direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL) Rhône-Alpes. De plus, des plans de prélèvements de la DREAL Rhône-Alpes sur des stations complémentaires de celles définies par le plan national sont venus renforcer les prélèvements déjà effectués par l'ONEMA dans le Bassin Rhône-Méditerranée-Corse entre 2008 et 2011.

Plus de 300 stations réparties dans 78 départements ont ainsi fait l'objet de pêches et d'analyses d'une ou plusieurs espèces de poissons (commercialisables ou non) sur une période de 5 ans (de 2008 à 2012), auxquelles s'ajoutent les stations ayant fait l'objet des plans de prélèvement antérieurs à l'inventaire national. L'ensemble des données utilisées et présentées dans le rapport du GT regroupe les résultats d'analyses issus des différents plans de prélèvements effectués par l'ONEMA, la DREAL et la DGAI sur l'ensemble du territoire français.

La concaténation des bases ONEMA, DREAL et DGAI a permis de constituer une base de données de 7969 résultats d'analyses de PCB, la majorité des données étant imputable au plan national d'action confié à l'ONEMA. Des analyses de contamination chez 55 espèces de poissons d'eau douce sur un total de 305 stations ONEMA réparties sur 78 départements de France métropolitaine sont disponibles. A ces « stations ONEMA » s'ajoutent 344 stations DREAL, et 120 stations DGAI (non codifiées et sans coordonnées géographiques précises). Le tableau 1 présente le bilan des prélèvements réalisés et exploités par année et par bassin versant.

Les différents critères de censure (données non géolocalisées, espèce prélevée imprécise etc.) appliqués aux données d'analyse ont conduit à l'exclusion de 31% des informations de contamination des poissons d'eau douce en France. Au final 5540 résultats d'analyses sur 7499 ont pu être exploités. Trop peu de sites ont fait l'objet de prélèvements répétés au cours du temps pour que les données disponibles permettent d'étudier la variabilité temporelle des contaminations.

Entre 2005 et 2007, la pression d'échantillonnage s'est concentrée dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Un renforcement de 2008 à 2010 dans le cadre du plan national d'action pour les PCB d'une part, et de plans supplémentaires en 2011 d'autre part, a permis d'augmenter la pression d'échantillonnage dans les bassins Artois-Picardie, Loire-Bretagne et Seine-Normandie. Rhin-Meuse est, avec 309 lots, le bassin ayant la moins forte pression d'échantillonnage au cours des sept années prises en compte. En outre, le bassin Adour-Garonne demeure peu échantillonné au regard de sa superficie avec seulement 341 lots. La répartition des prélèvements par bassin versant n'est pas homogène du fait d'une pression d'échantillonnage différente (Tableau 1).

Tableau 1 : Bilan des échantillonnages par bassin hydrographique

	AG	AP	LB	RM	RMC	SN	France
2005	0	0	0	0	39/39	0	39/39
2006	0	0	0	0	123/75	0	123/75
2007	0	0	0	0	323/174	0	323/174
2008	10/10	227/227	188/130	40/0	1898/1197	273/259	2636/1823
2009	251/178	59/58	442/357	193/175	1205/835	230/211	2380/1814
2010	80/28	267/222	229/136	76/73	538/416	81/70	1271/945
2011	0	0	0	0	727/670	0	727/670
Total	341/216	553/507	859/623	309/248	4853/3406	584/540	7499/5540

Nombre de résultats d'analyses disponibles auprès des différentes sources / nombre de résultats d'analyses exploitables. AG : Adour-Garonne, AP : Artois-Picardie, LB : Loire-Bretagne, RM : Rhin-Meuse, RMC : Rhône-Méditerranée-Corse, SN : Seine-Normandie.

Les données montrent également une forte variabilité du nombre de prélèvements analysés en fonction de l'espèce considérée de poisson. Trois espèces ont été prélevées majoritairement entre 2005 et 2011 : le chevesne (*Squalius cephalus*), l'anguille (*Anguilla anguilla*), et le gardon (*Rutilus rutilus*).

Bien que ces trois espèces soient peu échantillonnées dans certains bassins hydrographiques (< 15 lots), une importante pression d'échantillonnage est à noter sur les poissons suivants :

- ✓ le barbeau fluviatile (*Barbus barbus*),
- ✓ la truite commune (*Salmo trutta trutta* ou *Salmo trutta fario*),
- ✓ la brème commune (*Abramis brama*).

3.1.2. Analyse complémentaire de l'étude ICAR-PCB : Révision des recommandations de consommation

Zonation des cours d'eau établie dans l'étude ICAR-PCB

L'étude ICAR-PCB (Imprégnation aux PCB et consommation alimentaire des produits de rivière, Anses 2011) avait été réalisée sur la base de six zones d'études, réparties sur l'ensemble du territoire métropolitain et réparties dans 18 départements et 11 régions. Les zones avaient été définies en fonction du niveau de contamination du sédiment par les PCB. La Seine (Bassin Seine-Normandie) ainsi que la Somme et ses affluents (Bassin Artois-Picardie) avaient été retenues comme zones d'études très fortement contaminées par les PCB. Le Rhône et ses affluents (Bassin Rhône-Méditerranée-Corse), ainsi que le Rhin et ses affluents, et la Moselle (Bassin Rhin-Meuse) avaient été choisis comme zones d'étude moyennement contaminées. Deux autres zones d'étude avaient été retenues en raison de la faible contamination des sédiments et sont situées sur la Loire et ses affluents (Bassin Loire-Bretagne), ainsi que la Garonne et ses affluents (Bassin Adour-Garonne).

Attendu qu'une zone d'étude est susceptible de couvrir plusieurs cours d'eau et peut intégrer un ou plusieurs affluents de ces derniers, un découpage en tronçon d'une trentaine de kilomètres chacun avait été retenu dans l'étude ICAR-PCB. Ainsi, quatre tronçons de cours d'eau avaient été pris en compte par grand bassin hydrographique (à l'exception du Bassin Seine-Normandie pour lequel seuls 3 tronçons avaient été pris en compte) conduisant à un total de 23 tronçons de cours d'eau de niveaux de contamination variables retenus sur la base de données de contamination des sédiments superficiels fluviaux et estuariens en PCB acquises par les réseaux nationaux de suivi des eaux superficielles et souterraines du Ministère chargé de l'Ecologie.

Scénarios de consommation de poisson et imprégnation aux PCB

Les analyses statistiques effectuées dans le cadre de l'étude nationale d'imprégnation aux PCB des consommateurs de poissons d'eau douce (étude ICAR-PCB, Anses 2011) ont permis de faire le lien entre la consommation des poissons fortement bio-accumulateurs de PCB et l'imprégnation en PCB de la population de cette étude. Ce travail a conduit à la formulation de recommandations de consommation de ces poissons permettant de ne pas franchir les seuils critiques d'imprégnation aux PCB. Ces recommandations ont été établies sur les bases de scénarios décrivant une femme de 44 ans et un homme de 60 ans habitant à proximité d'un tronçon de rivière fortement contaminé en PCB.

Dans le cadre du présent travail, il a été déterminé dans quelle mesure, d'un point de vue sanitaire, les recommandations générales de consommation de poissons (2 portions de poissons par semaine dont un gras⁵) peuvent s'appliquer dans les zones de l'étude ICAR-PCB.

Pour simuler les taux d'imprégnation de la population de cette étude aux PCB en fonction des recommandations de consommation de poissons, il a été nécessaire de faire varier à la fois :

⁵ Les recommandations de consommations de poisson ont pris en compte les risques liés au PCB et au mercure ainsi que les bénéfices nutritionnels liés aux acides gras poly-insaturés (EPA et DHA).

- ✓ La zone de pêche des individus en fonction des niveaux de contamination des poissons :
 - Zone fortement contaminée
 - Zone moyennement contaminée
 - Zone faiblement contaminée
- ✓ La fréquence de consommation des poissons fortement bio-accumulateurs de PCB.

En se basant notamment sur les recommandations générales de consommation de poissons :

- 2 portions de poisson par semaine :
 - Cas où les 2 portions sont de poissons fortement bio-accumulateurs
 - Cas où une des 2 portions est d'un poisson fortement bio-accumulateur.

Les femmes en âge de procréer de 44 ans constituent la population sur laquelle les conclusions sont les plus pertinentes à tirer étant donné que ce sont les femmes les plus âgées (ayant donc accumulé le plus de PCB au cours du temps) pour lesquelles la valeur critique d'imprégnation qui s'applique est de 700 ng / g de lipide (Anses 2010). Au-delà de 44 ans, la valeur critique d'imprégnation est fixée à 1800 ng / g lipide, valeur également applicable au reste de la population. Sur la base des simulations réalisées, dans les zones faiblement et moyennement contaminées, la consommation de 2 poissons fortement bio-accumulateurs par semaine ne conduit qu'à un faible dépassement de la valeur critique d'imprégnation (720 ng / g⁶ lipide en moyenne contre 700 ng / g lipide pour la valeur critique d'imprégnation).

Par contre, dans les zones fortement contaminées, cette même consommation est associée à des imprégnations moyennes prédites dépassant significativement la valeur critique d'imprégnation (1090 ng / g lipide).

3.1.3. Définition d'une zone de préoccupation sanitaire

Les données d'analyse de contamination des poissons d'eau douce utilisées initialement dans l'étude ICAR-PCB ont été complétées par les données collectées dans le cadre du plan national d'action sur les PCB ou les plans spécifiques de surveillance mis en place par la DREAL Rhône-Alpes jusqu'en 2013. Une nouvelle analyse des typologies des zones de contamination a été réalisée pour l'ensemble des tronçons ICAR-PCB. Cette nouvelle analyse, compte tenu de l'ensemble des données concaténées, a permis de définir et caractériser la contamination des poissons incompatible avec les niveaux d'imprégnation et de déterminer précisément les niveaux de contaminations moyens des poissons dans ces différents tronçons (ce qui n'avait pas été possible avec la faible quantité de données de contamination générée au cours de l'étude ICAR-PCB).

La pression insuffisante de prélèvements sur les espèces fortement bio-accumulatrices (brème commune, barbeau fluviatile, carpe et silure) et dans une moindre mesure des espèces faiblement bio-accumulatrices rend impossible la réalisation d'un profil de contamination pour l'ensemble de ces espèces prises individuellement. Cependant, si l'ensemble des espèces considérées comme fortement bio-accumulatrices d'une part, et comme faiblement bio-accumulatrices d'autre part sont prises en compte, il est possible d'obtenir une valeur médiane de contamination pour chacune des zones d'études ICAR-PCB pour les deux types d'espèces.

Espèce migratrice amphihaline, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla* ; seule espèce considérée comme très fortement bio-accumulatrice) présente une forte variabilité individuelle induite par les stades biologiques (civelle, anguillette, anguille jaune, anguille argentée) non mentionnés lors des prélèvements effectués sur les stations. Aussi, a-t-il été décidé de ne pas prendre en compte cette espèce dans la classification des tronçons ICAR-PCB. La classification a été réalisée sur la base des espèces faiblement bio-accumulatrices uniquement.

La classification des tronçons étudiés a conduit à distinguer trois classes de zones de

⁶ Les valeurs des imprégnations simulées sont 615, 720 et 1090 dans les zones faiblement, moyennement et fortement contaminées, respectivement.

contamination des poissons d'eau douce :

- ✓ Zone de Contamination Forte (ZCFo),
- ✓ Zone de Contamination Moyenne (ZCM) et,
- ✓ Zone de Contamination Faible (ZCFa).

Sont classés en tant que Zone de Contamination Forte, les tronçons Seine-Normandie 1 et Seine-Normandie 2-3, ainsi que les tronçons Rhône-Méditerranée-Corse 1 et Rhône-Méditerranée-Corse 4.

Selon la classification ascendante hiérarchique, sont définis en tant que Zone de Contamination Moyenne les tronçons Rhône-Méditerranée-Corse 2 et Rhône-Méditerranée-Corse 3 du bassin, ainsi que le tronçon Artois-Picardie 1.

Dans une troisième classe correspondant aux tronçons présentant une contamination faible, sont présents les tronçons Adour-Garonne 1 à Adour-Garonne 4, les tronçons Loire-Bretagne 1 à Loire-Bretagne 4 ainsi que les tronçons Rhin-Meuse 1 à Rhin-Meuse 4. De plus, dans cette dernière classe, se trouvent les tronçons les plus faiblement contaminés des bassins Artois-Picardie (Artois-Picardie 2 à Artois-Picardie 4) et Seine-Normandie 4.

Dans le tableau suivant, les niveaux de contamination des espèces fortement bio-accumulatrices des différents tronçons sont décrits. Il est à noter qu'après l'ajout des données générées dans le cadre des plans de surveillance aux données recueillies dans le cadre de l'étude ICAR-PCB, les zones définies comme étant fortement contaminées sont les mêmes que celles décrites dans l'étude ICAR-PCB exception faite du tronçon Rhin-Meuse 4.

Tableau 4 : Contamination (ng / g) des espèces fortement bio-accumulatrices par tronçon ICAR-PCB

	AG.1	AG.2	AG.3	AG.4
Minimum	4,56	10,2	-	25,3
Médiane	13,2	23,1	-	72,8
Moyenne	13,3	24,6	-	88,7
Maximum	22,1	42,0	-	197
	AP.1	AP.2	AP.3	AP.4
Minimum	-	-	-	
Médiane	-	-	-	
Moyenne	-	-	-	Valeur unique
Maximum	-	-	-	64,7
	LB.1	LB.2	LB.3	LB.4
Minimum	37,6	13,4	11,7	16,1
Médiane	64,4	33,2	14,4	33,4
Moyenne	90,7	37,2	14,3	64,4
Maximum	197	66,6	16,7	198
	RM.1	RM.2	RM.3	RM.4
Minimum	35,4	-	-	23,1
Médiane	62,3	-	-	79,3
Moyenne	62,3	-	-	63,1
Maximum	89,2	-	-	86,9
	RMC.1	RMC.2	RMC.3	RMC.4
Minimum	13,7	14,9	123	401
Médiane	278	41,1	239	710
Moyenne	360	155	219	1030
Maximum	1660	784	294	2450
	SN.1	SN.2-3		SN.4
Minimum	413	-	-	
Médiane	665	-	-	Valeur unique

Moyenne	705	1740
Maximum	1080	

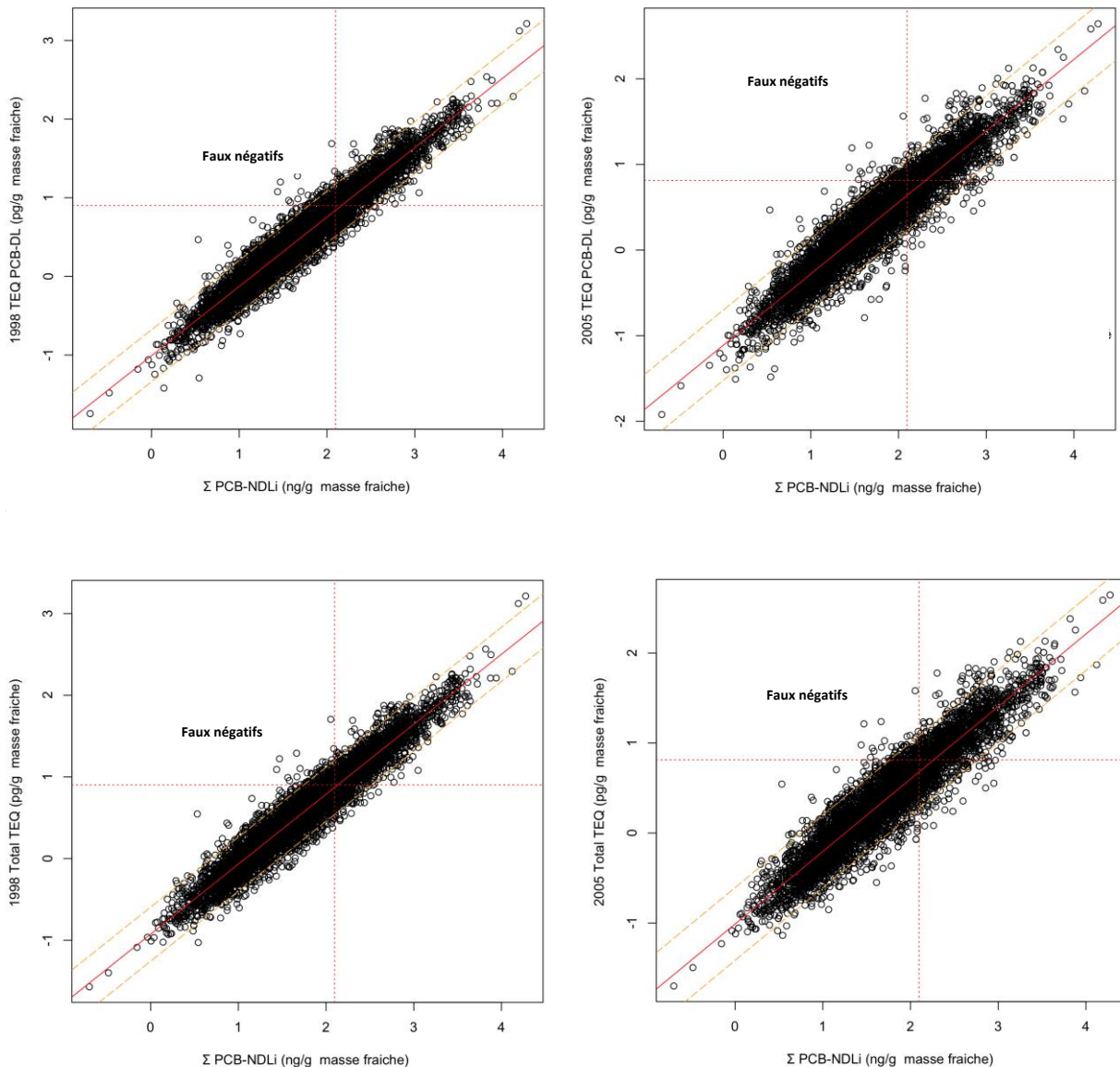
AG1 à 4 (Adour-Garonne), AP1 à 4 (Artois-Picardie), LB1 à 4 (Loire-Bretagne), RM1 à 4 (Rhin-Meuse), RMC1 à 4 (Rhône-Méditerranée-Corse), SN1 à 4 (Seine-Normandie). En gras, les zones de contaminations fortes classées sur la base des contaminations des poissons faiblement bio-accumulateurs.

Les concentrations médianes de PCB mesurées dans les poissons fortement bio-accumulateurs dans les zones fortement contaminées varient de 278 à plus de 700 ng / g. Les zones fortement contaminées peuvent donc être définies sur la base d'une contamination en PCB de poissons fortement bio-accumulateurs supérieure à 278 ng / g (attitude la plus protectrice en conservant la valeur médiane de contamination la plus faible parmi les tronçons fortement contaminés) arrondie à 250 ng / g de poids frais.

3.1.4. Corrélations PCB-NDL – PCB-DL – PCB-DL+PCDD/F

Les relations entre la somme des 6 congénères de PCB-NDL indicateurs⁷ et les PCB-DL ou les PCB-DL + PCDD/F exprimés en TEQ (OMS1998 ou OMS2005) dans la chair de poissons d'eau douce prélevés dans les 6 grands bassins hydrographiques français sont présentées sur la figure 1 ci-dessous.

⁷ Il s'agit des PCB-28, -52, -101, -138, -153 et -180.



Les abscisses et ordonnées sont en Log_{10} . Les lignes rouges verticales et horizontales sont les limites réglementaires respectives.

Equations PCB-DL :

$$\text{TEQ}_{\text{OMS1998}} : \text{Log}_{10}(\text{TEQ}_{\text{PCB-DL}}) = 88,2 \cdot 10^{-2} \times \text{Log}_{10}(\text{PCB-NDL indicateurs}) - 1,0$$

$$\text{TEQ}_{\text{OMS2005}} : \text{Log}_{10}(\text{TEQ}_{\text{PCB-DL}}) = 83,4 \cdot 10^{-2} \times \text{Log}_{10}(\text{PCB-NDL indicateurs}) - 1,1$$

Equations PCB-DL + PCDD/F :

$$\text{TEQ}_{\text{OMS1998}} : \text{Log}_{10}(\text{TEQ}_{\text{PCB-DL+PCDD/F}}) = 85,6 \cdot 10^{-2} \times \text{Log}_{10}(\text{PCB-NDL indicateurs}) - 0,9$$

$$\text{TEQ}_{\text{OMS2005}} : \text{Log}_{10}(\text{TEQ}_{\text{PCB-DL+PCDD/F}}) = 80,4 \cdot 10^{-2} \times \text{Log}_{10}(\text{PCB-NDL indicateurs}) - 1,0$$

Figure 1 : Relations entre la somme des PCB-DL (en haut) ou les PCB-DL + PCDD/F (en bas) exprimés en TEQ et la somme des 6 congénères de PCB-NDL (en Log_{10}) exprimées sur la base des $\text{TEF}_{\text{OMS1998}}$ (gauche) et des $\text{TEF}_{\text{OMS2005}}$ (droite), toutes espèces confondues.

Une forte relation positive est observée entre la somme des PCB-NDL indicateurs et les PCB-DL ou les PCB-DL + PCDD/F exprimés en TEQ. La distribution de la contribution des PCDD/F à la somme PCB-DL + PCDD/F exprimée en TEQ est comprise entre 0,34 et 72,3%, la robustesse de la prédiction est donc dépendante de la contamination relative en PCDD/F. Néanmoins, le 95^{ème} percentile de cette distribution (23,4%) indique que dans la grande majorité des cas la contribution des PCDD/F à la somme PCB-DL + PCDD/F exprimée en TEQ est au maximum de l'ordre de 20%.

L'existence de corrélations positives entre la somme des PCB-NDL indicateurs et les PCB-DL ou

les PCB-DL + PCDD/F exprimés en TEQ conforte la possibilité d'estimer les concentrations de ces derniers à partir des mesures des 6 congénères de PCB-NDL indicateurs dans la chair de poissons d'eau douce tel que cela avait été évoqué dans l'avis de l'Afssa n°2009-SA-0241 (Afssa, 2009b).

Sur la base de la mesure des PCB-NDL, les pourcentages de poissons « faux négatifs » (c'est-à-dire considérés conformes à la limite réglementaire fixée pour les PCB-NDL (hors prise en compte de l'erreur analytique) mais se révélant non conformes par rapport à celle fixée pour les PCB-DL ou PCB-DL + PCDD/F exprimée en TEQ, Cf Figure 1) sont indiqués dans le Tableau 2.

Tableau 2 Corrélation PCB-NDL – TEQ : estimation des taux de « faux négatifs »

	TEF _{OMS1998}	TEF _{OMS2005}
PCB-DL	2,3%	1,4%
PCB-DL + PCDD/F	2,8%	1,8%

Le taux de « faux négatifs » est plus faible lorsque les corrélations sont réalisées sur la base des TEF_{OMS2005} quels que soient les contaminants considérés et sont probablement le résultat de profils de congénère atypiques parfois identifiés. Une augmentation maximum de « faux négatifs » de 0,5% est observée lorsque les dioxines et furanes sont pris en compte dans la corrélation. Cette erreur additionnelle s'explique par le fait que les sources de contamination des 2 familles de molécules sont différentes.

3.2. Conclusions et recommandations

Les restrictions de pêche existantes sont basées sur une approche de **conformité réglementaire**⁸ décrite dans l'avis du 13 mai 2009 de l'Afssa (Afssa, 2009). Dans le cadre du présent travail, **l'approche sanitaire** a été privilégiée compte tenu de l'évolution des connaissances relatives aux PCB (consommation de poissons d'eau douce, valeur critique d'imprégnation, imprégnation de la population générale et des forts consommateurs de poissons d'eau douce et enfin contamination des poissons).

Les simulations réalisées à partir des données de l'étude ICAR-PCB démontrent que le respect des recommandations de consommation de poisson dans les zones faiblement ou moyennement contaminées n'entraîne que des dépassements marginaux des valeurs critiques d'imprégnation chez une femme de 44 ans⁹.

Par ailleurs, la méthodologie employée a permis de définir les zones fortement contaminées sur la base des contaminations médianes des poissons fortement bio-accumulateurs (hors anguille). Dans ces zones, le respect des recommandations de consommation de poissons peut entraîner des dépassements des valeurs critiques d'imprégnation pour les femmes en âge de procréer et peuvent donc être définies comme des zones de préoccupation sanitaire. Elles sont caractérisées par une contamination médiane supérieure à 250 ng / g de poids frais chez les poissons fortement bio-accumulateurs. En revanche, les zones pour lesquelles le niveau médian de contamination des poissons fortement bio-accumulateurs de PCB est inférieur à 250 ng / g ne présentent pas de préoccupation sanitaire étant donné que dans ces zones, le respect des recommandations de consommation de poissons n'entraîne pas de dépassement des valeurs critiques d'imprégnation. Cela n'exclut pas le respect de la réglementation en vigueur pour les espèces commercialisées.

⁸ Les seuils réglementaires sont de 300 ng PCB-NDL / g MF pour les anguilles et de 125 ng / g MF pour les autres espèces. Ces limites ont été fixées sur le principe ALARA (as low as reasonably achievable), principe appliqué quand toutes les dispositions raisonnablement possibles pour diminuer l'exposition aux contaminants ont été mises en œuvre.

⁹ Population sur laquelle les conclusions sont les plus pertinentes à tirer étant donné que ce sont les femmes les plus âgées (ayant donc accumulé le plus de PCB au cours du temps) pour lesquelles la valeur critique d'imprégnation qui s'applique est de 700 ng / g de lipide.

La contamination des anguilles est très variable en fonction des différents stades de développement de cette espèce (civelle, anguilllette, anguille jaune, anguille argentée), et de son caractère migratoire. La contamination moyenne de cette espèce ne peut donc pas être déduite de celle des poissons fortement bio-accumulateurs pour lesquels le niveau de contamination est relativement homogène. La médiane de la contamination en PCB de cette espèce sur l'ensemble des données collectées est légèrement supérieure à 300 ng / g qui est la teneur maximale réglementaire actuelle⁴, avec des valeurs de contamination supérieures à 3000 ng / g. Des concentrations supérieures à 300 ng / g ont été mesurées dans certaines anguilles y compris dans des tronçons faiblement contaminés. Compte tenu de l'impossibilité de réaliser une simulation similaire à celle réalisée pour les poissons fortement bio-accumulateurs et des risques liés au PCB, les experts du CES ERCA recommandent de ne consommer des anguilles qu'à titre exceptionnel quel que soit le bassin versant.

Concernant les questions posées dans la saisine 2014-SA-0122

Quel est le bénéfice, en termes de réduction de l'exposition, des teneurs maximales fixées par le règlement n°1881/2006³ pour les espèces d'eau douce sauvages que ce soit pour la population générale ou les plus forts consommateurs ?

L'impact sur les expositions aux PCB de l'évolution des normes réglementaires (incluant leur élargissement aux PCB-NDL) entre 2005 et 2011 est difficile à objectiver compte tenu de la variabilité au niveau des espèces retenues dans les plans de surveillance successifs¹⁰. Néanmoins, ces évolutions n'ont pu que contribuer à diminuer l'exposition globale aux PCB de la population.

Quelles seraient les conséquences d'une suppression des teneurs réglementaires actuelles sur le niveau d'exposition de la population générale et des plus forts consommateurs si l'on considère le maintien des interdictions autour des « hot spots » ? Et sans maintien des interdictions autour des « hot spots » ?

L'étude ICAR-PCB a porté sur la population la plus exposée à la contamination aux PCB des poissons d'eau douce¹¹, c'est-à-dire, la population des pêcheurs de loisirs consommatrice de poissons bio-accumulateurs de PCB¹². La présente étude, sur la base des résultats de l'étude ICAR-PCB, permet de définir des zones de préoccupation sanitaire au sein desquelles malgré le respect des recommandations de consommation de poisson des dépassements des valeurs critiques d'imprégnation (700 ng / g lipide) chez les personnes les plus à risque au sein de cette population (c'est-à-dire les femmes en âge de procréer) peuvent être observés. Les conclusions et recommandations décrites précédemment sur cette population spécifique peuvent donc être étendues à la population générale.

Au-delà d'une valeur médiane de contamination des poissons fortement bio-accumulateurs de 250 ng / g, la consommation de 2 portions de poisson par semaine est susceptible d'entraîner des valeurs d'imprégnation supérieures aux valeurs critiques. Considérant que la population sur laquelle a été réalisée l'étude ICAR-PCB est la population la plus à risque, une teneur maximale de 250 ng / g MF apparaît protectrice pour l'ensemble de la population compte tenu des recommandations de consommation de poisson.

L'étude ICAR-PCB a mis en évidence des dépassements des valeurs critiques d'imprégnation chez 2,5% de la population de l'étude dont 0,3% de femmes en âge de procréer. Ces résultats sont associés aux consommations de poissons des pêcheurs de loisirs avant les interdictions de pêches. En effet les questionnaires réalisés dans le cadre de l'étude ICAR-PCB portaient sur les consommations de poissons sur les années 2007-2008. Dans le cadre d'une levée des interdictions autour des zones de préoccupation sanitaire et compte tenu du caractère persistant

¹⁰ Chapitre 2 du rapport « Consommation de poissons d'eau douce et PCB : aspects réglementaires, méthodologiques et sanitaires ».

¹¹ Hors pêcheurs professionnels

¹² Pour rappel, l'étude ICAR-PCB a montré que les consommateurs de poissons fortement bio-accumulateurs consomment en moyenne 1 fois par mois des poissons fortement bio-accumulateurs (12,3 fois par an, IC_{95%} = [8,8 ; 15,8])

des PCB, la situation serait similaire à celle décrite dans l'étude ICAR-PCB. La consommation de 2 poissons fortement bio-accumulateurs par semaine pourrait entraîner des dépassements des valeurs critiques d'imprégnation chez les femmes en âge de procréer.

Quels sont les critères permettant de définir une zone comme un « hot spot » ?

Afin de déterminer le niveau médian de contamination d'une zone, la méthode d'échantillonnage recommandée afin de pouvoir qualifier la plus grande part du réseau hydrographique métropolitain pourrait reposer sur 2 espèces très communes que sont le barbeau fluviatile et la brème commune. Un échantillonnage de 15 individus par espèce (et analysés individuellement) apparaît suffisant pour déterminer le niveau de contamination médian d'une zone (hors ouvrage d'art interrompant le continuum écologique ou confluence d'importance avec une autre rivière). Dans le cas où la médiane de contamination en PCB-NDL d'une des 2 espèces est supérieure à 250 ng / g MF, la zone sera considérée comme étant un « hot spot ».

Est-il possible de prédire la concentration en dioxines furanes et en PCB dioxin-like à partir des concentrations observées en PCB-NDL ?

Bien que les sources de pollution des PCB et des PCDD/F soient différentes, les contaminations de poissons en PCB-NDL apparaissent bien corrélées avec celles des PCB-DL + PCDD/F exprimées en TEQ. Il est observé 2,8% de faux négatifs dont 2,3 sont vraisemblablement imputables à un profil atypique enrichi en PCB-DL.

En fonction de situations particulières, les contributions des PCDD/F par rapport à celles des PCB-DL peuvent être variables (bien que dans la grande majorité des cas, celle-ci soit inférieure à 20%). En conséquence, les experts du CES estiment qu'établir la conformité réglementaire sur la seule base de la mesure des PCB-NDL n'est possible que dans les zones autour desquelles la contamination en PCDD/F est faible (c'est-à-dire en dehors de situations très particulières tels que des accidents industriels).

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Anses, sur la base des travaux du GT PCB dans les milieux aquatiques et des conclusions du CES ERCA, établit les conclusions et recommandations suivantes relatives à la consommation de poissons d'eau douce et aux zones de prélèvement de poissons, en lien avec le risque lié aux PCB.

Le présent travail, sur la base de l'ensemble des données disponibles relatives au PCB (données de contaminations des poissons, d'imprégnation au PCB de la population et de consommation des poissons d'eau douce) a permis de définir des zones de préoccupations sanitaires. En effet, les derniers travaux du GT PCB ont montré que, au sein de ces zones, malgré le respect des recommandations générales de consommation de poisson, des dépassements des valeurs critiques d'imprégnation chez les personnes les plus à risque peuvent être observés. Ces zones correspondent à des zones dans lesquelles les poissons fortement bioaccumulateurs présentent des concentrations supérieures ou égales à 250 ng de PCB-NDL / g de masse fraîche.

L'Agence émet donc des recommandations spécifiques à l'égard de ces zones dites « points chauds », par exemple, pour la pêche de loisir, de limiter la consommation de poisson à une fois tous les 2 mois, étant donné que dans ce contexte, le risque est écarté y compris chez les femmes en âge de procréer (Anses 2011).

Compte tenu des concentrations en PCB parfois très élevées et hétérogènes des anguilles et du pouvoir fortement bioaccumulateur de cette espèce, l'Agence recommande de ne consommer de l'anguille que de façon exceptionnelle quel que soit le bassin versant.

Enfin, l'Anses rappelle que les poissons constituent une source privilégiée d'acides gras polyinsaturés à longue chaîne n-3¹³ et rappelle que, pour la population générale, la consommation de 2 portions de poissons par semaine, dont une à forte teneur en EPA et DHA, en variant les espèces et les lieux d'approvisionnement (sauvage, élevage, lieux de pêche etc.), permet une couverture optimale des besoins en nutriments tout en limitant le risque de surexposition aux contaminants chimiques.

Marc Mortureux

¹³ Notamment d'acide eicosapentaénoïque (EPA) et d'acide docosahexaénoïque (DHA).

MOTS-CLES

PCB, Bilan des plans nationaux, Recommandations, Zone de préoccupation sanitaire

BIBLIOGRAPHIE

Afssa (2008) Appui scientifique et technique du 05 février 2008 de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif au plan d'échantillonnage national des PCB dans les poissons de rivière : proposition de méthodologie.

Afssa (2009) Appui scientifique et technique du 13 mai 2009 de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'interprétation des données du plan national PCB 2008 dans les poissons de rivière et à la proposition du plan d'échantillonnage 2009.

Afssa (2009b) Avis du 27 novembre 2009 de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à la détermination de valeurs seuils en PCB-NDL comme outil d'appréciation du risque de la contamination en PCB des poissons d'eau douce et de mer.

Anses (2010) Avis du 5 mars 2010 de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'interprétation sanitaire des niveaux d'imprégnation de la population française en PCB

Anses (2011) Étude nationale d'imprégnation aux polychlorobiphényles des consommateurs de poissons d'eau douce (ICAR-PCB). Novembre 2011. www.anses.fr

Anses (2015) Consommation de poissons d'eau douce et PCB : aspects réglementaires, méthodologiques et sanitaires. Mai 2015

Ward JH (1963) Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. Journal of the American Statistical Association 58: 236-44.

Consommation de poissons d'eau douce et PCB : aspects réglementaires, méthodologiques et sanitaires

**Saisine « 2014-SA-0122 et 2011-SA-0039 -
contamination des poissons de rivière par les PCB »**

RAPPORT

d'expertise collective

Comité d'experts spécialisé « Evaluation des risques chimique liés aux aliments »

Groupe de travail « PCB dans les milieux aquatiques »

Juillet 2015

COORDINATION SCIENTIFIQUE ET EDITORIALE DU RAPPORT

Mme Carole VIGREUX-BESRET (ANSES/DER)

Monsieur Gilles RIVIERE (ANSES/DER)

COMPOSITION ET FONCTIONNEMENT DU GROUPE DE TRAVAIL « PCB DANS LES MILIEUX AQUATIQUES »

Président

Monsieur Cyril FEIDT :

Professeur de l'Université de Lorraine

Agronome - polluants organiques et éléments traces, transfert dans les chaînes trophiques et les animaux terrestres

Membres du groupe de travail

Monsieur Jean-Claude AMIARD :

Directeur de Recherche émérite au CNRS

Ecotoxicologue – biologie des poissons

Monsieur Marc BABUT :

IRSTEA

Ecotoxicologue – Transferts des contaminants dans l'environnement

Monsieur Pierre-Marie BADOT

Professeur à l'Université de Franche Comté / CNRS

Ecotoxicologue : Transferts des contaminants dans l'environnement - PCB

Mme Sandrine BLANCHEMANCHE

Ingénieur de Recherche INRA

Directrice d'Unité : politique de santé publique, sociologie des risques et des crises sanitaires

Mme Valérie CAMEL

Professeur à AGROPARITECH

Analyse des contaminants organiques, des fertilisants et des produits néoformés

Monsieur Bruno LE BIZEC

Professeur en sécurité chimique des aliments à l'Oniris

Directeur d'Unité de recherche : USC 1329 INRA

Directeur du LABERCA, LNR résidus et contaminants chimiques dans les aliments

Monsieur Jean-François NARBONNE

Professeur émérite - Université de Bordeaux

Toxicologue : évaluation des risques sanitaires dans les aliments, polluants organiques, PCB

Monsieur Alain-Claude ROUDOT

Professeur à l'Université de Bretagne Occidentale

Enseignant – Chercheur : sciences biologiques, mathématiques et modélisation statistiques, évaluation des risques sanitaires

Monsieur Jean-Paul VERNOUX
Professeur émérite - Université de Caen
Toxicologue : évaluation du risque alimentaire

Autres rédacteurs et contributeurs scientifiques

Monsieur Jean-Luc VOLATIER, Mme Aurélie MAHE et Mme Virginie DESVIGNES (ANSES/DER)

Personnalités et organismes auditionnés :

CONAPPED (Comité National de la Pêche Professionnelle en Eau Douce)

Dr Philippe BOISNEAU
Président du Comité National de la Pêche Professionnelle en Eau Douce
Vice-président de l'Association Agréée Interdépartementale des Pêcheurs Professionnels en eau douce du Bassin Loire-Bretagne et Pêcheur Professionnel

Nicolas STOLZENBERG
Chargé de missions Pêche Professionnelle

Romain FAGEOT
Chargé de missions Pêche Professionnelle des fleuves et estuaire de la Gironde

CNPMEM (Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins)

Jean Christophe RAYMOND et Nicolas MICHELET

DGAL (Direction Générale de l'alimentation)

Frédéric BERTRAND, Virginie HOSSEN, Laurine BOUTEILLER

Animation et coordination du groupe de travail :

Mme Carole VIGREUX-BESRET (ANSES/DER)

COMITE D'EXPERTS SPECIALISE :

Ce rapport a été présenté et validé par le CES « Evaluation des risques chimiques dans les aliments » le 14 avril 2015.

Président

BADOT	Pierre-Marie	Université de Franche-Comté	Ecotoxicologue
-------	--------------	-----------------------------	----------------

Membres

ATGIE	Claude	Université Bordeaux I	Toxicologue
BLANCHEMANCHE	Sandrine	INRA	Sciences humaines
CAMEL	Valérie		Analyste
CLAUW	Martine	Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse	Toxicologue
DUMAT	Camille	ENSAT	Analyste

FEIDT	Cyril	ENSAIA	Agronome
GROB	Konrad	Official Food Control Authority of the Canton of Zurich	Analyste
HAGEN PICARD	Nicole	Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse	Toxicologue
LAMBRE	Claude		Toxicologue
LARROQUE	Michel	Faculté de Pharmacie	Analyste
LE BIZEC	Bruno	ONIRIS	Analyste
MAIXENT	Jean-Michel	Université de Poitiers	Toxicologue
MAXIMILIEN	Rémi		Toxicologue
NARBONNE	Jean-François		Toxicologue
NESSLANY	Fabrice	Institut Pasteur de Lille	Toxicologue
RENAUDIN	Jean-Marie	Centre hospitalier Emile Durkheim	Toxicologue
ROUDOT	Alain-Claude	Université de Bretagne Occidentale	Statisticien
TACK	Karine	INERIS	Analyste
VASSEUR	Paule	Université de Metz	Toxicologue
VERNOUX	Jean-Paul		Toxicologue

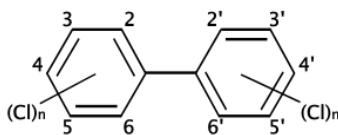
Sommaire

Introduction	7
Chapitre 1 : Evolution des connaissances relatives au risque alimentaire lié aux PCB	11
1.1 Une connaissance de plus en plus précise de la toxicité des différents congénères de PCB	11
1.2 Valeurs toxicologiques de référence	12
1.3 Données épidémiologiques et valeurs d'imprégnation critiques	16
1.4 Une évaluation de plus en plus fine des niveaux d'exposition aux PCB	19
1.4.1 Différentes approches de l'évaluation du risque sanitaire	19
1.4.2 Evaluation et évolution des niveaux d'exposition alimentaire aux PCB	19
1.4.3 Evaluation et évolution des niveaux d'imprégnation corporelle aux PCB	21
Chapitre 2 : Interprétation des évolutions du niveau d'exposition alimentaire aux PCB au cours du temps	25
2.1 La contamination des poissons a-t-elle chuté au cours des dix dernières années ?	25
2.2 La consommation de poisson a-t-elle changé ?	29
2.3 Evolution des méthodologies d'évaluation du risque : quel impact sur les niveaux d'exposition alimentaires aux PCB ?	34
2.4 Evolution des stratégies de mesures analytiques en PCB dans les aliments et les fluides/tissus biologiques humains : quel impact sur les niveaux d'exposition alimentaires aux PCB?	34
Chapitre 3 : Analyse rétrospective des niveaux de contamination des poissons d'eau douce par les PCB dans les cours d'eau français	38
3.1 Rappels chronologiques relatifs à la méthodologie d'élaboration des avis de l'Anses concernant la contamination des poissons d'eau douce par les PCB entre 2006 et 2013	38
3.2 Discussion et analyse rétrospective des avis rendus par l'Agence entre 2007 et 2013	42
3.3 Analyse rétrospective des recommandations formulées dans les avis de l'Anses concernant la consommation de poisson d'eau douce	43
3.3.1 Les recommandations d'ordre réglementaire	43
3.3.2 Les recommandations de consommation	44
3.3.3 Discussion / Propositions	50
3.4 Bilan relatif aux différents plans de prélèvements mis en œuvre en France depuis 2005 et étude des variabilités biologiques et spatiales au niveau national et au sein de chaque bassin	51
3.4.1 Contexte et objectifs du bilan réalisé	51
3.4.2. Modalités de construction de la base de données utilisée	52
3.4.3 Résultats	57
3.4.4 Perspectives d'amélioration de la stratégie d'échantillonnage	68
Chapitre 4 : Les niveaux d'exposition alimentaire et d'imprégnation corporelle aux PCB rapportés chez l'Homme à ce jour sont-ils de nature à modifier la priorité accordée aux PCB en tant que polluants préoccupants ?	70

4.1 Estimation de l'impact des fréquences de consommation sur les taux d'imprégnation.....	70
4.2 Contamination des poissons d'eau douce par les polychlorobiphényles (PCB) sur les 23 tronçons ICAR-PCB - Bilan des plans de prélèvements mis en œuvre depuis 2005	74
4.2.1 Données exploitables	76
4.2.2 Espèce réputée très fortement bioaccumulatrice : Anguille	76
4.2.3. Espèces réputées fortement bioaccumulatrices.....	77
4.2.4. Espèces réputées faiblement bioaccumulatrices.....	77
4.2.5 Profils de contamination par tronçon ICAR-PCB (espèces réputées fortement et faiblement bioaccumulatrices)	78
4.3. Classification des tronçons ICAR-PCB à partir des analyses de contaminations.....	79
Chapitre 5 : Conclusions	81
Références bibliographiques	84
Annexes	89

Introduction

Structure chimique des PCB



Les polychlorobiphényles (PCB) sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés qui regroupent 209 congénères qui se distinguent par le nombre et la position des atomes de chlore sur les cycles aromatiques. A partir des années 1930, ces 209 congénères ont été fabriqués et largement utilisés en agriculture et dans l'industrie sous la forme de mélanges commerciaux¹ en raison de leurs propriétés isolantes (transformateurs électriques) et de leur stabilité chimique et physique (huiles de coupe, encres, peintures). La production et l'utilisation des PCB ont été interdites (hors systèmes clos) en France en 1987. Les PCB, stables chimiquement et peu biodégradables, font partie de la catégorie des polluants organiques persistants (POP) au sens de la convention de Stockholm². Ce sont des substances lipophiles qui s'amplifient dans les réseaux trophiques et dans notre chaîne alimentaire en se concentrant principalement dans les compartiments lipophiles, le tissu adipeux en particulier.

La notion de PCB de type dioxine (PCB « dioxin-like », PCB-DL, au nombre de 12³) est apparue officiellement en 1998, lorsque certains congénères de PCB ont été inclus dans l'évaluation des risques liés aux dioxines⁴ et furanes (PCDD/F) en raison de leurs similarités d'action toxique⁵. La notion de PCB qui ne sont pas de type dioxine (PCB « non dioxin-like », PCB-NDL) regroupe tous les congénères de PCB ayant des mécanismes d'action toxique différents de celui des dioxines⁶. La présence de PCB dans les aliments n'a que peu de lien direct avec la présence de dioxines (PCDD/F) dans la mesure où leurs sources de contamination sont différentes. A la différence des PCB, les dioxines ne sont en effet pas des produits industriels mais des résidus de combustion apparaissant au cours de processus

¹ Mélanges commerciaux : produits commercialisés par le passé, composés de plusieurs congénères de PCB faisant l'objet de dénominations ou dépôts de marque (par exemple, Aroclor déposée par Monsanto (Etats-Unis), Phenochlor et Pyralène par Prodelec (France)). Dans la gamme des composés Aroclor (par exemple l'Aroclor 1254), les deux premiers chiffres désignent le nombre d'atomes de carbone présents dans la molécule (ici 12) et les deux derniers chiffres indiquent le pourcentage massique de chlore dans le mélange (ici 54%).

² www.pops.int/documents/convtext/convtext_fr.pdf

³ Il s'agit des PCB-77, -81, -105, -114, -118, -123, -126, -156, -157, -167, -169 et -189

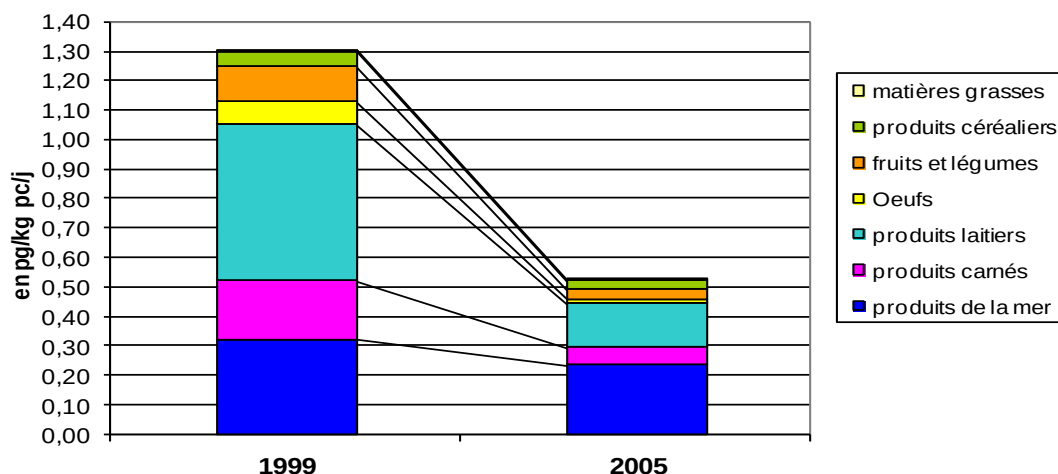
⁴ Les polychloro-dibenzodioxines (PCDD) et les polychloro-dibenzofuranes (PCDF) forment un groupe de composés organiques polycycliques halogénés qu'il est convenu de désigner sous le terme générique de dioxines (PCDD/F). Pour plus d'information, consulter l'avis de l'Afssa du 9 janvier 2006 relatif à l'évaluation de l'exposition de la population française aux dioxines, furanes et PCB de type dioxine ainsi que le rapport joint de Novembre 2005, disponibles sur www.afssa.fr

⁵ Le mode d'action toxique des dioxines et de certains congénères de PCB dénommés PCB-DL reposerait sur la capacité de ces molécules à se lier au récepteur Ah (Aryl hydrocarbon), induisant des changements dans la transcription des ARN messagers codant des enzymes impliquées dans les réponses cellulaires. Ce mécanisme d'action commun a conduit à proposer une méthode de calcul qui permet d'estimer la toxicité des mélanges de PCDD/PCDF et de PCB dioxin-like. Cette méthode est basée sur l'attribution de TEF (Toxic Equivalent Factor) pour chaque substance du mélange. Les différents TEF étant définis par rapport au congénère le plus toxique c'est à dire la 2,3,7,8-TCDD, dont le TEF est fixé à un. La contribution au TEQ (Toxic Equivalent) de chacun des congénères peut ainsi être établie en multipliant le niveau de concentration du congénère par le TEF correspondant.

⁶ Ces congénères sont majoritairement retrouvés dans les matrices alimentaires ce qui implique que la référence aux seuls PCB-DL n'est pas satisfaisante pour l'évaluation et la gestion des risques alimentaires liés aux PCB totaux (cf. avis de l'Afssa du 23 octobre 2007).

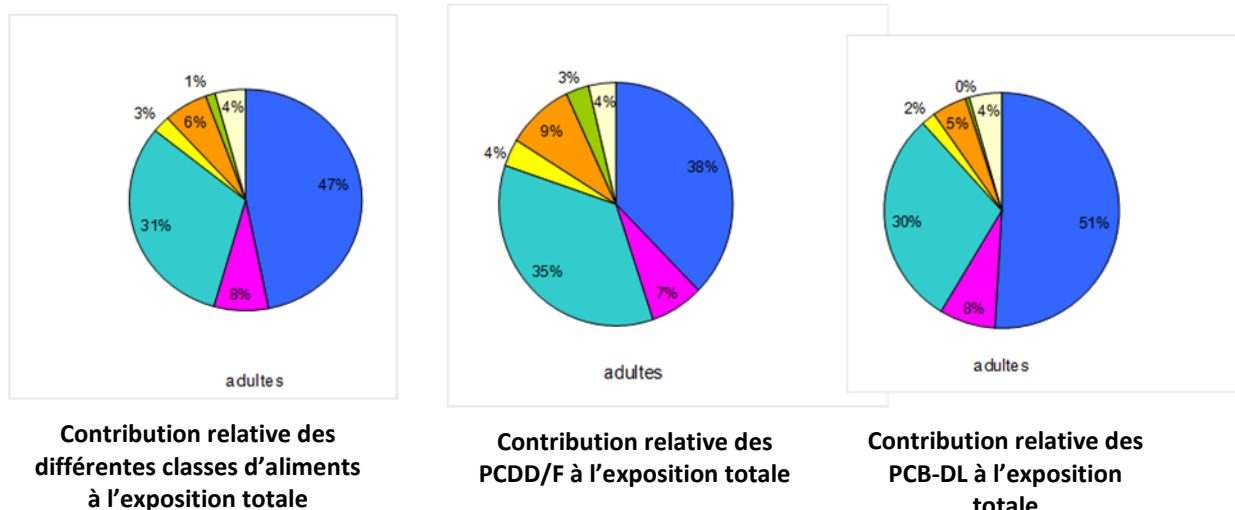
thermiques, accidentels (incendies) ou non (incinération des déchets industriels ou domestiques) ou des sous-produits de processus industriels (traitement de la pâte à papier d'origine végétale, impuretés de fabrication de certains herbicides). En dehors de situations particulières (incendie de transformateurs ou de condensateurs par exemple) il n'y a donc pas de relation directe entre la présence de PCB et de PCDD/F dans les aliments. La mise en œuvre de normes strictes d'émission pour l'incinération et la métallurgie a conduit à une forte diminution des émissions de dioxines (PCDD/F) à partir des années 1990 (cf. chute de 90% des émissions annuelles de dioxines dues à l'incinération de déchets entre 1990 et 2003) mais n'a en revanche eu que peu d'impact sur les sources de contamination aux PCB, celles-ci résultant majoritairement d'une source de pollution historique et environnementale de nature différente.

Au cours du temps, le rapport de concentrations entre dioxines et PCB a évolué dans les matrices alimentaires et à partir des années 2005, la contribution massique des PCB est devenue concomitamment plus importante (Figures 1 et 2).



La baisse de la contamination des produits de la mer est plus faible que celle des produits terrestres : les produits de la mer deviennent les principaux contributeurs de l'exposition alimentaire en 2005.

Figure 1 : Evolution de l'exposition aux dioxines (PCDD/F) dans les matrices alimentaires entre 1999 et 2005 (Afssa, 2005)



Les PCDD/F et les PCB-DL ont été dosés dans 797 échantillons de denrées alimentaires recueillis entre 2002 et 2004 [plans de surveillance et de contrôle de la Direction Générale de l'Alimentation (DGAL) pour les denrées alimentaires d'origine animale, données du Centre National Interprofessionnel de l'Economie Laitière (CNIEL) pour le lait, données de la Direction Générale de la Concurrence, de la Consommation et de la Répression des Fraudes (DGCCRF) pour les produits végétaux et échantillonnage particulier de l'Afssa et du Laboratoire d'Etude des Résidus et des Contaminants dans les Aliments d'Oniris Ecole nationale vétérinaire de Nantes) pour certains produits céréaliers].

Bleu : Produits de la mer. Violet : Produits carnés. Turquoise : Produits lactés. Jaune : Œufs. Orange : Fruits & légumes. Vert : Produits céréaliers. Blancs : Matières grasses.

Figure 2 : Contribution relative des aliments à l'exposition totale PCDD/F + PCB-DL et rapport PCB-DL / PCDD/F (Afssa, 2005)

En 2005, les PCB-DL contribuent à 70% de l'exposition totale aux dioxines et PCB-DL, le rapport PCB-DL / PCDD/F étant de 75/25 dans les poissons et de 60/40 dans les produits laitiers.

Les principaux congénères de PCB retrouvés dans les matrices alimentaires sont regroupés sous le terme générique de PCB_i (PCB indicateurs)⁷. Ils représentent environ 50% de l'ensemble des congénères de PCB présents dans les aliments. L'alimentation, et plus particulièrement la consommation de produits de la pêche, représente la principale voie d'exposition de la population générale (plus de 90% de l'exposition) à ces composés (Anses 2011) et peut conduire à un dépassement de la dose journalière tolérable (DJT) notamment chez les enfants et les adultes forts consommateurs de produits de la mer. Les poissons d'eau douce n'apparaissent pas pour la population **générale** comme un contributeur important à l'exposition en raison de leur faible consommation par rapport aux poissons et produits de la mer. C'est la raison pour laquelle les premières études d'exposition ciblées se sont focalisées sur les consommateurs de poissons et produits de la mer.

Depuis ces quinze dernières années, les sources principales de contamination des denrées alimentaires par les PCB sont apparues comme étant en lien, avec :

1. la contamination historique de l'environnement affectant surtout les milieux aquatiques,
2. la survenue de contaminations "accidentelles" liées à des déversements de quantités importantes par suite de fuites, d'explosions, d'incendies, de rejets fortuits ou de malveillance, affectant plutôt les systèmes terrestres (feux ou explosions) ou directement l'alimentation animale (crises dites du poulet belge et du porc irlandais en 1999 et 2007, respectivement).

⁷ Il s'agit des PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 et -180. Par ailleurs, il est également fait mention dans le présent rapport de PCB-NDL indicateurs (PCB-NDLi), ceux-ci comprennent ceux mentionnés ci-dessus à l'exception du PCB-118 qui est un PCB-DL.

Depuis 2005, la détection de teneurs en PCB dépassant les seuils de conformité réglementaire dans la chair de certains poissons d'eau douce a conduit l'Agence à rendre de nombreux avis relatifs :

1. aux teneurs en PCB dans les produits de la pêche et notamment dans les poissons d'eau douce pêchés dans les différents bassins hydrographiques français,
2. aux niveaux d'exposition alimentaires de la population française à ces polluants persistants,
3. aux implications sanitaires de ces contaminations à la fois pour la population générale, les populations sensibles et les populations les plus fortement exposées.

et à proposer des valeurs seuils de dépistage dans les aliments comme outil réglementaire de gestion du risque.

Concernant plus particulièrement la problématique de contamination des poissons d'eau douce, les travaux menés par l'Agence se sont inscrits dans le cadre du plan national d'action PCB mis en œuvre en 2008 par les ministères chargés de l'écologie, de l'agriculture et de la santé. Ils ont permis d'affiner les méthodologies d'évaluation du risque liées à ces composés grâce à l'acquisition de connaissances quantitatives et qualitatives relatives à la fois :

1. aux mécanismes d'action des différents congénères de PCB,
2. à l'évolution des méthodes d'estimation de la toxicité des mélanges de congénères,
3. au niveau d'exposition humaine à ces composés (cf. évaluation indirecte de l'exposition alimentaire vs biosurveillance directe des niveaux d'imprégnation humains).

Ces différents travaux ont également permis d'accompagner l'évolution des normes réglementaires française et européenne sur les PCB et les dioxines dans les aliments pour animaux et les denrées alimentaires (Cf. chapitre 3).

Afin de faire le bilan des connaissances régulièrement acquises au cours de ces 10 dernières années sur la problématique des PCB dans les poissons et d'apporter un regard critique sur les méthodologies d'évaluation du risque sanitaire relatif aux PCB, le groupe de travail (GT) « PCB dans les milieux aquatiques » mis en place en 2012 s'est autosaisi des questions suivantes. A noter que la problématique de l'exposition aux PCB étudiée dans le présent rapport s'inscrit dans la problématique plus générale de la contamination de l'alimentation par les PCB à laquelle les produits de la mer contribuent fortement.

1. La diminution des niveaux d'exposition alimentaire aux PCB observée entre 2005 et 2011 peut-elle être expliquée par :
 - une évolution des niveaux de contaminations en PCB dans les poissons de mer et d'eau douce ?
 - une évolution du modèle alimentaire des français ?
 - une évolution des normes réglementaires ?
 - une évolution des méthodologies d'évaluation des risques utilisées ?
 - l'impact des interdictions de pêche mises en œuvre dans plusieurs bassins hydrographiques français ?
 - l'impact des recommandations de consommation de poisson émises par l'Anses ?
2. Les valeurs d'exposition alimentaire rapportées dans l'Etude de l'Alimentation Totale publiée en 2011 (EAT2) sont-elles de nature à modifier la priorité accordée aux PCB en tant que polluants préoccupants ?

3. Ces valeurs d'exposition alimentaire sont-elles en cohérence avec les mesures d'imprégnation mesurées chez les consommateurs de poissons ?
4. L'ensemble de ces éléments est-il de nature à modifier les recommandations de consommation de poissons aujourd'hui préconisées par l'Anses ?
5. Les restrictions ou interdictions de pêche en vigueur sur de nombreux cours d'eau métropolitains peuvent-elles être révisées ?

Pour apporter une réponse à l'ensemble de ces questions, ce rapport rend compte de l'évolution complexe des connaissances toxicologique, analytique et réglementaire sur les PCB et présente une synthèse chronologique des différents avis rendus par l'Agence dans l'objectif :

1. d'interpréter la diminution des niveaux d'exposition alimentaire observée dans la population française,
2. de mettre en regard les valeurs d'imprégnation corporelle et les niveaux d'exposition alimentaire,
3. d'appréhender la cohérence et la pertinence sanitaires des recommandations de consommation de poissons,
4. d'établir des lignes directrices appropriées pour la surveillance future de la contamination en PCB des poissons.

Chapitre 1 : Evolution des connaissances relatives au risque alimentaire lié aux PCB

1.1 Une connaissance de plus en plus précise de la toxicité des différents congénères de PCB

Il existe une grande variation inter-espèces dans la toxicité des PCB mais également dans la toxicité des différents congénères de PCB au sein d'une même espèce. La toxicité relative des différents congénères de PCB est la résultante du potentiel toxique de chaque congénère et de sa concentration. Le nombre et la position des atomes de chlore sur les noyaux biphényles sont des déterminants de leur toxicité. De ce fait, les mêmes isomères (avec le même nombre d'atomes de chlore mais dont les positions sont différentes) peuvent présenter un potentiel toxique différent. En revanche, les congénères les plus persistants ne sont pas nécessairement les plus toxiques.

Les principaux effets toxiques des PCB « dioxin-like » (PCB-DL) et PCB « non dioxin-like » (PCB-NDL) observés chez l'animal ont été largement décrits dans le rapport de l'Afssa de novembre 2005⁸ et les avis du 23 octobre 2007⁹ et du 28 mars 2008¹⁰.

⁸ Dioxines, furanes et PCB de type dioxine: Evaluation de l'exposition de la population française

⁹ Avis de l'Afssa du 23 octobre 2007 relatif à l'établissement de teneurs maximales pertinentes en polychlorobiphényles qui ne sont pas de type dioxine (PCB « non dioxin-like », PCB-NDL) dans divers aliments

¹⁰ Avis de l'Afssa du 28 mars 2008 relatif à l'imprégnation corporelle en dioxines des forts consommateurs de produits animaux d'origine locale dans le cadre de l'étude InVS-Afssa de Novembre 2006.

1.2 Valeurs toxicologiques de référence

D'un point de vue toxicologique, 12 congénères des PCB (PCB « dioxin-like » ou PCB-DL) se comportent comme les dioxines et furanes (PCDD/F), en se liant au récepteur cellulaire Ah (Aryl hydrocarbon). D'autres récepteurs sont impliqués par la réponse aux PCB, qu'ils soient apparentés à la dioxine ou non : récepteurs aux stéroïdes sexuels (estrogènes, androgènes), aux hormones thyroïdiennes, à des neurotransmetteurs ou récepteurs calciques (RyR). Le nombre de cibles affectées par un même congénère et la multiplicité des congénères dans les mélanges de PCB à l'origine d'une pollution expliquent la diversité des effets biologiques observés chez les sujets contaminés – effets cutanés, hépatiques, métaboliques, immunologiques, neurologiques, endocriniens. Sur la base de 70 études épidémiologiques (pour la plupart des cohortes de travailleurs), le groupe de travail du CIRC en 2013 a conclu que les évidences étaient suffisantes pour démontrer la cancérogénicité des PCB. L'association entre l'exposition aux PCB et l'apparition de mélanomes a notamment été démontrée dans plusieurs études nord américaines. Une augmentation du risque d'apparition de lymphomes non hodgkiniens et de cancers du sein a également été rapportée et apparaît plausible bien que les résultats soient parfois contradictoires. En conséquence, les PCB ont été classés cancérogènes pour l'Homme par le CIRC (groupe 1) (Lauby-Secretan et al., 2013).

Les effets critiques retenus pour l'établissement de valeur toxicologique de référence pour l'ensemble des PCB sont les effets neurotoxiques et immunotoxiques observés à la suite d'expositions pré- et post-natales. Les études toxicologiques menées chez le singe, avec des mélanges de congénères représentatifs des profils types de PCB retrouvés dans les denrées animales, ont montré que le développement cérébral des fœtus pouvait être altéré à des doses inférieures à celles entraînant une toxicité chez l'animal adulte. Les données relatives à la neurotoxicité lors d'exposition postnatale et à l'immunotoxicité des mélanges de PCB chez le jeune singe exposé pendant la gestation et l'allaitement ont été jugées pertinentes pour fixer la VTR à $20 \text{ ng.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour l'ensemble des 209 congénères de PCB (Baars et al. 2001). Cette VTR est dérivée de la dose sans effet nocif observé de $1,7 \text{ } \mu\text{g.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ relative à l'immunotoxicité de l'Arochlor 1254 chez le jeune singe (Arnold et al 1993 a, b) après exposition de femelles génitrices pendant la gestation et l'allaitement, ainsi que chez le singe adulte exposé par ingestion directe pendant 23 et 55 mois (Tryphonas et al 1989, 1991), avec un facteur de sécurité de 100. Cette valeur de référence de $20 \text{ ng.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ est confortée par le résultat des études de neurotoxicité chez l'enfant exposé lors d'accidents historiques de contamination survenus au Japon et à Taïwan.

L'évaluation de l'exposition alimentaire aux PCB totaux est réalisée à partir de PCB indicateurs (PCBi) qui constituent les congénères les plus fréquemment retrouvés dans les denrées alimentaires, indépendamment de leur appartenance au groupe des PCB-DL ou PCB-NDL. En 2007, l'Afssa a considéré que la prise en compte des 6 congénères PCB-NDL (PCB-28, 52, 101, 138, 153 et 180) représentait environ 50% de l'ensemble des congénères de PCB couramment retrouvés dans les aliments. De ce fait, une DJT de $10 \text{ ng.kg pc}^{-1}.\text{j}^{-1}$ a été retenue par l'Afssa pour ces 6 PCB-NDLi.

	Dioxines & PCB-DL	PCB-NDL
1990	OMS (Dioxines = 3-7-8 TCDD) 10 pg TEQ _{OTAN} /kg p.c./j (effet cancérigène chez le rat)	
1991	CSHPF (Dioxines + PCB-DL) 1 pg TEQ _{OTAN} /kg p.c./j (protection des effets possibles chez les nouveaux nés). 5 pg TEQ _{OTAN} /kg p.c./j (protection des adultes)	CSHPF (Phénochlor-DP6) 5 µg/kg p.c./j
1996		US-EPA (mélange commercial Aroclor 1254) 20 ng/kg p.c./j
1997	OMS (Dioxines + PCB-DL) 4 pg TEQ _{OTAN} /kg p.c./j (effet reprotoxique)	
2000	SCF (Dioxines + PCB-DL) 2 pg TEQ _{OMS} /kg p.c./j	ATSDR (ensemble des 209 congénères de PCB) 20 ng/kg p.c./j
2001	JECFA (joint FAO/OMS) (Dioxines + PCB-DL) 2,3 pg TEQ _{OMS} /kg p.c./j	
2002		OMS (ensemble des 209 congénères de PCB) 20 ng/kg p.c./j
2007		Anses (6 PCB-NDL: -28, -52, -101, -138, -153 et -180) 10 ng/kg p.c./j
2010		Anses (Valeurs critiques d'imprégnation) Femmes en âge de procréer : 700 ng/g lipides Population générale: 1800 ng/g lipides

Figure 3 : Evolution des valeurs toxicologiques de références relatives aux Dioxines et PCB-DL et aux PCB-NDL

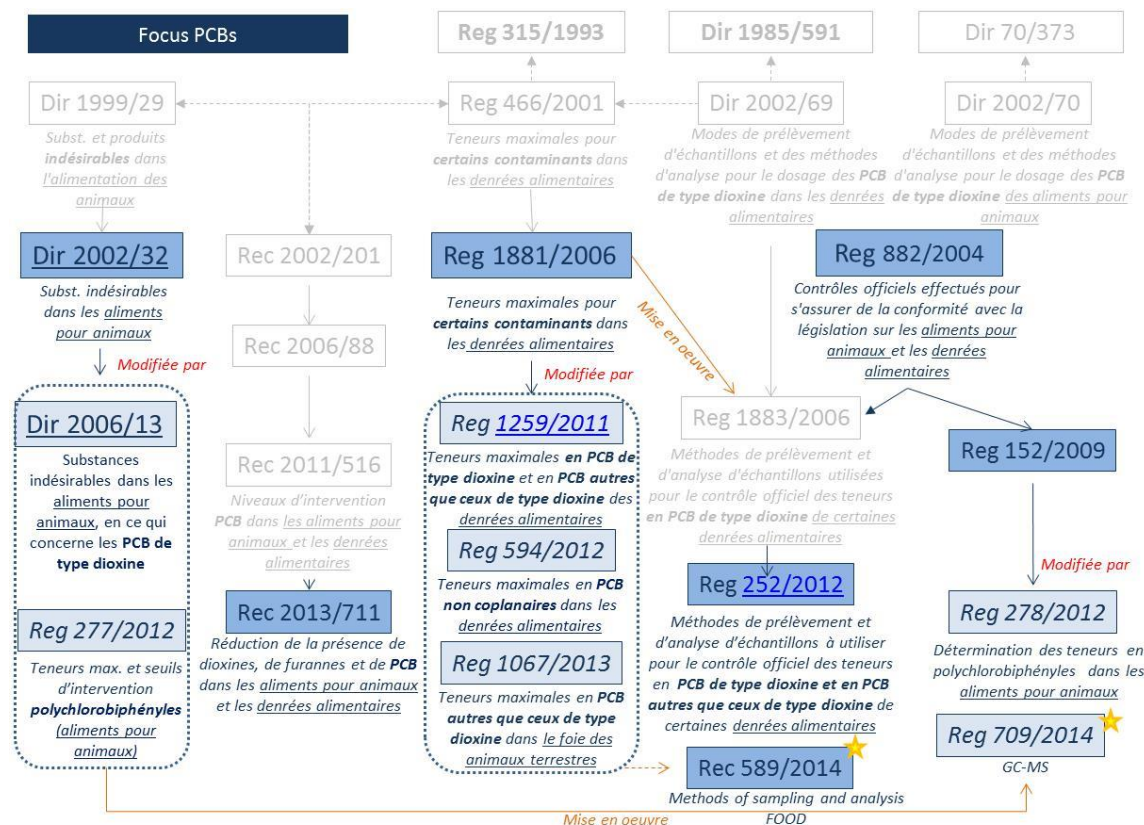


Figure 4 : Evolution de la réglementation européenne relative aux PCB

En ce qui concerne les PCB-DL, une valeur toxicologique de référence a été établie pour la somme des PCB-DL, des dioxines et des furanes (PCDD/F) en raison de leur action par l'intermédiaire d'un mécanisme d'action commun via la fixation au récepteur Aryl hydrocarbon. Ce mécanisme d'action commun a conduit à proposer une méthode de calcul qui permet d'estimer la toxicité des mélanges de PCDD/F et de PCB-DL contenus dans les tissus humains (NATO/CCMS, 1988). Cette méthode est basée sur l'attribution de TEF (*Toxic Equivalent Factor*) pour chaque substance du mélange. Les différents TEF étant définis par rapport au congénère le plus toxique c'est-à-dire la 2,3,7,8-TCDD, dont le TEF est fixé à 1. La contribution au TEQ de chacun des congénères présents dans un aliment peut ainsi être établie en multipliant le niveau de concentration du congénère par le TEF correspondant. Ces TEF ont été définis en 1998 puis affinés en 2005 (Annexe 2).

La valeur toxicologique de référence (dose mensuelle tolérable provisoire, DMTP) a été fixée par le JECFA en 2001 à $70 \text{ pg}_{\text{TEQ}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$ (soit $2,33 \text{ pg}_{\text{TEQ}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$) pour l'ensemble dioxines/furanes et PCB « dioxin-like » (PCDD/F + PCB-DL) en se fondant sur l'altération de la maturation sexuelle observée chez le jeune rat mâle exposé à la dioxine de Seveso (2,3,7,8-TCDD).

Plus récemment (2012), l'US-EPA a ré-analysé les données de toxicité de la dioxine (TCDD) et proposé une dose de référence pour l'exposition chronique par voie orale de $0,7 \text{ pg} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (soit $21 \text{ pg} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{mois}^{-1}$). Cette valeur de référence est basée sur la diminution de la densité et de la mobilité spermatique observée chez des hommes exposés dans l'enfance à la TCDD lors de l'accident de Seveso (Moccarelli et al. 2008)¹¹.

Exposition de la population

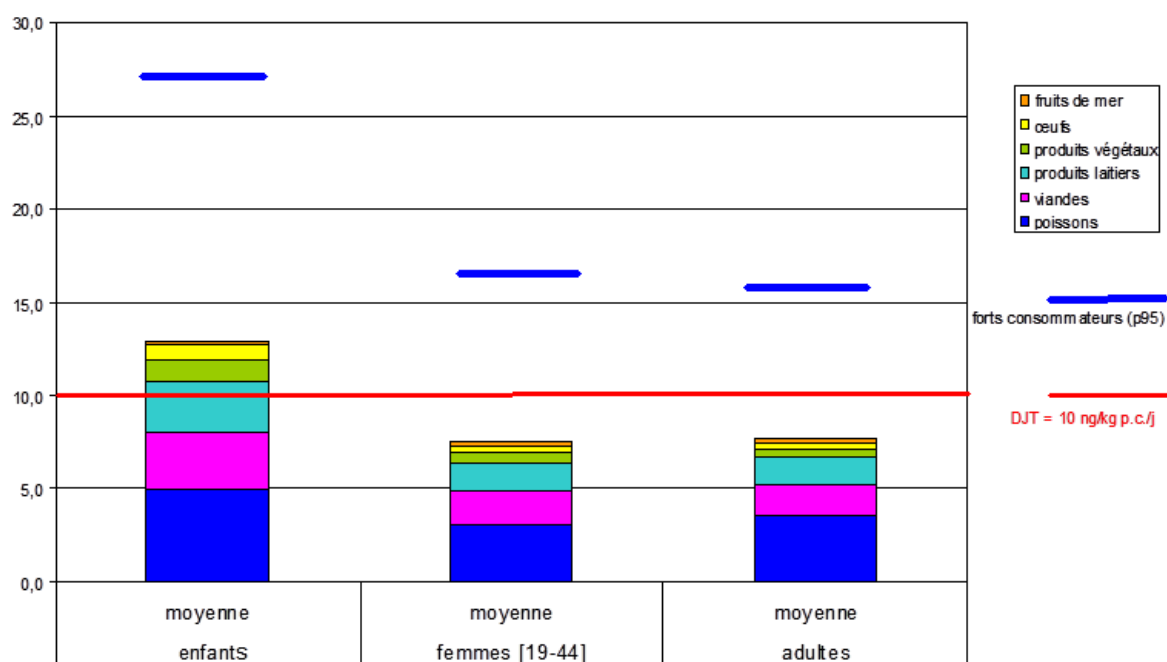
¹¹ Cette valeur a été obtenue en appliquant un facteur d'incertitude de 30 à la Lowest Observed Effect Concentration (LOEC) de $0,020 \text{ ng} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ utilisée comme "point of departure".

En 2005, l'exposition moyenne de la population métropolitaine a été estimée à $1,8 \text{ pg}_{\text{TEQ}} \text{OMS98} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ pour une valeur toxicologique de référence (VTR) de $2,33 \text{ pg}_{\text{TEQ}} \cdot \text{kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$, 20% des adultes dépassaient la VTR, avec une contribution des PCB-DL de 70% au TEQ total (Afssa, 2005). Par ailleurs, 50% de l'exposition (exprimée en TEQ) était expliquée par les produits de la mer.

En 2006, l'étude CALIPSO (Afssa, 2006) ciblée sur les forts consommateurs de produits de la mer a confirmé le lien entre consommation de produits de la mer et surexposition aux PCB, puisque, dans cette étude, 72% de la population ciblée dépassait la VTR retenue pour les PCB-NDL.

Cette probabilité de surexposition de certaines catégories de la population a également été confirmée en 2007 pour les PCB-NDL, avec dans cette étude 20% des adultes et 58% des enfants dont l'exposition était au-delà de la VTR de $10 \text{ ng kg pc}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ (Cf. figure 5).

Dans ce contexte, le 3 février 2006, le règlement européen portant fixation de limites maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires a été publié. Il est apparu de nombreuses non-conformités de poissons d'eau douce vis-à-vis de la limite maximale de $8 \text{ pg}_{\text{TEQ}}$ de dioxines et PCB-DL par g de poisson, notamment sur le site du canal de Jonage dans le département du Rhône (avis Afssa 2006-SA-0002 du 13 mars 2006). La population particulière des consommateurs réguliers de poissons d'eau douce dans certains sites de rivières ou de lacs contaminés en PCB est ainsi apparue comme une population importante. En conséquence, des évaluations d'exposition et de risque relatives aux PCB devaient être entreprises pour cette population afin de mettre en place des mesures visant à maîtriser son exposition et celle d'autres populations éventuellement exposées.



L'évaluation de l'exposition alimentaire de la population française aux 6 PCB-NDLi en lien avec la consommation de six catégories d'aliments (fruits de mer, œufs, produits végétaux, produits laitiers, viandes et poissons) a montré en 2007 un dépassement de la DJT chez les enfants et les adultes forts consommateurs

Figure 5 : Evaluation des niveaux d'exposition alimentaire aux 6 PCB-NDLi en 2007

Afin d'améliorer la connaissance du risque sanitaire et de mieux caractériser les niveaux d'exposition humaine aux PCB, l'Agence a participé et mis en œuvre plusieurs travaux et études destinés à :

- ✓ évaluer les niveaux d'imprégnation en PCB de la population française
- ✓ définir les seuils d'imprégnation corporelle critique en PCB

- ✓ établir des recommandations de consommation de poissons visant à protéger l'ensemble de la population y compris la population cible des forts consommateurs de poissons d'eau douce dans les sites les plus contaminés en PCB.

1.3 Données épidémiologiques et valeurs d'imprégnation critiques

Une première analyse des études disponibles figure dans l'avis de l'Afssa du 5 mars 2010 relatif à l'interprétation sanitaire des niveaux d'imprégnation de la population française en PCB (avis n°2008-SA-0053).

Valeurs d'imprégnation critiques proposées chez l'Homme

Au regard des effets sanitaires et des perturbations métaboliques rapportés chez l'Homme (effets sur la fertilité, effets immunitaires, effets sur le développement neurologique, etc.) différentes valeurs de référence dites « d'imprégnation critique » (*i.e.* : charge corporelle en PCB au-dessus de laquelle il existe une probabilité de survenue d'un effet indésirable) ont été proposées. Ces valeurs varient entre 600 et 10 000 ng de PCB/g de lipides plasmatiques selon la nature de l'effet indésirable retenu.

Dans son avis du 5 mars 2010, en se basant sur l'analyse bibliographique réalisée par l'Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ) en 2007 et sur les résultats de l'étude PCBRISK réalisée en Slovaquie (Trnovec, 2008), l'Afssa a établi des valeurs critiques d'imprégnation. Pour les femmes enceintes ou en âge de procréer et les enfants de moins de trois ans, une valeur d'imprégnation critique de 700 ng PCB totaux / g de lipides plasmatiques a pu être établie. Cette valeur correspond au niveau de charge corporelle prénatale aux PCB au-dessus duquel l'observation d'effets significatifs sur le développement mental et moteur de l'enfant exposé *in utero* ne peut pas être écartée. Pour l'adulte (femmes ayant dépassé l'âge de la procréation et hommes), diverses relations ont été décrites entre l'exposition (en termes d'imprégnation corporelle) aux PCB et la modification de paramètres physiologiques relatifs aux fonctions de reproduction, endocriniennes et immunitaires. Ces effets sont associés à des niveaux d'imprégnation en PCB supérieurs à 1800 ng PCB totaux / g de lipides plasmatiques mais l'hétérogénéité des résultats des différentes études n'a pas permis d'établir clairement de relation causale. Cette valeur a par conséquent été qualifiée d'indicative.

Ces valeurs critiques permettent de positionner les niveaux d'imprégnation observés au niveau des populations par rapport à des critères sanitaires. Elles ont pour objectif de fournir des repères permettant d'orienter les politiques publiques dans l'objectif de protéger l'ensemble de la population des effets sanitaires liés à une exposition aux PCB.

Données épidémiologiques récentes chez les enfants

Au regard des résultats des études détaillées ci-dessous, il semble difficile d'affiner les valeurs d'imprégnation critiques établies par l'Anses en 2010, à savoir 700 ng PCB totaux/g de lipides plasmatiques pour les femmes enceintes ou en âge de procréer et les enfants de moins de trois ans et 1 800 ng PCB totaux / g de lipides plasmatiques pour le reste de la population.

Les PCB sont soupçonnés de retarder le développement psychomoteur des enfants exposés *in utero* ou pendant l'enfance. De nombreuses études épidémiologiques ont été réalisées chez les enfants en essayant de lier exposition aux PCB et résultats à des tests cognitifs. Les premiers effets observés au niveau du développement neurologique ont été constatés chez des cohortes d'enfants nés entre 1979 et 1985 à Taiwan de mères fortement exposées aux PCB. Les désordres se manifestent par une hyperactivité et une baisse des performances cognitives (Lai et al., 2002). Depuis, plusieurs cas de liens négatifs entre concentrations en PCB et perturbations comportementales ont été observées, aux Etats-Unis (New Belford et al., 2010), en Allemagne (Roze et al., 2009), et au Québec chez les Inuits de 5 ans (Plusquellec et al., 2010). Ces troubles comportementaux ne sont toutefois pas différents de ceux observés dans la population témoin pour les enfants âgés de 11 ans et plus (Boucher et al., 2012).

Une relation négative entre la réponse au test de Boston Naming¹² des enfants âgés de 7 ans vivant aux îles Féroé et la teneur en PCB dans le cordon ombilical lors de leur naissance a également été observée dans deux études (Grandjean et al. 2001 ; 2012). Toutefois la concentration en méthylmercure dans le cordon apporte un facteur de confusion. Les concentrations en PCB-NDL mono-ortho-substitués (138, 153, 170 et 180) dans le cordon ombilical ou le sang de la mère sont significativement associées à une diminution des performances lors de tests psychomoteurs et de développement mental chez des enfants âgés de 16 mois vivant dans deux localités de Slovaquie. En revanche aucune différence n'est constatée dans des cohortes slovaques d'enfants de 45 mois (Jusko et al., 2009). Chez les enfants âgés de 4 ans vivant à Menorca en Espagne, il n'y a pas de relation entre les concentrations en PCB dans le cordon ombilical ainsi que dans le sang des enfants et la réponse à un test cognitif, à l'exception du PCB 153 où les effets adverses apparaissent significatifs (Forns et al., 2012).

El Majidi et al. (2013) ont retenu six études et ont homogénéisé l'exposition en prenant la concentration en PCB total dans le plasma sanguin de la mère. Les auteurs concluent qu'une concentration plasmatique en PCB dans le plasma de la mère inférieure à 1 000 µg.kg⁻¹ MG aura des conséquences négligeables sur le développement mental et moteur des enfants.

D'autres études portant sur des populations de consommateurs de poissons et des populations générales de diverses régions du monde ont été réalisées. Dans ces études, la croissance du fœtus et du nouveau-né a été évaluée. Les résultats sont contrastés avec des effets néfastes pour les populations du Michigan et des Pays-Bas et aucun effet pour les populations des îles Féroé et du Groenland (Donaldson et al., 2010).

D'autres effets néfastes pour les enfants comme le poids à la naissance, le ratio garçon/fille à la naissance ou le cancer du testicule ont été observés. L'analyse de vingt études portant sur l'impact de l'exposition prénatale aux PCB sur le poids à la naissance ne permet pas de mettre en évidence une relation entre la concentration plasmatique en PCB de la mère et un poids de naissance faible (< 2 500 g) (El Majidi et al., 2012). Dans douze des quinze études européennes de cohortes mère-enfant, la moyenne de la concentration du PCB 153 est de 140 ng.L⁻¹ (20-484) et le poids à la naissance diminue de 150 g pour chaque µg.L⁻¹

¹² Test permettant de mesurer la récupération de mots chez les personnes atteintes de troubles du langage.

additionnel de PCB 153 dans le cordon de la mère (Govarts et al., 2012). Une diminution du ratio garçon/fille à la naissance en corrélation avec une contamination par les PCB a été constatée dans certaines études. Ainsi, une méta-analyse portant sur quinze études sélectionnées par Nieminen et al. (2013), seules deux études ont un ratio significativement plus faible que la moyenne (0,500). Les auteurs en concluent que l'exposition parentale aux PCB n'altère pas le ratio garçon/fille. Une seule étude épidémiologique met en évidence une corrélation positive entre concentration en PCB dans le sang de la mère et l'incidence du cancer du testicule chez l'enfant (Hardell et al., 2004 ; Giannandrea et al., 2013).

Données épidémiologiques récentes chez les adultes

Les études épidémiologiques portant sur les adultes montrent également une grande diversité de résultats et de conclusions. En ce qui concerne l'apparition des cancers, la survenue d'un cancer du sein avant l'âge de 50 ans semble être corrélée avec une exposition importante durant la petite enfance au PCB 203, mais pas aux PCB 167 et PCB 187 (Cohn et al., 2012). Les femmes ayant un cancer du sein à Cordoue (Espagne) ont une imprégnation en PCB 28 significativement plus élevée que les femmes n'ayant qu'une simple lésion bénigne au sein (Lucerna et al. 2001). En revanche, il n'y a, d'après Negri et al. (2003), aucune évidence de relation entre l'exposition environnementale des adultes aux PCB et le cancer du sein. Par ailleurs, l'incidence du taux de lymphomes non hodgkiniens augmente fortement depuis plusieurs décades. Les causes de cette augmentation ont été recherchées parmi les facteurs environnementaux. Les concentrations en PCB ont été envisagées dans plusieurs études épidémiologiques avec des résultats contrastés (Bassig et al., 2012). Kramer et al. (2012) rapporte une relation « évidente » entre les PCB et les cancers non hodgkiniens à travers les dérégulations du système immunitaire (immunosuppression et inflammation). D'après Pellegriti et al. (2013), la cause de l'augmentation de l'apparition du cancer de la thyroïde est due vraisemblablement à une combinaison d'exposition à des facteurs exogènes ; les PCB ne peuvent donc être les seuls incriminés.

La synthèse de 22 études épidémiologiques portant sur les relations entre les concentrations en PCB et l'homéostasie de la thyroïde ne fournissent pas de résultats probants (Salay et al. 2001). Pour des études plus récentes, les contradictions demeurent. Ainsi chez des femmes enceintes vivant en Californie en 1999-2000, il est constaté une absence de lien entre des expositions aux PCB sériques et l'hormone stimulant la thyroïde (TSH). En revanche, il est constaté une association négative entre 7 PCB (et la somme de ces congénères) retrouvés chez 75% des femmes enceintes et les concentrations en thyroxine libre (T4L) (Chevrier et al., 2008). Les auteurs ont toutefois constaté que les concentrations en PCB et hexachlorobenzène sont fortement corrélées, ce qui ne permet pas de déterminer l'association indépendante de chacun de ces deux types de substances avec le fonctionnement de la thyroïde. En revanche, aucune corrélation significative n'est observée entre la concentration en PCB dans le sérum et une altération des fonctions thyroïdiennes dans des populations vivant dans un environnement très pollué en PCB (Donato et al., 2008).

D'autres effets néfastes ont été recherchés. Ainsi, les femmes vivant à Yuchen (Taiwan) en 1979, zone contaminée par des PCB mais aussi les dioxines, ont présenté des problèmes de menstruation et un nombre d'enfants mort-nés plus élevés que pour des femmes vivant à proximité dans une zone non contaminée (Yu et al. 2000). Les concentrations en PCB 118, 126 et 153 sont corrélées avec une augmentation de la probabilité d'apparition des diabètes de type 2 (Hofe et al. 2014). La concentration en PCB dans le sang d'habitants vivant près d'Anniston (Alabama, Etats-Unis), ville voisine d'une usine qui a fabriqué des PCB de 1929 à 1971, détermine fortement la pression artérielle, en particulier pour les congénères ortho-substitués (Goncharov et al. 2011).

1.4 Une évaluation de plus en plus fine des niveaux d'exposition aux PCB

1.4.1 Différentes approches de l'évaluation du risque sanitaire

Il existe une variété de méthodes, d'outils et de modèles pour évaluer l'exposition humaine aux substances chimiques présentes dans l'environnement de façon à pouvoir dans une deuxième étape déterminer les risques liés à cette exposition.

L'exposition humaine aux substances chimiques peut être estimée indirectement, en mesurant ces substances dans l'environnement, les aliments ou les produits, ou directement par la bio surveillance. Cela consiste à mesurer, au sein d'une population, une substance chimique ou les produits de dégradation de cette substance. En règle générale, l'évaluation s'effectue à l'aide de prélèvements de sang ou d'urine, et parfois dans d'autres tissus ou liquides tels que les cheveux, les ongles et le lait maternel. Cette évaluation indique la quantité de substances chimiques circulantes ou stockées chez la personne étudiée : on parle de niveau d'imprégnation ou de charge corporelle (*body burden* en anglais).

Les méthodes d'évaluation des risques permettant d'évaluer l'exposition aux substances chimiques relèvent donc globalement de deux démarches : la première consiste à estimer le niveau d'exposition en quantifiant les différents contributeurs de l'exposition (déclaration de consommation et mesures de contamination des aliments) et la deuxième consiste à doser des marqueurs d'exposition directement chez l'Homme au travers de prélèvements sanguins par exemple.

La mesure des niveaux d'imprégnation corporelle présente l'avantage dans le cas des polluants organiques persistants :

- ✓ d'intégrer l'exposition dans le temps et ainsi tenir compte des consommations passées ;
- ✓ de positionner les niveaux sanguins d'une sous-population vis-à-vis de la population générale et d'identifier le cas échéant un groupe potentiellement surexposé ;
- ✓ dans le cas des PCB, de se prononcer sur un éventuel impact sanitaire en comparant les niveaux d'imprégnation observés au sein d'une population aux valeurs critiques de référence estimées pour les différentes catégories de population (enfants, femmes en âge de procréer et adultes).

1.4.2 Evaluation et évolution des niveaux d'exposition alimentaire aux PCB

En France, plusieurs études ont permis d'évaluer l'exposition alimentaire aux PCB à l'aide de ces deux approches. Les évaluations d'exposition alimentaire aux PCB dites « indirectes » réalisées depuis 2005 ont été menées à partir de différentes sources de données et selon des méthodologies d'évaluation différentes.

En effet, les résultats d'exposition alimentaire rapportée entre 2005 et 2007 pour la population générale sont effectués en croisant : 1) des résultats de contamination des produits de la mer et d'autres groupes d'aliments issus en partie de plan de surveillance et des plans de contrôle mis en œuvre au niveau national et 2) des résultats de consommation rapportés dans l'enquête individuelle et nationale sur les consommations alimentaires (INCA1) réalisée en 1999.

Ceux rapportés en 2006 dans l'étude CALIPSO pour les populations fortement consommatrices de produits de la mer sont issus du croisement : 1) des données de contamination des produits de la mer prélevés sur 4 sites côtiers français (échantillons composites de 5 sous échantillons de la même espèce) et 2) des résultats d'un questionnaire de fréquence de consommation (FFQ) réalisé dans le cadre de l'étude.

Enfin l'étude la plus récente est l'Etude de l'Alimentation Totale (EAT2) publiée en juin 2011 (Anses, 2011b). Cette étude couvre l'ensemble du territoire métropolitain, à travers huit inter-régions, et s'appuie 1) sur des données de contamination d'aliments tels que consommés et 2) sur les données de l'enquête individuelle et nationale sur les consommations alimentaires

(INCA2) réalisée en 2006-2007. Cette étude a conduit à la collecte de 20 000 produits alimentaires représentant 212 types d'aliments, qui ont été préparés tels que consommés et pour lesquels les substances d'intérêt ont été recherchées (dont les PCDD/F et PCB-DL et les PCB-NDL).

Les résultats de l'étude EAT2 montrent que l'exposition moyenne journalière de la population française aux PCDD/F+PCB-DL est estimée à 0,47 pg TEQ_{OMS98}.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les adultes (1,00 pg TEQ_{OMS98}.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour le 95^{ème} percentile) et 0,76 pg TEQ_{OMS98}.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants (1,69 pg TEQ_{OMS98}.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour le 95^{ème} percentile) et que l'exposition moyenne de la population aux 6 PCB-NDL s'élève à 1,83 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les adultes (5,05 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour le 95^{ème} percentile) et 2,84 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ chez les enfants (6,86 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour le 95^{ème} percentile). Chez les adultes comme chez les enfants, les poissons sont les contributeurs majoritaires à l'exposition aux PCB-NDL (30% chez les enfants et 37% chez les adultes).

Si l'on compare les niveaux d'exposition rapportés dans le cadre de l'étude EAT2 aux évaluations plus anciennes réalisées à la fois sur les dioxines et PCB-DL (rapport dioxines, 2005) et les PCB-NDL (avis de l'Afssa du 23 octobre 2007) on note une réduction importante (environ d'un facteur 4) des expositions aux dioxines et PCB de la population française (Tableaux 1 et 2).

Tableau 1 : Niveaux d'exposition aux dioxines et PCB-DL évalués respectivement en 2005 et 2011 chez l'adulte et l'enfant

PCDD/F + PCB-DL : pg TEQ _{OMS98} .kg pc ⁻¹ .j ⁻¹							
Adultes				Rapport « dioxines » 2005			
Groupe d'aliments	EAT2 - 2011			Groupe d'aliments			
	moyenne	P95	Contrib		moyenne	P95	Contrib
Lait	0,016	0,09	3,5	Produits laitiers	0,6	1	33,3
Ultra-frais-laitier	0,035	0,115	7,6				
Fromages	0,067	0,185	14,3				
Beurre	0,094	0,3	20,1	Matière grasse	0,1	0,1	5,6
Viande	0,046	0,119	9,8	Produit carné	0,1	0,3	5,6
Poissons	0,092	0,643	19,7	Produits de la mer	0,8	2,8	44,4
Crustacés et mollusques	0,022	0,288	4,8				
Autres	0,095	-	20,2	Autres	0,2	-	11,1
TOTAL	0,467	0,999	100	TOTAL	1,8	3,9	100

PCDD/F + PCB-DL : pg/kg pc/jour							
Enfants				Rapport « dioxines » 2005			
Groupe d'aliments	EAT2 - 2011			Groupe d'aliments			
	moyenne	P95	Contrib		moyenne	P95	Contrib
Lait	0,079	0,288	10,3	Produit laitier	1,2	2,2	42,9
Ultra-frais-laitier	0,08	0,263	10,5				
Fromage	0,084	0,281	11				
Beurre	0,153	0,531	20	Matière grasse	0,1	0,3	3,6
Viande	0,078	0,224	10,2	Produit carné	0,2	0,5	7,1
Poissons	0,105	0,779	13,7	Produits de la mer	0,9	3,5	32,1
Crustacés et mollusques	0,014	0,311	1,9				
Autres	0,17	-	22,4	Autres	0,4	-	14,3
TOTAL	0,764	1,685	100	TOTAL	2,8	6	100

Contrib : Contribution à l'exposition totale en %

Tableau 2 : Niveaux d'exposition aux PCB-NDL évalués respectivement en 2007 et 2011 chez l'adulte et l'enfant

Adultes		6 PCB-NDL pg/kg pc/jour				
		EAT2 - 2011			Avis Afssa du 23 octobre 2007*	
Groupe d'aliments		moyenne	P95	Contrib	moyenne	Contrib
Produits laitiers						
Lait		46	270	2,5	1412	18,8
Ultra-frais-laitier		98	324	5,4		
Fromages		176	491	9,6		
Beurre		203	658	11,1		
Viande		178	473	9,7	1655	22,0
Poissons		684	5258	37,4	3435	45,6
Crustacés et mollusques		101	1280	5,6	261	3,5
Autres		342	-	18,8	763	10,1
TOTAL		1827	5054	100	7526	100

Enfants		6 PCB-NDL pg/kg pc/jour				
		EAT2 - 2011			Avis Afssa du 23 octobre 2007*	
Groupe d'aliments		moyenne	P95	Contrib	moyenne	Contrib
Lait		225	826	7,9	2737	21,6
Ultra-frais-laitier		222	718	7,8		
Fromages		219	737	7,7		
Beurre		333	1141	11,7		
Viande		298	828	10,5	3100	24,5
Poissons		860	5988	30,3	4708	37,2
Crustacés et mollusques		62	1572	2,2	317	2,5
Autres		622	-	21,8	1783	14,1
TOTAL		2841	6863	100	12645	100

*les moyennes données correspondent au scénario tenant compte des teneurs maximales proposées dans le cadre du projet de réglementation sur les PCB-NDL en 2006 Contrib : Contribution à l'exposition totale en %

La comparaison de ces valeurs avec les estimations rapportées au niveau des autres pays de l'Union européenne est en revanche difficile et peu informative car les estimations réalisées portent 1) sur des congénères différents, 2) sur des échantillons alimentaires très variables, 3) sur des périodes de temps différentes et 4) utilisent des modèles de consommation peu comparables.

Néanmoins, l'estimation de l'exposition alimentaire aux PCB totaux rapportée en 2005 pour un européen « moyen » (Efsa, 2005) était de 15 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ avec des niveaux s'élevant à 20 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour les forts consommateurs de viandes et à 35 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ pour les forts consommateurs de produits de la pêche, ce qui est du même ordre de grandeur que la moyenne d'exposition alimentaire rapportée chez l'adulte dans l'avis de l'Afssa de 2007 à savoir deux fois l'exposition aux 6 PCB-NDL soit 15,1 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ (c'est-à-dire 7,53 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ x 2 en accord avec l'hypothèse selon laquelle ces 6 PCB-NDL représentent environ 50% de l'ensemble des congénères de PCB présents dans les aliments).

1.4.3 Evaluation et évolution des niveaux d'imprégnation corporelle aux PCB

Plusieurs études ont également permis d'évaluer les niveaux d'imprégnation corporelle aux PCB de la population française à l'aide de mesures effectuées directement dans le sang.

La première étude de ce type réalisée en France date de 1986. Elle avait pour objectif d'établir une caractérisation représentative de l'imprégnation par les PCB de la population française et de préciser l'importance des facteurs individuels, environnementaux et professionnels associés à cette imprégnation. Elle a été réalisée par l'INSERM auprès de 569 personnes âgées en moyenne de 38 ans (Cf. de 18 à 59 ans) recrutées dans 20 centres d'examen de santé répartis sur le territoire français (Dewailly et al., 1988, Figure 6).

La seconde étude d'envergure menée en France est l'étude de l'imprégnation par les dioxines et PCB des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM). Elle a été réalisée en 2005 par l'InVS en collaboration avec l'Afssa auprès de 1030 personnes âgées de 30 à 65 ans (Fréry et al., 2009) résidant à proximité ou à distance (plus de 20 km) de huit sites d'incinération français. La population d'étude était âgée en moyenne de 52 ans et comprenait environ 55 % de femmes. Il n'a pas été mis en évidence de différence globale d'imprégnation par les PCB entre les deux groupes exposés ou non aux émissions d'un incinérateur.

Plus récemment, deux études ont permis de situer le niveau d'imprégnation corporelle en PCB de la population française, il s'agit d'une part de l'Etude Nationale Nutrition Santé (ENNS) réalisée par l'InVS et l'Université Paris 13 dans le cadre du PNNS et du PNSE, et d'autre part de l'étude nationale d'imprégnation aux PCB des consommateurs de poissons d'eau douce réalisée par l'Anses en collaboration avec l'InVS (Anses 2011).

Dans l'étude ENNS 2011, les PCB-NDL 138, 153 et 180 étaient les substances dont les concentrations sériques étaient les plus élevées, comme dans la grande majorité des études. Ces congénères correspondent aux congénères parmi les plus chlorés et donc parmi les plus persistants dans l'environnement. Les concentrations sériques moyennes des adultes de la population française étaient estimées à 287 ng/g de lipides pour la somme des 6 PCB et à 478 ng/g de lipides pour les PCB totaux dans le sang. La contribution du PCB 153 aux PCB totaux est d'environ 24%. Pour les femmes en âge de procréer (18-45 ans), qui constituent la population la plus sensible aux risques associés à l'exposition aux PCB, les concentrations sériques des PCB étaient en moyenne plus faibles que pour l'ensemble de la population avec 214 ng/g de lipides pour la somme des 6 PCB-NDLi et 353 ng/g de lipides pour les PCB totaux. Cette différence d'imprégnation traduit notamment le fait que ces femmes jeunes (moyenne d'âge de 35 ans) ont accumulé moins de PCB dans l'organisme que l'ensemble de la population, en moyenne plus âgée (âge moyen de 44 ans).

Si l'on s'intéresse plus spécifiquement au PCB 153 qui est l'indicateur généralement retenu pour situer les valeurs d'imprégnation des études les unes par rapport aux autres¹³ il apparaît que les niveaux d'imprégnation des français par les PCB ont baissé de manière importante entre 1986 et 2005 (Cf. Figure 6). En revanche, les résultats observés au cours de ces dix dernières années sont relativement stables et les niveaux d'imprégnation des pêcheurs amateurs d'eau douce sont proches de ceux de la population générale française, probablement en raison de la faible consommation de poissons accumulant fortement les PCB. En ce qui concerne la population générale, seules les études de Dewailly en 1988 et l'étude ENNS réalisé en 2006-2007 sont comparables (les autres études ont été réalisées sur des populations particulières). Ces 2 études montrent une diminution d'un facteur 2 en une vingtaine d'années.

¹³ La comparaison des niveaux d'imprégnation entre études présente en effet des limites, les congénères recherchés pouvant varier d'une étude à l'autre et les techniques analytiques évoluer considérablement au cours du temps

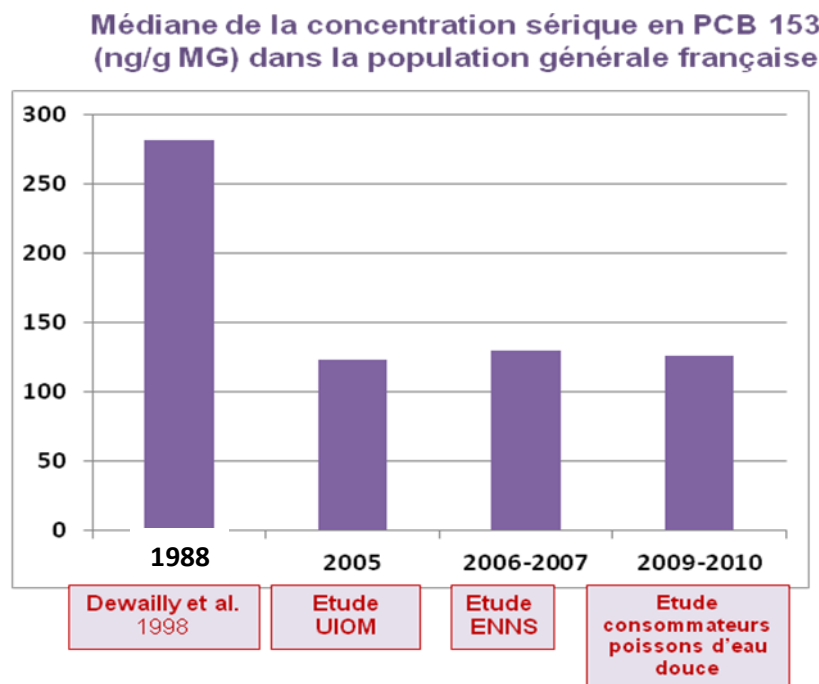


Figure 6: Evolution temporelle des niveaux d'imprégnation corporelle en PCB 153 de la population française

Cette diminution de l'imprégnation au cours du temps a été rapportée dans de nombreux pays européens. Ainsi, les niveaux sériques de PCB 153 ont diminué en moyenne de 34% de 1991 à 2001 dans un groupe d'hommes suédois (Hagmar, 2006). En Allemagne, une diminution de plus de la moitié des concentrations sanguines moyennes de PCB 138, 153, et 180 a été observée de 1996 à 2003 chez des enfants de 10 ans. De même, aux États-Unis, les niveaux de PCB-NDL observés dans l'étude NHANES en 2003-2004 étaient inférieurs à ceux de 2001-2002, eux-mêmes généralement inférieurs à ceux des populations étudiées dans les années 1980 ou 1990. Par ailleurs, une baisse de l'imprégnation de 3,5% par an a été constatée aux États-Unis dans une population de pêcheurs des grands lacs suivie de 1994-1995 à 2004-2005 (Knobeloch, 2009).

Les mesures de PCB effectuées dans le lait humain confirment cette diminution importante des niveaux d'imprégnation corporelle au cours du temps. En effet, un premier rapport publié en 1999 (Buckley-Golder, 1999) sur les teneurs en PCB-DL dans le lait maternel prélevé dans différents pays comme l'Autriche, la Belgique, le Danemark, la Finlande, la France, l'Allemagne, l'Italie, la Hollande, l'Espagne, la Suède et la Grande-Bretagne montre qu'au cours de la période 1988-1993 les teneurs en PCB-DL (pg TEQ/g lipide) sont passées de 28 à 18 en zone rurale, de 29 à 19 en zone urbaine et de 36 à 24 en zone industrielle.

Les données récentes collectées en Europe montrent des teneurs dans le lait maternel en PCB-DL encore inférieures. En Norvège par exemple les quantités mesurées à Tromsø et à Oslo étaient en 2008 de 5,8 et 8,9 pg TEQ/ g lipide respectivement (Polder et al., 2008). En Espagne (Tarragone), des échantillons prélevés en 2007 avaient un taux moyen de 4,8 pg TEQ/g lipide (Schuhmacher et al., 2009). De nombreuses études effectuées dans différents pays européens ont montré des teneurs de 6,6 pg TEQ/ g lipide en Grèce (Costopoulou et al., 2006), de 6,1 à 19,2 pg TEQ/g dans différentes villes Italiennes (Ingelido et al., 2007) et de 12,6 et 6,3 pg TEQ/g lipide en Allemagne (Wittsiepe et al., 2007).

Les teneurs dans le lait maternel les plus élevées en Europe sont observées en République Tchèque où sont localisés plusieurs "Hot Spots" historiques. Les teneurs observées vont de 17 à 70 pg TEQ/g lipide. Des corrélations ont été notées entre teneur en PCB-DL dans le lait et l'âge de la mère ainsi qu'avec la parité. Une diminution des teneurs dans le lait humain a également été observée en fonction du temps. Ainsi, en Italie une décroissance de 74% a été constatée au cours de la dernière décade (Di Domenico et Baldassarri, 1990; Van Leeuwen et Malisch, 2002; Weiss et al., 2003; Abballe et al., 2008; Ulaszewska et al., 2011).

Facteurs associés aux concentrations sériques de PCB

Dans l'étude ENNS, les facteurs qui influencent le plus les concentrations sériques des 6 PCB-NDL étaient : les facteurs physiologiques (âge et fluctuation du poids), géographiques (région de vie ou de naissance) et alimentaires (aliments d'origine animale ou non). Les facteurs inclus dans le modèle ont permis d'expliquer 73% de la variabilité de la concentration sérique des PCB.

L'âge est le facteur qui influence le plus fortement la concentration sérique de PCB : il explique 42% de la variabilité. En effet, la concentration sérique de PCB augmente avec l'âge (21,8% tous les 5 ans). Du fait de leur lente élimination, les PCB s'accumulent progressivement dans l'organisme. Leur demi-vie moyenne d'élimination est d'environ 7-8 ans pour les PCB totaux, avec des variations de 0,5 an à 26 ans selon les congénères (Efsa 2005). De plus, vient s'ajouter l'effet de génération, les classes d'âge plus anciennes ayant pu être davantage exposées que les classes d'âge jeune, car ayant vécu à des périodes de production des PCB et de rejets massifs dans l'environnement dus à leur utilisation en milieu ouvert (Ibarluzea, 2011). L'augmentation de l'imprégnation par les PCB avec l'âge dans l'étude ENNS est semblable à celle observée dans l'étude sur l'imprégnation par les PCB des pêcheurs de rivière (21,8 % dans ENNS versus 22% tous les 5 ans après prise en compte des autres facteurs).

Chapitre 2 : Interprétation des évolutions du niveau d'exposition alimentaire aux PCB au cours du temps

2.1 La contamination des poissons a-t-elle chuté au cours des dix dernières années ?

La décroissance des teneurs en PCB dans les poissons a été démontrée par Fliedner et al. (2012) qui ont suivi la contamination des œufs de guillemot en mer du Nord (Figure 7). Elle fait suite à l'interdiction de leur utilisation puis à leur récupération – destruction sous encadrement réglementaire, ce qui a considérablement réduit les apports. Néanmoins, le milieu aquatique, contaminé avant la mise en œuvre de cette réglementation, constitue un réservoir de PCB. De plus, sur la frange littorale, les sédiments des fleuves contaminés continuent de se déverser prolongeant l'apport de PCB aux écosystèmes marins.

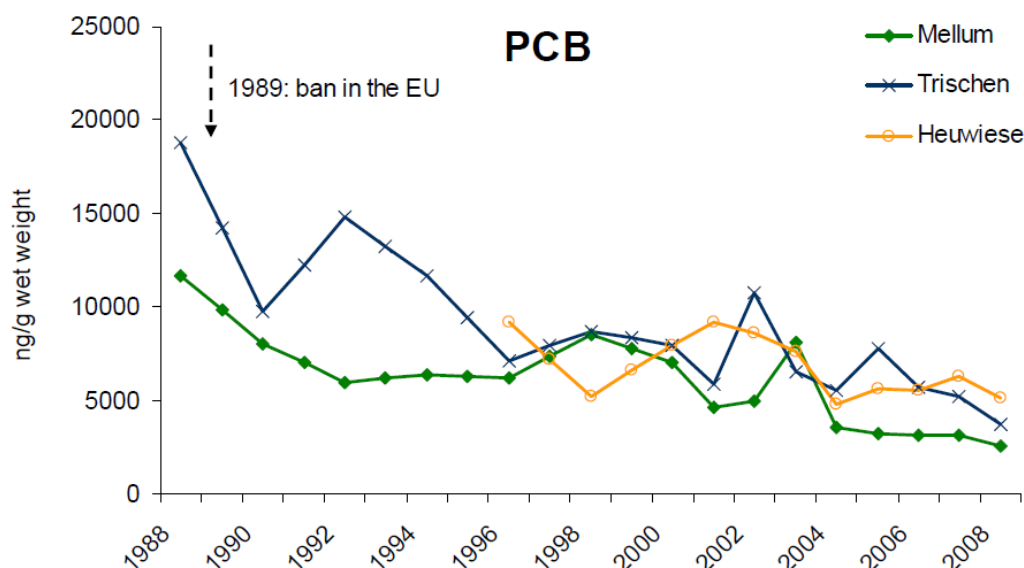


Figure 3 PCBs in herring gull eggs from three ESB locations in German coastal waters. The graph shows the sum of PCB congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153, and 180 (Mellum and Trischen: North Sea; Heuwiese: Baltic Sea).
Le graphe représente la somme des PCB 28, -52, -101, -118, -138, -153 et -180

Figure 7 : Contamination en PCB des œufs de guillemot en mer du Nord (D'après Fliedner et al., 2012)

La décroissance est de type exponentiel, les taux de décroissance entre 1988 et 2008 établis par Fliedner et al. (2012) se situent entre 4 et 6 % par an suivant la zone étudiée.

De très nombreuses données de biosurveillance (« monitoring ») sont disponibles et confirment cette tendance y compris sur le littoral français. Depuis 1979, le réseau national d'observation (RNO) puis le réseau d'observation de la contamination chimique du milieu marin (ROCCH) permettent de suivre le niveau de contamination de l'environnement à partir des données de contamination observées sur 2 espèces de mollusques, les huîtres et les moules. Jusqu'en 1992, les mesures de PCB étaient exprimées en équivalence de mélange technique (type Aroclor 1254), par la suite neuf congénères de PCB ont été quantifiés individuellement. Cette évolution méthodologique dans la quantification des PCB doit donc être prise en compte pour évaluer la tendance temporelle de la contamination de l'environnement aquatique. Pour pallier ce biais d'interprétation des résultats, Abarnou et al. (2002) ont converti les données postérieures à 1992 en équivalent Aroclor ce qui permet de « visualiser » l'évolution entre 1979 et 1999 dans l'estuaire de la Seine (Figure 8). L'évolution est également de type décroissance exponentielle avec une chute de l'ordre de 3 à 4% par an.

Cette décroissance rapide pendant les années 1980 a toutefois tendance à ralentir à partir des années 2000 et sur la période 2000 – 2007, une quasi-stagnation des niveaux de

contamination environnementaux est constatée (Figure 8 et 9). Dans ce cas, les résultats sont exprimés en concentration du PCB 153 (le plus abondant dans les mollusques).

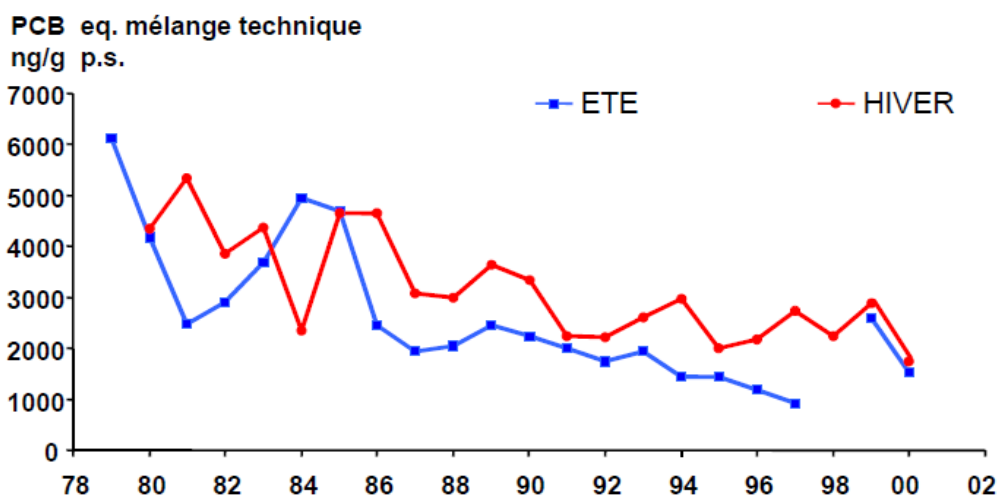


Figure 8 : Evolution des PCB exprimés en équivalent mélange technique entre 1979 et 1999 en Baie de Seine (Abarnou et al., 2002)

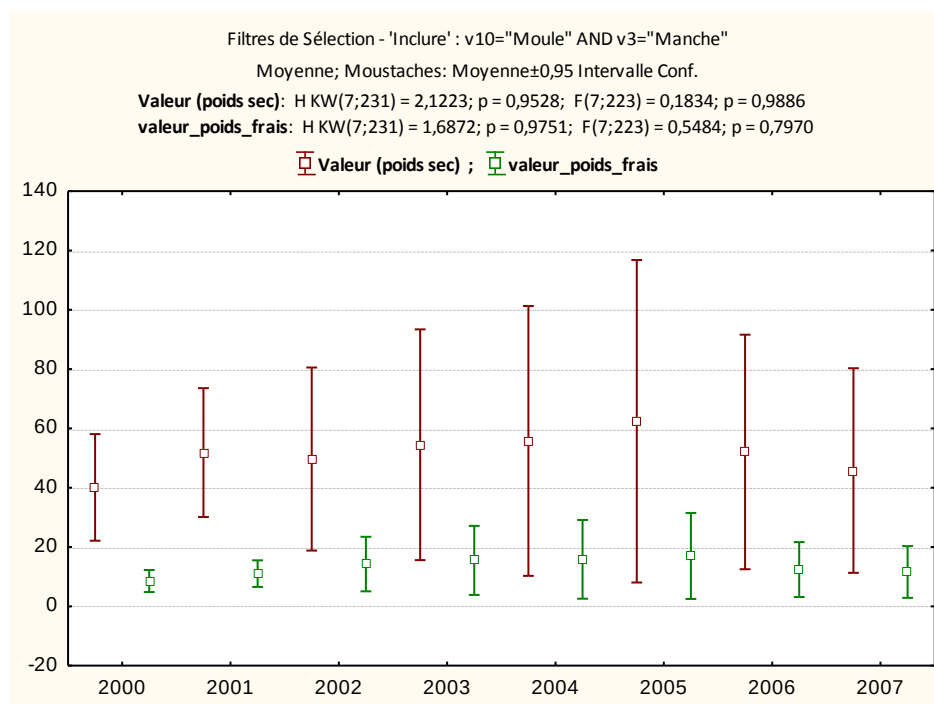


Figure 9 : Evolution des teneurs en PCB 153 (ng/g) dans les moules de la Manche (extraction de la base de données ROCCH)

En effet aucune évolution significative n'est détectée entre 2000 et 2007 ($p = 0,9886$, Figure 9). Il y a une interruption dans la base de données ROCCH entre 2008 et 2010 et seule une donnée 2011 était disponible. Elle n'est pas intégrée au graphe présenté en figure 9 mais ne diffère pas des précédentes. Le cas de la Baie-de-Seine n'est pas une exception sur le littoral métropolitain. Sur les 102 sites suivis dans le réseau, seuls 26 permettent de mesurer une décroissance significative des teneurs en PCB sur la décennie 1992-2000 (RNO, 2000).

L'existence de réseaux de surveillance structurés sur le littoral européen et en particulier d'Europe du Nord permet de disposer de données comparables dans le temps pour les PCB

dans le biote aquatique. Ces données montrent une décroissance de type exponentielle, d'environ 4% par an depuis le début des années 1980.

Evolution temporelle de la contamination des produits de la pêche

Les données de contamination des poissons utilisées pour les deux études nationales d'exposition sont différentes. Lors de la première étude, ce sont des données issues des plans de surveillance et de contrôle (PS/PC), dans le cadre de l'EAT2. Il s'agit d'une stratégie d'échantillonnage représentatif de la consommation de la population française moyenne (Cf. encadré plus bas). Sont étudiées ici les valeurs issues des PS/PC entre 2000 et 2011. Elles comprennent les données des plans ONEMA en milieu dulçaquicole (Figure 10). Le choix a été fait de ne retenir que les valeurs du PCB 153, PCB considéré comme le plus fiable (car étant le PCB le plus abondant et par conséquent correctement quantifié depuis longtemps).

Plans de surveillance, plans de contrôle et étude de l'alimentation totale

Qu'est-ce qu'un plan de surveillance (PS) ?

Un plan de surveillance est une campagne d'analyses réalisée sur des animaux, des végétaux ou des denrées alimentaires. Il a pour objectif principal d'évaluer la prévalence d'un contaminant dans une population définie, et par voie de conséquence, l'exposition du consommateur à ce danger. L'échantillon est représentatif (au sens du territoire et de la date de prélèvement) et les prélèvements sont réalisés de façon aléatoire dans la population concernée.

Qu'est-ce qu'un plan de contrôle (PC) ?

Un plan de contrôle est une campagne d'analyses réalisée sur des animaux, végétaux ou denrées alimentaires. Il a pour objectif principal de détecter des anomalies, des non-conformités, voire des fraudes. L'échantillonnage est ciblé et les prélèvements sont réalisés sur la base de critères prédéterminés. Deux sortes de contrôle sont mises en place :

- le contrôle orienté qui porte sur des produits ou animaux identifiés comme présentant un risque accru de contamination ;
- le contrôle renforcé qui porte sur des produits ou animaux suspectés d'être contaminés sur la base de critères prédéfinis (détection d'anomalies lors d'un plan de surveillance ou d'un contrôle orienté ou la mise en évidence de signes cliniques sur un animal).

Comment sont élaborés les PSPC ?

Les PSPC sont élaborés sur la base d'analyses de risques conduites au niveau européen et national. Chaque année, la DGAL élabore les PSPC, pilote leur mise en œuvre par les services déconcentrés et diffuse les résultats. Les alertes et crises sanitaires, les avis scientifiques ainsi que les résultats des PSPC des années précédentes sont autant de données utilisées pour définir les couples analyse/matrice les plus pertinents et le plan d'échantillonnage le plus représentatif (plan de surveillance) ou le plus ciblé (plan de contrôle).

Comment les résultats sont-ils exploités ?

Au niveau national et européen, les résultats des PSPC sont exploités dans un premier temps pour retirer de la consommation les denrées non conformes et éventuellement rappeler à la loi les contrevenants et pour permettre une évaluation du risque d'exposition au consommateur et pour proposer des mesures de gestion pour sa réduction. Ils permettent aussi de définir au mieux les PSPC qui seront reconduits l'année suivante, d'affiner les critères des ciblés des plans de contrôle, et de réviser les règlements européens et les textes nationaux si besoin afin d'optimiser la gestion du risque alimentaire sur le territoire national et au sein de l'Union.

C'est dans ce cadre que l'ANSES a utilisé les données issues de ces plans pour estimer la contamination des denrées d'origine aquatique et l'exposition de la population par leur consommation. Ces plans s'intéressent de manière privilégiée à la production primaire, poissons débarqués ou prêts à la transformation (note de service DGAL/SDRRC/SDSSA/N2007-8007 du 8/01/2007), ils n'ont évolué que récemment vers des produits plus proches de la consommation (note de service DGAL/SDSSA/N2012-8225 du 20/11/2012).

Les études de l'alimentation totale

Les Etudes de l'Alimentation Totale (EAT), quant à elles, ont pour objectif d'estimer l'exposition chronique réelle de la population à différentes substances chimiques. Elles reposent sur trois principes fondamentaux :

- 1- l'échantillonnage doit être représentatif du régime alimentaire de la population afin que plus de 90% du régime soit couvert de manière à assurer la fiabilité de l'exposition à une substance donnée.
- 2- le second principe des EAT est le regroupement d'échantillons avant analyse (étape de poolage), afin de limiter le coût d'une telle étude. Cette étape doit être particulièrement soignée car un regroupement d'aliments trop disparates pourrait engendrer une dilution importante des substances à analyser
- 3- les aliments doivent être analysés tels que consommés. Cette étape permet de prendre en compte l'apparition (produits néoformés, migration de substances à partir de matériaux au contact des aliments etc.) ou la disparition (molécules volatiles telles que le furane ou les HAP légers) de certaines substances au cours du processus de préparation culinaire.

Les deux approches (PS/PC et Etude de l'alimentation totale) sont donc complémentaires.

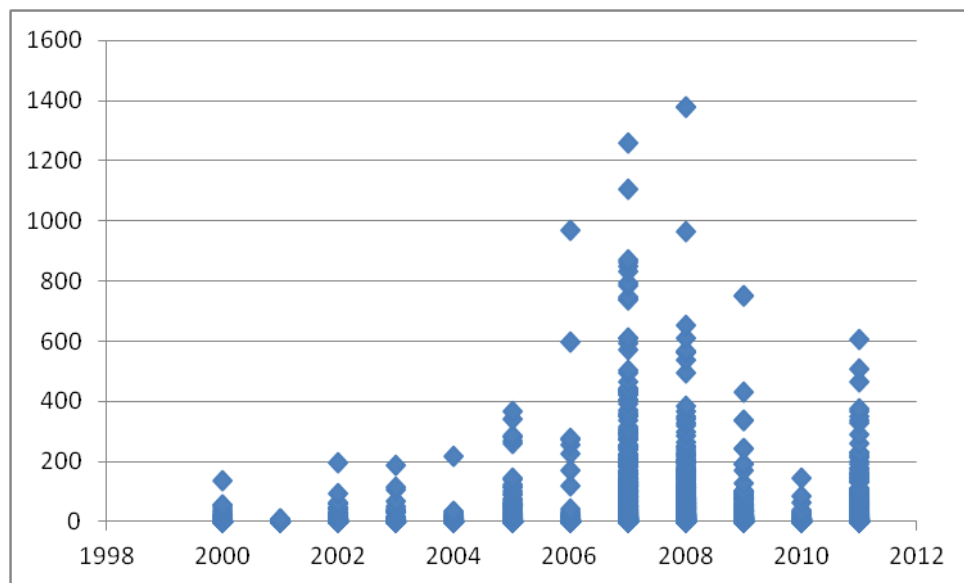
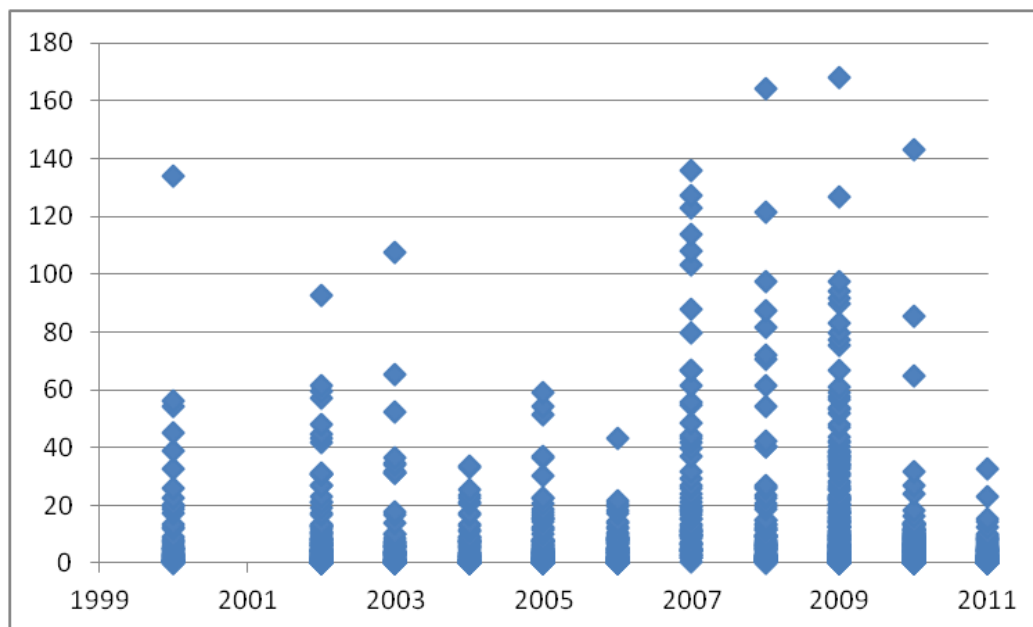


Figure 10 : Valeurs en PCB 153 (ng/g) mesurées entre 2000 et 2011 dans les échantillons de poissons des PS/PC (n = 3192)

Ces valeurs ne sont pas exploitables en l'état car l'origine comme l'espèce des poissons montrent une très forte hétérogénéité (Figure 10). Pour illustrer celle-ci, l'année 2004 correspond exclusivement à des valeurs obtenues sur salmonidés (saumon et truite), l'année 2007 à des données issues de la Baie-de-Seine, ainsi que des données issues de poissons d'eau douce. Cette différence ne reflète pas une évolution temporelle de la contamination mais est d'une part la conséquence du site de prélèvement, ici la Baie-de-Seine connue pour sa contamination marquée, et est d'autre part due à la forte proportion de poissons d'eau douce également réputés comme étant significativement plus contaminés par les PCB que d'autres poissons. En 2000 et 2001 un plan spécial avait été mis en place pour les salmonidés avec respectivement 53 et 100% des analyses contre 5% en 2007. *A contrario*, en 2004, 85% des échantillons sont des poissons marins. Si pour éviter ces écueils, on cherche à normaliser la base par espèce et par site de prélèvement, elle perd rapidement de sa substance et ne permet plus de comparaison longitudinale.

Un tri a cependant été effectué sur la catégorie la plus représentée des poissons identifiés comme étant « de mer » (n = 1456). Le 75^{ème} percentile de l'année 2007 atteint 80 ng/g PF, contre moins de 10 ng/g PF les années précédentes. La répartition des valeurs est moins hétérogène du fait de l'absence des poissons sauvages d'eau douce : elle ne montre aucune tendance d'évolution des contaminations (Figure 11) entre 2000 et 2011.



Tri sur les variables « denrée libellée » et « denrée détail » de la base ROCCH

Figure 11 : Contamination en PCB (ng/g, valeurs observées (n = 1456)) pour les poissons de mer obtenus par élimination des salmonidés, des poissons d'élevage et d'eau douce

Ainsi les valeurs recueillies par les réseaux de surveillance de la contamination de l'environnement aquatique littoral, comme les valeurs issues des PS/PC sur les poissons de mer invalident l'hypothèse selon laquelle la baisse d'exposition moyenne de la population française aux PCB entre 2005 et 2010 pourrait être due à une chute de la contamination environnementale des poissons pêchés.

2.2 La consommation de poisson a-t-elle changé ?

Au-delà de l'impact des niveaux de contamination des poissons consommés, l'autre déterminant susceptible d'influer sur les mesures de l'exposition alimentaire aux PCB est l'éventuelle modification quantitative ou qualitative de la consommation de poisson en France métropolitaine.

L'étude des évolutions de la consommation de poissons dépend des sources disponibles : consommation apparente issue de la comptabilité nationale, études de panels d'achats par les ménages, études individuelles de consommation alimentaire pour les adultes et les enfants. La consommation de poisson d'eau douce n'est pas renseignée dans ces sources. Elle sera abordée dans le chapitre relatif à l'étude ICAR-PCB.

Après avoir progressé régulièrement dans les années 1990, la consommation de poissons est globalement stable depuis le début des années 2000 (Figure 12). Les espèces les plus consommées en volume sont : i) pour le poisson frais : le saumon, le cabillaud, le lieu noir, le colin et le merlan, ii) pour les conserves : le thon le maquereau et la sardine, et iii) pour le poisson fumé : le saumon et le hareng.

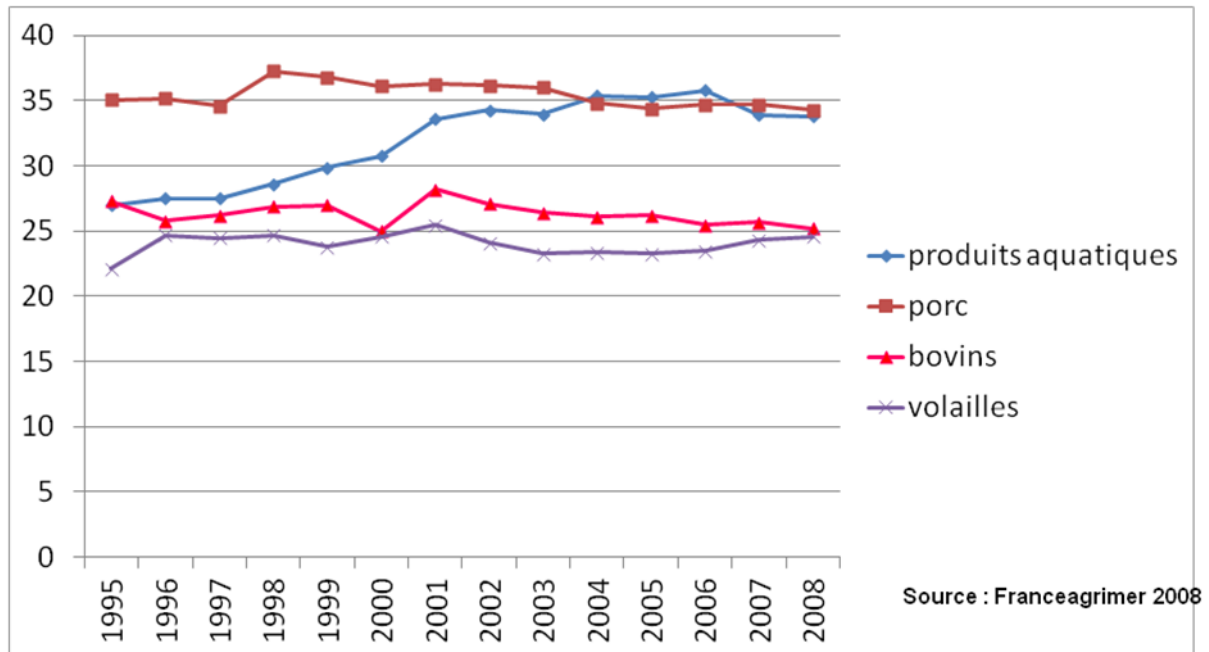
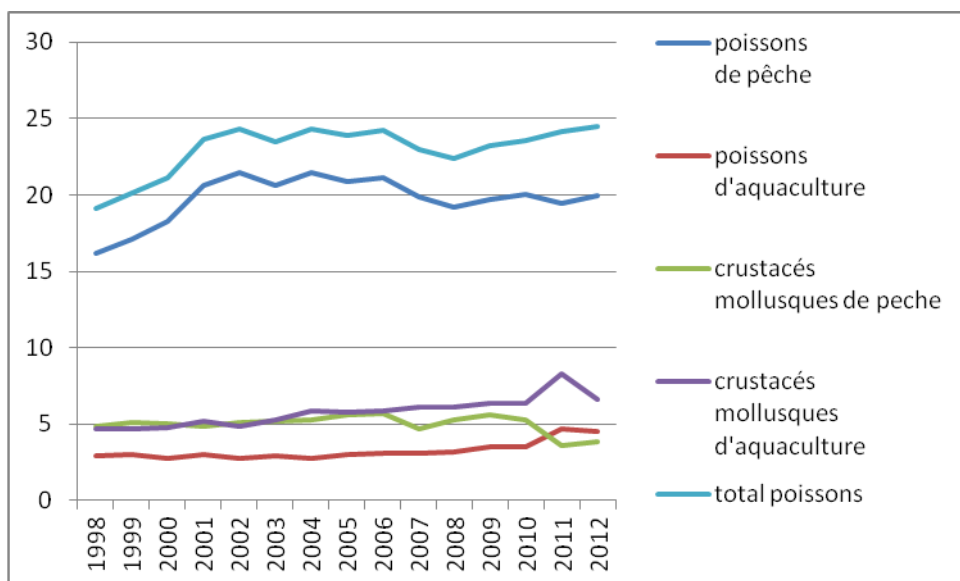


Figure 12 : Evolution des consommations des différents produits carnés depuis les années 1990 (kg.pers⁻¹.an⁻¹)

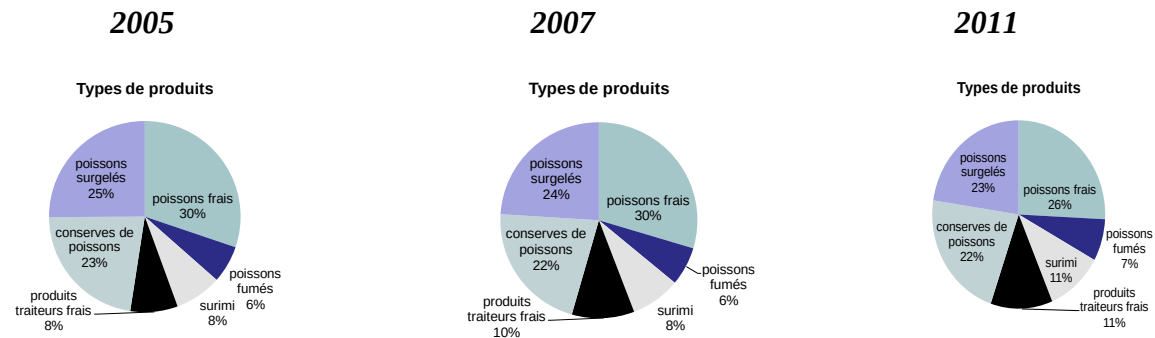
En France, la consommation de poissons issus de la pêche est globalement quatre fois plus importante que la consommation de poissons d'aquaculture (Figure 13). Celle-ci progresse en effet lentement et concerne principalement le saumon d'importation.



Source : FranceAgrimer bilan d'approvisionnement. Les cahiers de FranceAgrimer 2008 à 2014

Figure 13 : Evolution des niveaux de consommation de produits de la pêche en France (en kg.pers⁻¹.an⁻¹)

L'évolution la plus marquante est le développement de la consommation de produits transformés à base de poissons (surimi, produits traiteurs etc.) qui atteint 30% des volumes en 2011 et la décroissance de la consommation de poissons frais qui représente à cette date 26% des volumes (Figure 14).



Source : France Agrimer 2008 et 2011

Figure 14 : Evolution des achats de produits à base de poissons entre 2005 et 2011

Par ailleurs, les importations ont été en nette augmentation dans les années 90 et dans la première moitié des années 2000. Stables depuis le milieu des années 2000, elles sont plus de trois fois supérieures à la production nationale. Même si une partie des importations est réexportée sous forme de produits transformés, il apparaît que la majorité des produits aquacoles consommés en France est issue d'importations¹⁴. Il n'est donc pas possible pour estimer l'exposition des consommateurs de se baser principalement sur des analyses de poissons débarqués dans les criées et issus de la pêche côtière.

Les espèces les plus importées sont le saumon d'élevage, en augmentation continue, le thon, le lieu et le cabillaud (Figures 15 et 16).

¹⁴ La part des produits importés destinés à la consommation directe par les consommateurs n'est pas précisée dans les statistiques publiées. Cela ne remet pas en cause l'importance des produits importés dans la consommation des produits aquacoles.

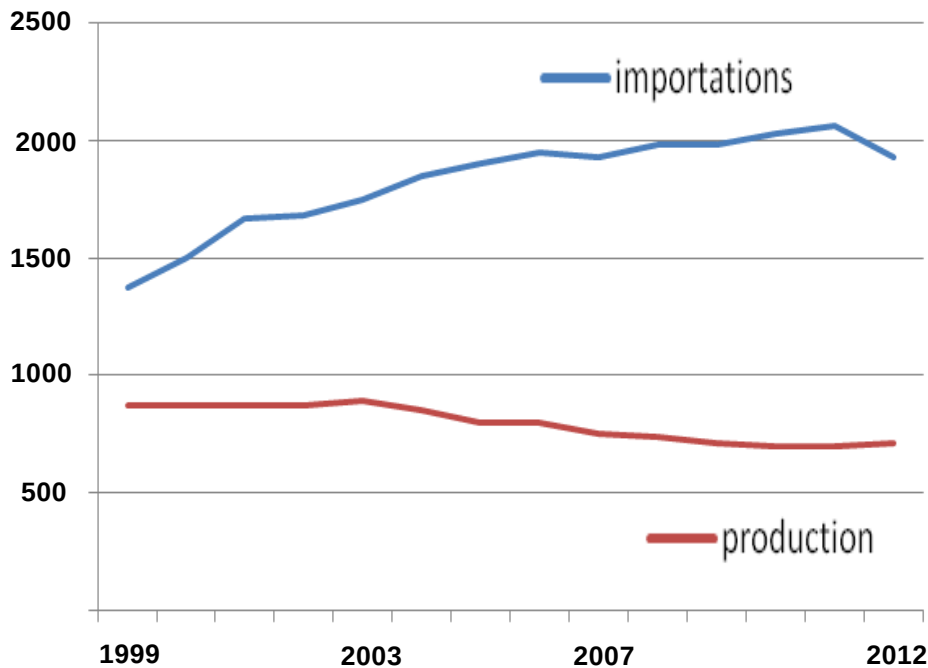
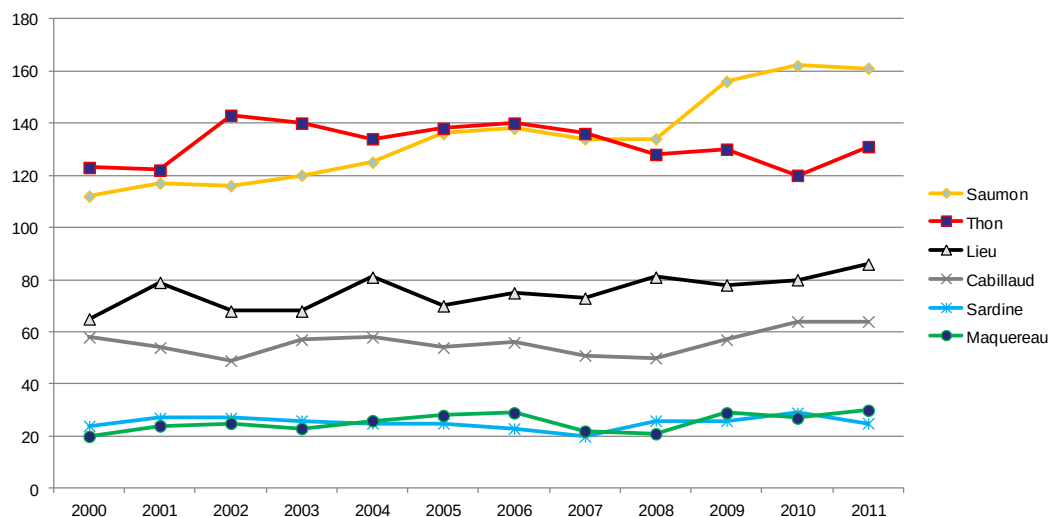


Figure 15 : Evolution des niveaux d'importation¹⁵ de produits aquatiques en milliers de tonnes par an

Evolution des importations de poissons

en milliers de tonnes



Source : FranceAgrimer

Figure 16 : Evolution des niveaux d'importation des différentes espèces de poissons en milliers de tonnes par an

Enfin, une modification importante des zones géographiques d'importation est observée. Les importations en provenance de l'Europe du Nord hors Norvège ont fortement diminué au

¹⁵ Au sens de la comptabilité nationale

milieu des années 2000. Les importations proviennent de plus en plus de la Norvège (saumon), de l'Asie et du Pacifique Sud. Elles proviennent de moins en moins de l'Afrique (Figure 17). Les niveaux de contamination des poissons d'élevage ne sont pas nécessairement plus élevés ou faibles que ceux des poissons pêchés (forte dépendance du lieu de pêche). En revanche, la réglementation sur l'alimentation animale (par la fixation de limites maximales) permet de resserrer la distribution des valeurs de contamination en garantissant la conformité de la denrée alimentaire.

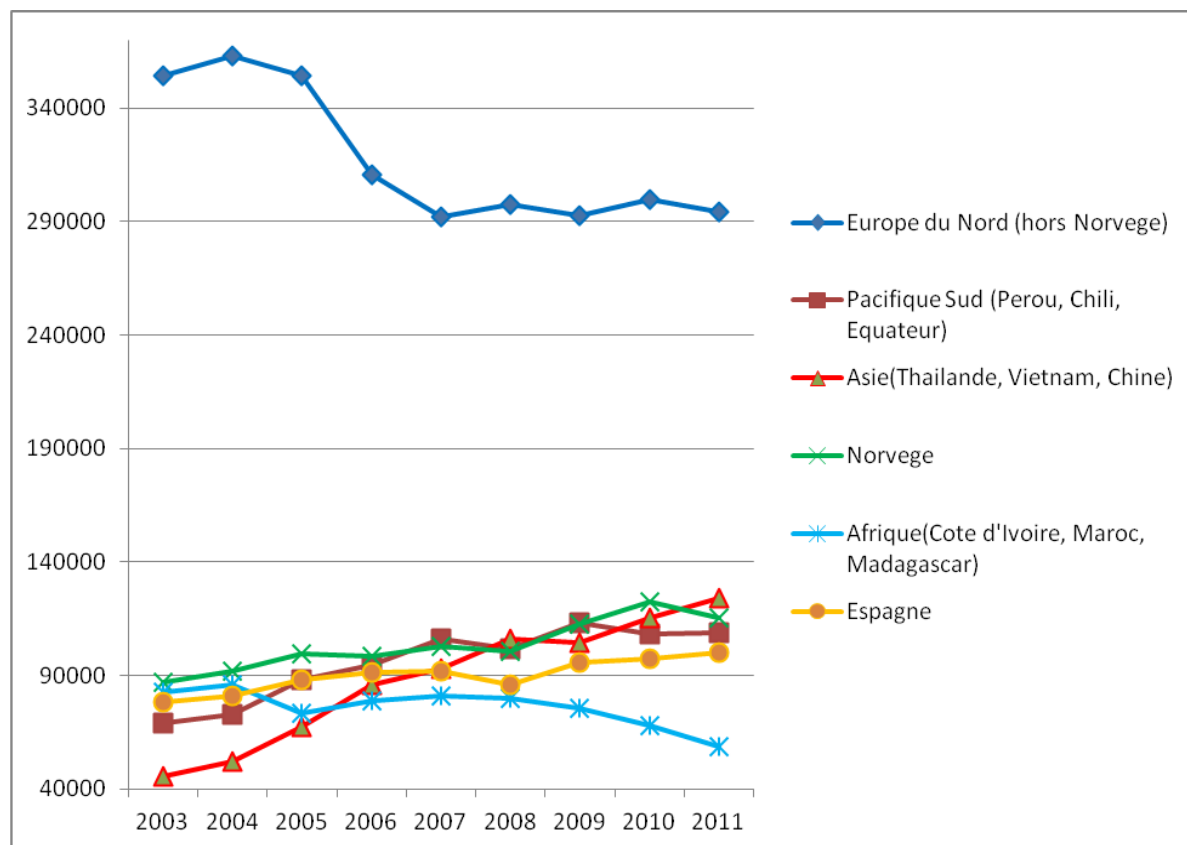


Figure 17 : Evolution des niveaux d'importation en fonction des zones géographiques de pêche entre 2003 et 2011 (source FranceAgrimer en tonnes)

En conclusion, il est difficile d'expliquer la baisse apparente des expositions aux PCB dans les années 2000 en France par des évolutions de la consommation de poisson. Cependant, l'évolution des origines des produits importés au bénéfice des poissons sauvages de l'Asie et de l'Amérique du Sud peut expliquer une partie de la baisse d'exposition aux PCB *via* la consommation de poissons. En parallèle, les poissons sauvages d'Europe du nord, zone relativement contaminée en PCB sont en baisse de consommation notable au profit de la consommation de saumon d'élevage depuis la moitié des années 2000. L'augmentation de la consommation de poisson d'élevage, de par les réglementations successives relatives à l'alimentation animale (directive 1999/29/CE en ce qui concerne les dioxines et directive 2006/13/CE en ce qui concerne les PCB), a également probablement eu un effet sur les expositions.

2.3 Evolution des méthodologies d'évaluation du risque : quel impact sur les niveaux d'exposition alimentaires aux PCB ?

Les échantillons analysés dans le cadre de l'EAT2 sont des échantillons composites et préparés tels que consommés à l'opposé de ce qui est fait dans le cadre des PS/PC. Cela signifie que, par exemple, pour le saumon, plusieurs conditionnements ont été achetés puis préparés selon diverses recettes, la proportion de ces deux éléments étant ajustée selon les résultats d'enquêtes de consommation (INCA2). La préparation des poissons, et notamment la cuisson est un élément explicatif potentiel de perte de PCB. En effet, des travaux ont montré que la perte de jus contenant des lipides lors de la cuisson au grill pouvait réduire la contamination de la portion consommée de 30 à 40%. Malheureusement lors de l'étude, l'échantillon analysé était un échantillon composite issu aussi bien de cuisson en papillote, à la poêle ou au four, de sorte que le taux de perte à la cuisson n'a pas pu être estimé. Il est donc possible que ce facteur ait eu une influence sur les valeurs mesurées sans que l'on puisse quantifier son influence. Néanmoins celle-ci n'a pu dépasser une réduction de 30%.

Il ressort des différentes hypothèses envisagées pour expliquer la diminution apparente de l'exposition de la population française aux PCB que le facteur majeur envisagé est d'origine méthodologique. Le jeu de données issu des PS/PC a en effet tendance à surestimer la contamination des poissons puisque sont ciblées des zones à risque (exemple de la baie de Seine ou Atlantique Nord-Est). Par ailleurs, l'ensemble des espèces n'est pas forcément représenté. A l'opposé, le plan d'échantillonnage EAT2 est représentatif de la consommation de la moyenne de la population générale.

Comme précisé dans le chapitre précédent, la majorité des poissons et produits de la mer consommés en France proviennent d'importations, avec une croissance régulière de la part des importations de poisson d'élevage (saumon de Norvège ou pangas d'Asie) et de poissons sauvages en provenance d'Asie ou du Pacifique, zones relativement moins contaminées en PCB que la Baltique ou l'Atlantique Nord Est. Le mode d'échantillonnage de l'EAT2 intègre ces produits importés en proportion de leur niveau de consommation. En effet, les prélèvements ont été réalisés sur les lieux de vente proportionnellement à la consommation connue des différentes espèces de poissons dans l'étude de consommation INCA2. Les poissons provenant des zones plus contaminées d'Atlantique Nord Est ont donc été représentés à proportion de leur consommation réelle et non en fonction des volumes débarqués comme c'est le cas lors de l'utilisation des bases de données PS/PC.

2.4 Evolution des stratégies de mesures analytiques en PCB dans les aliments et les fluides/tissus biologiques humains : quel impact sur les niveaux d'exposition alimentaires aux PCB ?

Pour aider à l'interprétation de tendances qui pourraient être observées dans l'exposition alimentaire des français à ces composés et apporter l'éclairage nécessaire à l'interprétation de données disponibles dans d'autres études et/ou d'autres Etats membres ou pays tiers, il est indispensable de comprendre et connaître l'évolution rapide des méthodologies d'analyse de ces composés.

Les stratégies de mesure des polychlorobiphényles (PCB) ont en effet considérablement évolué depuis les années soixante. Jadis basées sur la chromatographie en phase gazeuse sur colonne remplie couplée à un détecteur par capture d'électrons (GC/ECD), elles reposent toutes aujourd'hui sur l'association de la chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire et de la spectrométrie de masse dont la physique est plus ou moins sophistiquée, i.e. haute résolution (HRMS) ou encore multidimensionnelle (MS/MS). L'amélioration de la qualité des signaux générés depuis la fin des années 1990 permet aujourd'hui de disposer d'une information sélective (une réponse par congénère), spécifique (dénuée d'interférences), sensible (compatible

avec les niveaux de traces dans les aliments) et quantitative (précision et justesse sont assurées). L'ère de l'expression des concentrations des PCB sur la base d'un équivalent produits commerciaux, *i.e.* de mélanges de type Aroclor, Phénochlor ou Clophen, est révolue. Les mesures semi-quantitatives s'adressaient en effet à des groupes d'isomères de PCB caractérisés par le même nombre d'atomes de chlore mais pas encore aux congénères considérés individuellement. Il convient pour cette raison de s'entourer de quelques précautions lorsqu'il s'agit d'étudier une tendance sur plusieurs décennies tant le principe des méthodes a évolué en quarante années d'analyse.

Les congénères mesurés sont selon le contexte d'étude et les pays concernés sensiblement différents de par leur nature. En France, sept congénères de PCB (PCB₇ ou PCB indicateurs) ont longtemps été suivis par les laboratoires en raison de leur représentativité et de leur concentration plus marquée rendant moins difficile leur détermination. Cette liste couvre la mesure des PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153 et -180. Elle a été recommandée en France pour la recherche des PCB dans les aliments jusqu'en 2012. Cette liste a été réduite à 6 congénères à l'occasion de la mise en vigueur d'une nouvelle réglementation européenne (Règlement (UE) 1259/2011¹⁶) par suppression du PCB « *dioxin-like* » 118. Ce groupe de six congénères est désormais identifié dans la réglementation sous le vocable PCB « *non dioxin-like* » (PCB-NDL). Le PCB 118 est désormais uniquement recherché dans la liste des 12 PCB « *dioxin-like* » (PCB-DL). Ces derniers sont concomitamment analysés avec les polychlorodibenzodioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofuranes (PCDF) grâce à des couplages associant chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse haute résolution (GC-HRMS).

Cette approche est la plus puissante à ce jour car conduisant au meilleur compromis entre spécificité et sensibilité. Les limites de détection peuvent en routine atteindre le femtogramme (10^{-15} g).

La GC-HRMS est incontournable pour la caractérisation d'ultra-traces dans des matrices biologiques faiblement concentrées en PCB comme le sang mais aussi lorsqu'il s'agit de générer des données d'exposition dans le cadre de grandes études (limite de détection/quantification aussi basses que possibles). L'usage de cette technologie spectrométrique est requis pour des analyses de confirmation dans le domaine de l'alimentation (règlement (CE) N°1883/2006¹⁷). L'usage de la GC-MS/MS (système triple-quadrupolaire) est rendue possible par la réglementation depuis 2014. Les approches bioanalytiques constituent une alternative possible aux techniques physico-chimiques en particulier pour les PCB-DL lorsqu'il s'agit de la première étape de criblage moyennant de respecter un certain nombre de critères de performance analytique (Directive 2002/69¹⁸). Ces méthodes de dépistage doivent démontrer un taux de résultats de type faux négatif aussi réduit que possible, et en tout état de cause inférieur à 5%. Le test Calux[®] utilise la reconnaissance des PCB-DL par le récepteur Aryl Hydrocarbon (AhR). Le résultat est exprimé globalement en équivalents TEQ (Toxic Equivalent Quantity) sans fournir la proportion massique relative à chacun des congénères. La comparaison de résultats entre cette approche et l'approche HRGC-HRMS est généralement satisfaisante (van Leeuwen et al., 2007), mais la présence d'éventuels interférents à activité dioxin-like dans l'extrait final peut perturber la justesse du dosage (Vorkamp et al., 2012).

L'expression des résultats est contexte-dépendant et les unités de mesure sont différentes selon l'objectif poursuivi. Lorsque l'échantillon analysé est solide, la concentration est exprimée en masse par masse (*i.e.* µg/kg) ; elle peut être exprimée en masse sèche (commune pour sols et sédiments) ou en masse de lipides (échantillon dont la teneur est supérieure à 2% de matière

¹⁶ Règlement (UE) N° 1259/2011 de la commission du 2 décembre 2011 modifiant le règlement (CE) N° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires

¹⁷ Règlement (CE) N° 1883/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons utilisées pour le contrôle officiel des teneurs en dioxines et en PCB de type dioxine de certaines denrées alimentaires

¹⁸ Commission Directive 2002/69/EC laying down the sampling methods and the methods of analysis for the official controls of dioxins and the determination of dioxin-like PCBs in foodstuffs.

grasse). Pour les échantillons liquide ou gazeux, l'unité d'expression du résultat est selon le format masse/volume (i.e. ng.L⁻¹). Cependant, lorsqu'il s'agit d'échantillons sanguins, une normalisation par la teneur lipidique est fréquemment opérée sur le résultat bien que ce type d'ajustement fasse fréquemment l'objet de discussion car il introduirait certains biais dans l'expression des valeurs. Les résultats doivent préciser de manière explicite l'incertitude de mesure, cette dernière ayant été déterminée lors de l'étape de validation de la méthode et vérifiée de manière régulière par l'inclusion de contrôles qualité dans les séries d'analyse. Un échantillon d'aliment est déclaré non conforme si et seulement si la valeur mesurée dans l'échantillon soustraite de l'incertitude de mesure élargie est supérieure à la limite de conformité fixée par le gestionnaire. En outre, les limites de quantification (LOQ) de chaque congénère doivent être intégrées au rapport d'analyse. Ces valeurs permettent en cas de non détection d'un congénère de calculer de manière conservatrice la valeur haute (dite « *upper-bound* ») de concentration de l'échantillon en attribuant au(x) congénère(s) concerné(s) la valeur de la LOQ en lieu et place de la valeur zéro (approche dite « *lower-bound* »).

L'utilisation pour la quantification d'étalons internes marqués par des isotopes stables, deutérium (²H) ou mieux encore par le carbone 13 (¹³C) est fortement recommandée. L'introduction systématique dans l'échantillon analysé des congénères marqués est un pré-requis indispensable à l'obtention de données analytiques précises et justes. Cette stratégie dite de la dilution isotopique était impossible lorsque la GC/ECD était utilisée ; elle l'est dorénavant lorsque la chromatographie en phase gazeuse est couplée à la spectrométrie de masse.

Par essence, les aliments sont de nature très variée dans les études de l'alimentation totale contraignant les méthodes d'analyse à une grande polyvalence. La détermination de profils est généralement sans difficulté majeure lorsque les étapes d'extraction sont adaptées à une récupération maximale (soxhlet ou extraction par solvant haute pression et haute température) et une purification poussée des extraits par la succession d'étapes intégrant au moins silice activée, alumine, Florisil® et/ou charbon activé. Lorsque ces fondamentaux sont respectés, il n'est pas considéré que l'analyse présente de grandes difficultés ni points critiques.

Les concentrations mesurées en PCB dans le tissu adipeux, le méconium, ou le lait maternel reflètent l'exposition cumulée de l'individu à ces polluants organiques persistants. Les analyses des PCB dans le sang sont fréquemment pratiquées dans le sérum mais l'analyse dans le plasma reste possible. Caractérisée par une faible fraction lipidique et par une prise d'essai réduite, cette matrice implique l'usage de techniques de mesure hautement sensibles pour caractériser chacun des congénères du profil PCB. L'expression des concentrations est souvent normalisée par la teneur lipidique. Le calcul de cette dernière implique la mesure des teneurs en cholestérol total, cholestérol libre et triglycérides de l'échantillon ; il existe une incertitude de mesure pour chaque paramètre. Plusieurs équations linéaires ont été historiquement utilisées ; cet ajustement est sensible car il considère une équation unique qui s'applique à tout individu. Certains états physiologiques (i.e.. pendant la grossesse chez la femme) perturbent pourtant la concentration relative et/ou absolue de ces trois paramètres biochimiques.

En conclusion lorsqu'il s'agira d'interpréter d'éventuelles tendances dans l'exposition alimentaire des français aux PCB, il conviendra de garder à l'esprit que les méthodes analytiques ont significativement évolué ces quarante dernières années. A noter que le PCB 153 est considéré comme le congénère qui apparaît comme étant le plus robuste à des fins de comparaisons entre études car très souvent le plus abondant quel que soit le type d'échantillons, aliment ou fluides biologiques, et non interféré. Il est recommandé également d'être vigilant quant à la nature de la technologie utilisée par le laboratoire ayant généré les données d'exposition d'autant plus que pour les données françaises au moins trois structures ont participé à leur génération (canadiennes, belges et françaises). La même prudence devrait être appliquée lorsque les données nationales seront comparées à celles d'autres pays. L'impact de la non détection de certains congénères est à garder à l'esprit. En effet, la sensibilité des méthodes pouvant être radicalement différente (parfois d'un facteur dix) selon l'année de production des données et la

technologie analytique utilisée par le laboratoire partenaire de l'étude, les valeurs d'exposition, plus encore d'imprégnation, pourraient être significativement impactées... d'autant plus si les résultats sont présentés – comme on pourrait espérer qu'ils le soient systématiquement – selon des scénarios upper-bound ou lower-bound.

Chapitre 3 : Analyse rétrospective des niveaux de contamination des poissons d'eau douce par les PCB dans les cours d'eau français

3.1 Rappels chronologiques relatifs à la méthodologie d'élaboration des avis de l'Anses concernant la contamination des poissons d'eau douce par les PCB entre 2006 et 2013

Cette section présente un historique des avis de l'Agence (Afssa puis Anses) relatifs aux interprétations des résultats d'analyse en PCB dans les poissons, en particulier ceux d'eau douce. Elle cherche à mettre en lumière la manière dont s'est construite la méthodologie d'évaluation, notamment sous l'angle du classement des espèces et du choix des méthodes statistiques prédictives.

Entre 2006 et 2013, une trentaine d'avis relatifs aux interprétations des résultats d'analyse en PCB dans les poissons pêchés dans les cours d'eau ou bassins français, en particulier ceux d'eau douce, ont été publiés par l'Afssa puis l'Anses (Tableau 3). En parallèle à ces avis, deux avis (2008-SA-0019 et 2009-SA-0118) concernent la mise en place du plan d'échantillonnage. Ces derniers sont essentiels dans la chronologie de mise en œuvre du plan national d'action PCB dans la mesure où ils ont permis de structurer l'effort d'échantillonnage.

Tableau 3 : Nombre d'avis rendus par l'Afssa puis l'Anses par bassin hydrographique

Bassin	Total
Adour-Garonne (AG)	4
Artois-Picardie (AP)	5
Loire-Bretagne (LB)	2
Rhin-Meuse (RM)	2
Rhône-Méditerranée (RMC)	12
Seine-Normandie (SN)	6
Total	31

Le premier avis relatif à une contamination en PCB dans les poissons d'eau douce date de 2005 (2005-SA-0254). Il concerne la mise en évidence d'un niveau de contamination en PCB_i élevée ($> 1\,000\ \mu\text{g/kg}$ de poids frais (PF) vs seuil de recommandation de $40\ \mu\text{g/kg}$ PF) observé dans deux brèmes pêchées dans le canal de Jonage. Au regard des niveaux de contamination observés sur cette espèce l'Afssa avait alors conclu que « *la consommation de poissons contaminés à de tels niveaux, notamment par des pêcheurs qui fréquenteraient régulièrement cette zone de pêche, pourrait présenter un risque pour la santé* » et avait recommandé d'étendre la surveillance aux carpes, silures et brochets prélevés en amont (5 échantillons) et en aval (5 échantillons) de l'étang de Jonage et dans cet étang (ou les étangs de cette zone) (5 échantillons), soit 15 prélèvements par espèce.

L'avis 2006-SA-0002 du 13 mars 2006 est le deuxième rendu par l'Afssa sur la contamination des poissons du canal du Jonage (Rhône). Il fait suite à celui de 2005 et donne une interprétation des résultats d'analyses effectuées sur les brèmes, barbeaux, silures, carpes, perches sandres et hotu. Cet avis conclut, et recommande au regard des niveaux de contamination observés dans le canal de Jonage, de mieux cerner la ou les zone(s) contaminée(s) sur le Rhône en effectuant des prélèvements de poissons en amont et aval du canal. Il pointe également l'influence du mode d'habitat des poissons et de leur régime alimentaire sur le niveau de contamination observé et propose pour la première fois,

un classement des espèces en deux catégories : les poissons vivant en pleine eau (sandre, brochet, perche) et les poissons vivant près du fond (silure, barbeau, hotu, carpe, brème) (benthiques) » en précisant que cette catégorisation nécessiterait d'être confirmée avec un nombre plus important d'échantillons notamment pour ce qui concerne les espèces de « pleine eau ».

Ce n'est qu'en 2007 et 2008 suite à la réalisation d'un plan d'échantillonnage élargi et à l'obtention de résultats d'analyse sur 17 espèces de poissons que la méthodologie de prédiction de la probabilité de dépassement des seuils sanitaires en PCB se construit. Les moments clé de l'élaboration de la méthodologie de prédiction de la probabilité de dépassement du seuil sanitaire figurent en rouge sur le chronogramme ci-après.

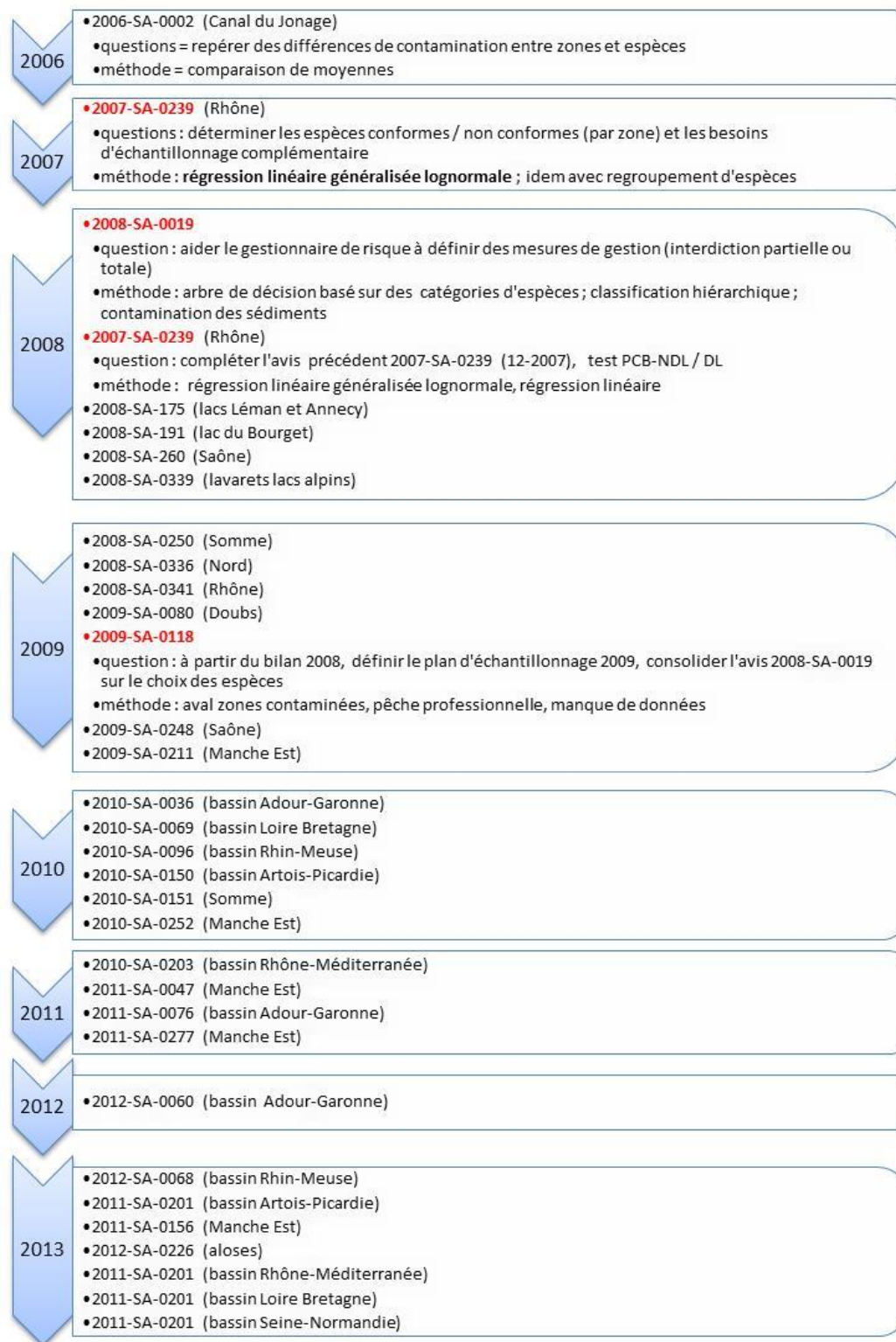


Figure 18 : Chronogramme des avis rendus par l'Agence

La méthodologie élaborée en 2007-2008 comporte plusieurs éléments-clés :

- ✓ la distinction de groupes d'espèces présentant des différences de teneurs en PCB et qualifiées de plus ou moins accumulatrices de PCB
- ✓ le regroupement des échantillons par secteurs
- ✓ l'application d'un modèle statistique pour prédire les dépassements du seuil réglementaire de consommation (régression généralisée log-normale).
- ✓ une grille d'interprétation
- ✓ la définition d'un effectif minimum de 15 poissons par espèce et par secteur de prélèvement.

Les questions relatives : 1) à la propension des espèces de poisson à accumuler les PCB et 2) à la relation entre la contamination des sédiments et celle des poissons, ont été abordées dans l'avis de l'Afssa du 3 décembre 2007 (2007-SA-0239).

Au regard du nombre d'espèces capturées (17), différentes classifications suivant le mode de vie (poisson de fond - benthique, de surface - pleine eau ou les deux - mixte) et/ou l'alimentation des espèces ont été essayées. Contrairement à ce que les conclusions de l'avis 2006-SA-0002 laissaient présager, les modèles avec regroupement d'espèces s'ajustaient moins bien aux données que les modélisations réalisées avec la variable espèce détaillée. Par conséquent, les avis suivants n'ont plus cherché à grouper les espèces en fonction de leur habitat, et les résultats ont été rendus par espèce, ou selon des groupes d'espèces déterminés de manière empirique (Cf. avis 2007-SA-0239 et 2008-SA-0019).

L'analyse des données a eu recours à la régression linéaire généralisée log-normale. Ce choix s'est justifié par des effectifs déséquilibrés entre les espèces et les secteurs. Cette méthode permet en effet d'« *analyser simultanément plusieurs variables (espèce, secteurs, poids) et de comparer de manière quantitative les moyennes de contamination (TEQ global) et leurs intervalles de confiance aux limites réglementaires en prenant en compte les effets des variables explicatives.* ». Elle produit des prédictions moyennes et des intervalles de confiance de la variable TEQ (PCDD/F + PCB-DL) ou des prédictions moyennes et des intervalles de confiance de la variable PCB-NDL aux fins de comparaison avec la limite réglementaire. Le détail de la méthode privilégie la masse plutôt que la taille. L'utilisation des prédictions moyennes a été considérée comme le paramètre le plus pertinent au regard des évaluations d'exposition chronique aux contaminants, comme cela est pratiqué couramment dans les évaluations du risque nationales ou internationales. L'incertitude associée aux prédictions dépend à la fois de la variabilité de la contamination et du nombre d'échantillons disponibles.

L'approche retenue s'est justifiée par le fait qu'il ne s'agissait pas de vérifier la conformité de chacun des prélèvements, comme cela est réalisé dans le cadre des contrôles officiels, mais d'avoir une prédictibilité de dépassement de la limite réglementaire et d'évaluer le risque de surexposition chronique des consommateurs de poissons pour les campagnes de prélèvements étudiées.

Une grille d'interprétation figure en annexe de l'avis. L'avis propose également un découpage du Rhône en cinq tronçons (base hydrographique), de façon à obtenir des effectifs suffisants pour les analyses statistiques. Enfin, il recommandait un plan d'échantillonnage établi sur la base d'un calcul d'effectif théorique aboutissant à un minimum de 15 poissons par espèce et par secteur de prélèvement, de façon à « *mieux estimer les intervalles de confiance (IC) des moyennes par site et de pouvoir mieux les situer vis à vis d'une limite réglementaire* ».

Cet avis a été complété par la suite par un deuxième avis (2007-SA-0239b du 28 mars 2008), visant à affiner les conclusions émises précédemment concernant les espèces à risque de dépassement des seuils réglementaires en PCB-DL + PCDD/F et préciser les recommandations concernant les plans d'échantillonnage complémentaires.

En complément, l'Afssa a également proposé le 5 février 2008 (2008-SA-0019) un protocole pour la mise en œuvre des plans d'échantillonnage des poissons de rivière à l'échelle nationale. Cet avis relatif à l'échantillonnage dans le cadre du plan national d'actions a donc été construit en parallèle de l'avis 2007-SA-0239b, à partir de la même base de données, et des mêmes méthodes d'analyse statistique. Ce protocole se basait sur le prélèvement de deux catégories d'espèces de poissons qualifiées respectivement de faiblement et fortement bio-accumulatrices de PCB. Cette classification des poissons d'eau douce se fondait

uniquement sur le niveau de contamination et non sur la biologie des poissons. Le protocole incluait un arbre de décision tenant compte de la présence d'espèces de ces deux groupes et de leurs niveaux de contamination. Les espèces fortement bio accumulatrices de PCB recommandées sont les anguilles, barbeaux, brèmes, carpes et silures, et les faiblement bio accumulatrices recommandées sont les gardons, perches, brochets, sandres et vandoises. A partir de 2009 (après l'avis 2009-SA-0118) et jusqu'aux derniers avis rendus, la méthodologie n'a pas subi d'inflexion majeure. La dernière série d'avis de bassin (2011-SA-0201, 2012-SA-0060, 2012-SA-0068) constitue une synthèse des données dans six bassins : Artois-Picardie, Rhône-Méditerranée, Loire-Bretagne, Seine-Normandie, Adour-Garonne et Rhin-Meuse.

3.2 Discussion et analyse rétrospective des avis rendus par l'Agence entre 2007 et 2013

La méthodologie d'évaluation ci-avant présentée a-t-elle été appliquée de manière constante au cours du temps ou a-t-elle évolué ? Pour quelles raisons, sous quelles contraintes, ces inflexions éventuelles sont-elles intervenues ? Par ailleurs, comment les recommandations émises par l'Anses ont-elles été suivies au niveau national et au sein de chaque bassin concerné ?

Pour ce qui concerne les regroupements d'espèces, deux ou trois groupes d'espèces ont été proposés selon les avis (*Cf.* traitement séparé ou non des anguilles) et certaines espèces (vandoises, carassin) ont pu être ajoutées ponctuellement, dans certains bassins pour l'échantillonnage, au groupe des espèces réputées « faiblement bio accumulatrices » sur la base de leur niveau de contamination.

Concernant la sectorisation des cours d'eau, un affinage progressif a pu être réalisé au cours du temps en raison d'un nombre croissant de données de contamination des poissons et de la prise en compte des sources de pollution (*Cf.* données BASOL). Néanmoins en l'absence d'informations, les potentiels obstacles physiques n'ont jamais été considérés.

Concernant l'analyse des données, la taille a été substituée à la masse pour les avis portant sur les lacs (ces deux variables étant généralement très corrélées pour une espèce donnée).

Concernant la grille d'interprétation des résultats, aucune variation significative n'est apparue au cours du temps.

Enfin, concernant les effectifs analysés, globalement la recommandation initiale formulée par l'Agence en 2007 ($n \geq 5$ par espèce et par site) a été suivie plutôt que la recommandation $n = 15$ par espèce et par site formulée par la suite dans l'avis 2007-SA-0239 lorsque la variabilité est importante.

Dans l'ensemble l'application de la méthodologie a donc été cohérente, et s'il y a eu des écarts, ceux-ci restent modérés, sauf sur la question de l'effectif. La recommandation initiale ($N=5$) était empirique, et sa correction ultérieure suite à une simulation théorique n'a pas été suivie. L'autre interrogation importante concerne la sectorisation, qui n'a pas fait l'objet d'une réflexion aussi rigoureuse que les autres aspects, et a conduit dans plusieurs avis à regrouper des échantillons séparés par des obstacles physiques (seuils, barrages).

3.3 Analyse rétrospective des recommandations formulées dans les avis de l'Anses concernant la consommation de poisson d'eau douce

L'analyse des niveaux de contamination en PCB des poissons d'eau douce a conduit l'Agence à émettre différents types de recommandations (illustrées sur le tableau 4) dont notamment des recommandations d'ordre réglementaire et des recommandations de consommation.

Tableau 4 : Types de recommandations observées dans les avis de l'Agence relatifs aux PCB.

Type de recommandations	Recommandations d'obtention de données supplémentaires	Recommandations réglementaires	Recommandations de préparation des aliments	Recommandations de consommation
Exemples de recommandations	Echantillonnages complémentaires, établissement d'inventaires d'espèces	(non) Commercialisation et/ou (non) consommation de certaines espèces	Préparation des chairs du crabe	Consommation spécifique de poissons pour une population ciblée
Exemples de saisines concernées	2010-SA-0096	Principalement les avis relatifs aux bassins 2008-SA-0175	2011-SA-0277	2006-SA-0003

3.3.1 Les recommandations d'ordre réglementaire

Ces recommandations se basent sur les limites réglementaires en PCB, et leur comparaison avec les données de contamination mesurées sur la base d'échantillons de poissons prélevés et analysés. Une extrapolation a également été réalisée pour prédire le niveau de contamination des poissons en fonction de leur taille ou poids.

En fonction des espèces et des zones de pêche, les recommandations formulées sont une (non) commercialisation et/ou une (non) consommation des poissons selon la (non) conformité aux limites réglementaires en vigueur à l'échelle européenne. Selon le cas, ces recommandations sont suivies (ou non) d'arrêtés préfectoraux d'interdiction de commercialisation et de consommation.

Il est difficile de savoir si ces recommandations sont prises en considération par les pêcheurs « occasionnels » (pêche de loisir). Par contre, ces mesures peuvent être lourdes de conséquences pour les pêcheurs professionnels directement impactés par ces interdictions, qui sont par ailleurs difficiles à suivre car elles peuvent différer d'une année sur l'autre (Cf. exemples du Rhône et de la Saône dans le tableau 5).

Tableau 5 : Exemple de l'évolution des recommandations dans les avis des bassins Rhône et Saône.

Bassin	Date	Recommandations
Rhône	2007	** Anguille (dans le secteur P4), Barbeaux de tous poids dans les secteurs P2 et P3 et barbeaux de plus de 600 g dans le secteur P4, Brème (dans les secteurs P2, P3 et P4), Carpes (dans les secteurs P2 et P3), Silures (dans les secteurs P2 et P3) : impropres à la consommation dans les secteurs considérés ** Brochets de moins de 3 ou 6 kg respectivement dans le secteur P2 et P4, Barbeaux de moins de 1,5 kg dans le secteur P1, Chevesnes de moins de 0,5 ou 0,75 kg respectivement dans le secteur P2 et P3, Gardon (dans le secteur P4), Hotu (dans le secteur P4), Mulet (dans le secteur P4), Perche (dans le secteur P4), Sandre de moins de 4kg (dans le secteur P3), Vandoise (dans le secteur P1), Silure de moins de 2 kg (dans le secteur P5) : propres à la consommation dans les secteurs considérés.
	2008	** Maintenir l'interdiction de mise à la consommation des espèces benthiques (de type anguille, brème, barbeau, silure et carpe) qui présentent un risque de non conformité dans les secteurs P2, P3 et P4. ** Recommandation d'échantillonnages supplémentaires
	2009	** Non commercialisation et non consommation des anguilles dans les portions fluviales du Rhône entre P2 et P5 (petit et grand Rhône) et des espèces réputées fortement accumulatrices pêchées dans les portions fluviales entre P2 et P5 (secteur du grand Rhône) ** Non commercialisation et non consommation des espèces faiblement bio-accumulatrices situées dans le secteur P2 entre Saint-Vulbas et Loyettes et des brochets de plus de 2,5 kg en P3.
Saône	2008	** Les espèces faiblement bio accumulatrices, apparaissent comme conformes aux seuils réglementaires, quel que soit le secteur de prélèvement considéré. ** Les espèces fortement bio accumulatrices apparaissent également comme conformes sur les secteurs Apremont / Maxilly sur Saône et Saint Symphorien d'Ancelle / Saint Romain des îles. En revanche, sur les secteurs Ouroux sur Saône et Neuville sur Saône ces mêmes espèces apparaissent comme non conformes. Des investigations complémentaires espèce par espèce sont donc préconisées pour ces deux derniers sites. ** Par ailleurs pour ce qui concerne le cas spécifique de l'anguille, l'insuffisance du nombre de données communiquées ainsi que le niveau de contamination globalement plus important que les autres espèces fortement bio accumulatrices ne permet pas de conclure quant à la conformité de cette espèce quelle que soit la portion fluviale considérée.
	2009	** Pas de risque sanitaire à la commercialisation et la consommation des espèces faiblement bio accumulatrices (quel que soit le secteur de prélèvements considéré) et des espèces fortement bio accumulatrices pêchées sur les secteurs Apremont / Maxilly-sur- Saône et Crêches-sur-Saône / Saint-Romain-des-Iles. ** Maintien de la non commercialisation et la non consommation des espèces fortement bio accumulatrices pêchées sur les secteurs de Gergy/Ouroux-sur-Saône et de Neuville-sur-Saône. ** En revanche pour ce qui concerne le cas spécifique de l'anguille, l'insuffisance du nombre de données disponibles ainsi que le niveau de contamination globalement plus important que les autres espèces fortement bio accumulatrices ne permettent pas de conclure quant à la conformité de cette espèce quelle que soit la portion fluviale considérée.

3.3.2 Les recommandations de consommation

La première recommandation de consommation de poissons relative à la présence de PCB est présente dans l'avis de l'Anses du 23 octobre 2007 (saisine n°2006-SA-0305) ; elle s'inscrit dans un contexte de projet de réglementation européenne concernant ces contaminants dans différents aliments et préconise, pour les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de trois ans, d'éviter à titre de précaution la consommation exclusive de poissons dits gras provenant de zones de pêches contaminées par les PCB (Figure 18).

En 2010, dans son avis relatif aux bénéfices/risques liés à la consommation de poissons, l'agence a précisé ses recommandations en recommandant aux femmes en âge de procréer

et aux enfants de moins de trois ans mais aussi aux femmes enceintes ou allaitantes ainsi qu'aux fillettes et adolescentes, d'éviter, à titre de précaution, la consommation de poissons dits bioaccumulateurs de PCB, notamment anguille, barbeau, brème, carpe et silure.

En 2011, suite à l'interprétation des résultats de l'étude nationale Anses/InVS d'imprégnation aux PCB des consommateurs de poissons d'eau douce, un troisième avis (saisine n°2011-SA-0118) énonce des recommandations de consommation relatives à la présence de PCB dans les poissons d'eau douce et précise le message de santé publique préconisé dans l'avis du 14 juin 2010, en ce qui concerne les consommations de poissons fortement bio-accumulateurs

Au regard de cette nouvelle étude (spécifique au risque PCB), l'Anses recommande en effet de limiter les consommations de poissons d'eau douce fortement bio-accumulateurs (anguille, barbeau, brème, carpe, silure) :

- ✓ à 1 fois tous les 2 mois pour les femmes en âge de procréer, enceintes ou allaitantes ainsi que les enfants de moins de trois ans, les fillettes et les adolescentes,
- ✓ à 2 fois par mois pour le reste de la population.

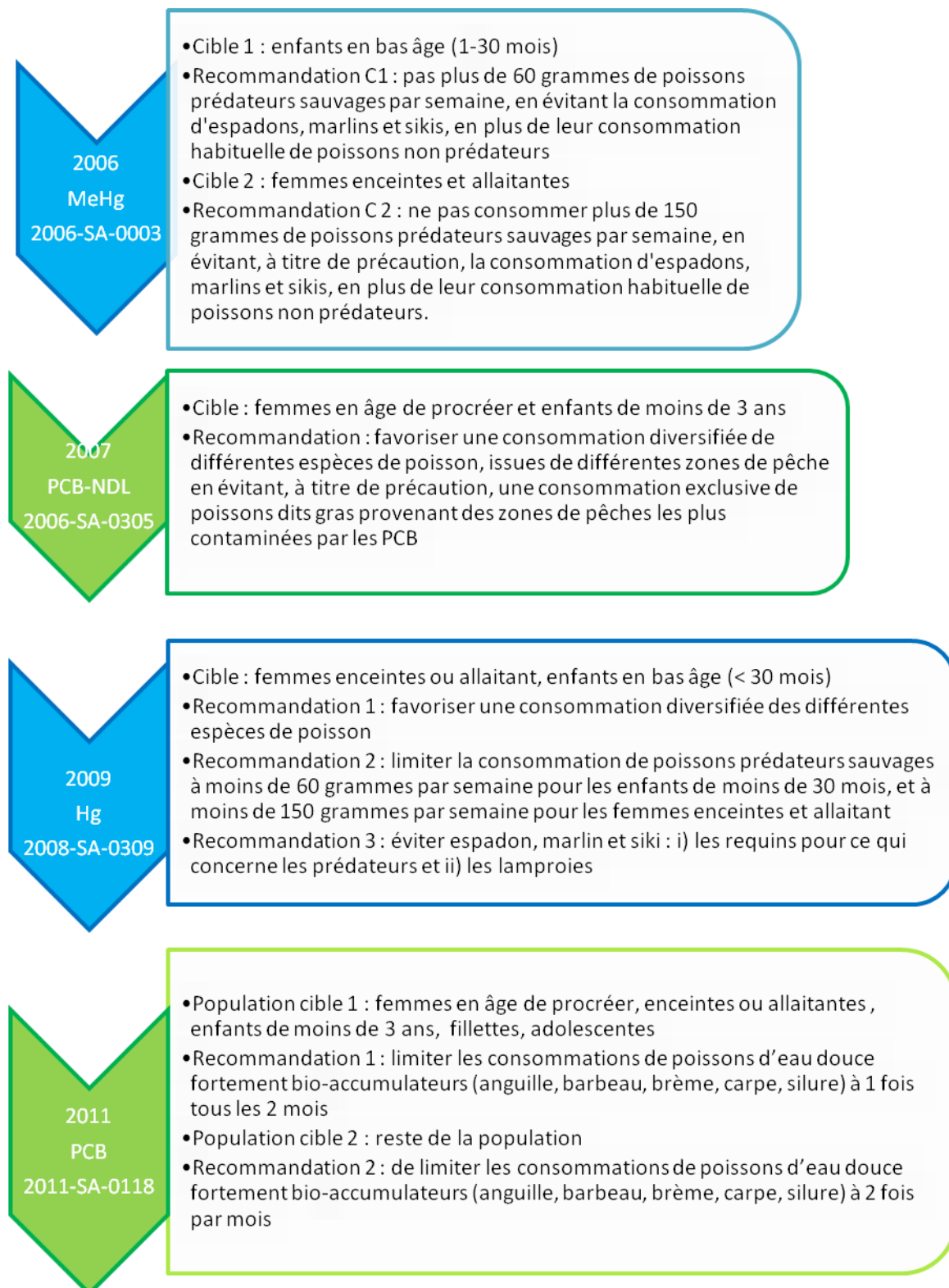


Figure 18 : Principales recommandations de consommation de poissons dans les avis « Bassins » de l'Agence.

De plus, à ces trois avis relatifs au risque PCB, s'ajoutent des avis publiés durant la même période et relatifs au risque mercure (soit mercure total, soit forme méthylmercure) qui établissent aussi des recommandations de consommation de poissons ainsi qu'un avis sur les bénéfices et risques de la consommation de poissons (2010).

Un premier avis est publié en 2006 (saisine n°2006-SA-0003) concernant la contamination en méthylmercure des poissons prédateurs, puis un second en 2009 (saisine n°2008-SA-0309) sur le mercure total dans les lamproies et les différentes espèces de Sélaciens (voir figure 29).

Dans l'avis bénéfice risque du 14 juin 2010, les recommandations de consommation de poissons relatives au risque méthylmercure sont résumées de la façon suivante : pour ce qui concerne les femmes enceintes ou allaitantes et les enfants de moins de trois ans, il convient, de limiter la consommation de poissons prédateurs sauvages et d'éviter, à titre de précaution, celle d'espadon, marlin, siki, requin et lamproie.

Il apparaît donc, en raison du métabolisme différent des PCB et du méthylmercure dans l'organisme humain (en particulier l'élimination rapide du mercure, tandis que les PCB s'accumulent), que la population cible des recommandations n'est pas exactement la même : les recommandations liées aux PCB ciblent les femmes en âge de procréer, enceintes ou allaitantes, tandis que les recommandations liées au méthylmercure ciblent seulement les femmes enceintes ou allaitantes. En outre, les recommandations PCB ciblent les enfants de moins de trois ans (soit 36 mois), tandis que celles liées au méthylmercure concernent les enfants de moins de 30 mois.

Par ailleurs, il est important de souligner que les recommandations de consommation de poissons ne se limitent pas à celles formulées sur la base d'une évaluation des risques liés aux contaminants présentés précédemment : s'y ajoutent également des recommandations liées aux risques microbiologiques ainsi que des recommandations relatives aux bénéfices nutritionnels (voir figure 18).

Ainsi, les repères nutritionnels du PNNS conduisent aux recommandations suivantes :

- ✓ pour la population générale : manger du poisson au moins deux fois par semaine
- ✓ pour les femmes enceintes et allaitantes : manger du poisson au moins deux fois par semaine dont un poisson gras (saumon, maquereau, sardine,...) en veillant à diversifier les espèces de poissons.

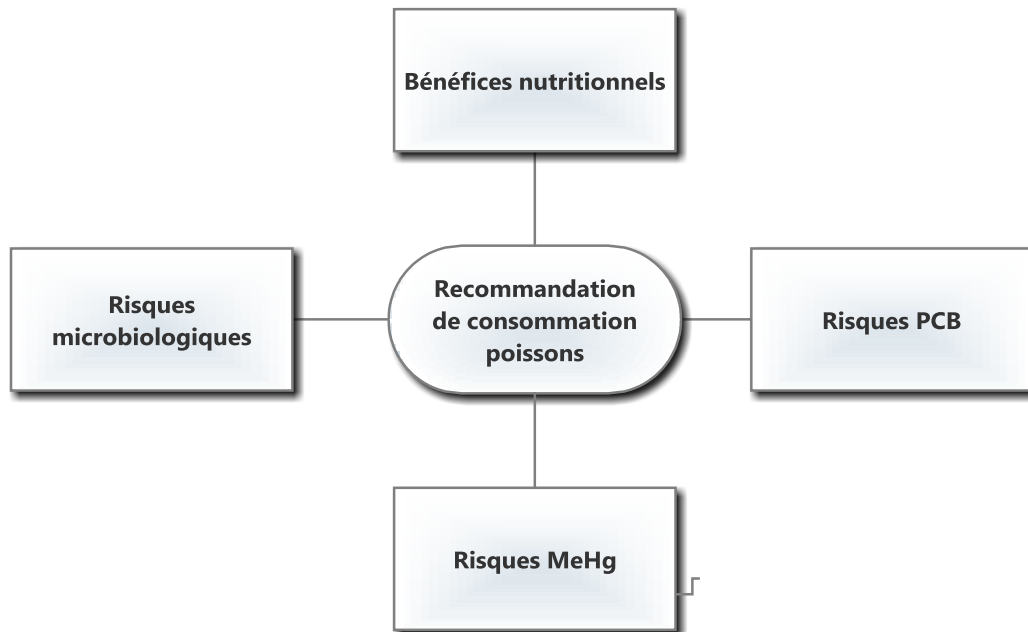


Figure 18 : Les recommandations de consommation de poissons au centre de plusieurs enjeux de santé publique.

En 2013, l'Agence a procédé à une synthèse de l'ensemble de ces recommandations relatives à la consommation de poissons (Cf. tableau 6 et avis de l'Anses du 3 juin 2013 - saisine n°2012-SA-0202).

Tableau 6 : Synthèse des recommandations relatives aux poissons (extrait de la saisine n°2012-SA-0202).

	Population générale	Fillettes et adolescentes	Femmes en âge de procréer	Femmes allaitantes	Femmes enceintes, enfants de moins de 3 ans	Autres personnes sensibles (personnes âgées, immunodéprimées etc.)
Recommandation générale	Consommer 2 portions de poissons par semaine, dont une à forte teneur en EPA et DHA (Saumon*, Sardine*, Maquereau*, Hareng*, Truite fumée**), en variant les espèces et les lieux d'approvisionnement					
poissons d'eau douce fortement bio-accumulateurs (anguille, barbeau, brème, carpe, silure)	A limiter à 2 fois par mois	A limiter à 1 fois tous les 2 mois				A limiter à 2 fois par mois
Poissons prédateurs sauvages***	Pas de recommandation spécifique			à limiter	Pas de recommandation spécifique	
espadon, marlin, siki, requin et lamproie				à éviter		
Mesures spécifiques d'hygiène à respecter	- Cuisson à cœur du poisson de mer frais ou congélation pendant 7 jours dans un congélateur domestique après éviscération rapide du poisson pêché pour une consommation crue - Éviter la consommation de coquillages, s'ils ne proviennent pas d'une zone d'élevage autorisée et contrôlée - Consommation des coquillages et fruits de mer crus dans les deux heures qui suivent la sortie du réfrigérateur				- Éviter la consommation de poissons crus ou insuffisamment cuits et de poissons fumés - Éviter la consommation de coquillages crus ou peu cuits. - Éviter la consommation de crustacés décortiqués vendus cuits (cuire soi-même les crustacés)	

* tout type de conservation (frais, surgelé, fumé, conserve...)

** la truite fumée est une espèce différente de la truite de rivière « classique »

*** lotte (baudroie), loup (bar), bonite, anguille, empereur, grenadier, flétan, brochet, dorade, raie, sabre, thon...

En dépit du caractère synthétique du message délivré dans cet avis, plusieurs questions se posent quant à la complexité et à l'efficacité de l'ensemble de ces recommandations relatives à la consommation de poissons.

La finalité d'une recommandation de consommation est en effet de protéger les consommateurs afin de préserver leur santé. Il est donc crucial de se questionner sur l'efficacité d'une recommandation.

Les recommandations présentent-elles toutes les caractéristiques suffisantes pour être comprises et suivies d'effet ? Sont-elles en mesure de faire changer les comportements et habitudes de consommation ?

Pour répondre à ces questions, plusieurs points peuvent être analysés dans une recommandation de consommation :

- ✓ la simplicité et la mémorisation du message délivré,
- ✓ l'incertitude générée par le contenu du message,
- ✓ la complexité du comportement recommandé,
- ✓ l'information fournie au consommateur pour lui permettre d'anticiper les conséquences des changements de comportement recommandés.

L'analyse des recommandations simplifiées et mises à disposition du grand public sur le site internet de l'Agence (Cf. document intitulé « Ajuster sa consommation de poisson à ses goûts et ses besoins » issu du document de synthèse des recommandations relatives aux poissons (extrait de la saisine n°2012-SA-0202) présentée précédemment et tableau 15 ci-après) met en évidence les points suivants :

i) Concernant la simplicité et la mémorisation du message délivré

Il est nécessaire pour que le message soit facilement mémorisé que les recommandations soient relativement simples et facilement compréhensibles. Or l'analyse des recommandations émises montre que 4 groupes de populations dites « sensibles » sont identifiés, auxquels sont associées des recommandations différentes relatives à quatre groupes d'espèces de poissons différentes (trois dans le tableau et une en note du tableau). Au total, 21 espèces sont ainsi citées (dont certaines très peu consommées et donc méconnues) et nécessitent d'être mémorisées par les consommateurs qui doivent ensuite faire le lien avec le groupe de population visé donc la bonne recommandation. Au regard des travaux réalisés sur le sujet, cette mémorisation mériterait par conséquent d'être évaluée pour en mesurer l'efficacité.

ii) Concernant l'incertitude générée par le contenu du message :

Certains manques de précisions dans la formulation du message délivré peuvent générer des incertitudes et poser des questions de compréhension. Or dans les recommandations formulées dans le tableau 6 les incertitudes se retrouvent à trois niveaux :

- ✓ Les points de suspension figurant à la fin des listes d'espèces citées suggèrent qu'il y en a d'autres, mais lesquelles ?
- ✓ Les niveaux de consommation sont dits à « limiter » et à « éviter » sans proposer de fréquence : que signifie « limiter » la consommation pour une femme consommant du poisson une fois par semaine ?
- ✓ Les deux populations sensibles qualifiées de « fillettes et adolescentes » et de « femmes en âge de procréer » ne sont pas usuelles contrairement aux enfants et femmes enceintes fréquemment ciblés : la question de leur justification et appropriation peut donc se poser pour le grand public.

iii) Complexité du comportement recommandé :

Au-delà de la mémorisation de la totalité des espèces et des différentes recommandations associées qui semble difficile, l'application des recommandations *stricto sensu* au sein d'un ménage est rendue difficile par la coexistence de plusieurs populations sensibles : les fréquences de consommation sont différentes pour les femmes et les hommes mais aussi pour les jeunes garçons et les jeunes filles. A l'échelle d'un ménage, la mise en œuvre pratique est difficile, en particulier pour la personne préparant les repas. En outre, la recommandation implique que les fillettes et adolescentes fassent attention aux espèces de

poissons consommées en restauration collective, ce qui n'est pas aisé en pratique. Or, la perception du contrôle comportemental joue un rôle essentiel dans les intentions de changer de comportement.

iv) Possibilité d'anticiper les conséquences des changements recommandés

La littérature a montré qu'un point important pour modifier les comportements est de permettre d'anticiper les conséquences (positives ou négatives) de ces changements. Cette condition est d'autant plus importante concernant la consommation de poissons que cet aliment est généralement perçu comme « bon » et « sain » et que persiste, dans les repères des Français, l'idée qu'il faut consommer du poisson au moins deux fois par semaine. Quelles sont les conséquences pour sa santé si une femme en âge de procréer ne « limite » pas sa consommation de loup ? La recommandation ne le précise pas, ce qui n'incite pas à modifier sa consommation.

Tableau 7. Recommandations de consommation de poissons destinées aux populations sensibles*

	Enfants de moins de 3 ans	Fillettes et adolescentes	Femmes en âge de procréer	Femmes enceintes et allaitantes
Poissons fortement bio-accumulateurs de PCB : anguille, barbeau, brème, carpe, silure...	Éviter de les consommer	Éviter de les consommer	Éviter de les consommer	Éviter de les consommer
Poissons susceptibles de présenter de fortes teneurs en méthyl-mercure : lotte (baudroie), loup (bar), bonite, empereur, grenadier, flétan, brochet, dorade, raie, sabre, thon...	Limitier leur consommation			Limitier leur consommation
Espadon, marlin, siki, requins et lamproies	Éviter de les consommer			Éviter de les consommer

* Attention ! Pour les femmes enceintes et les enfants de moins de 3 ans, la consommation de poissons et coquillages crus est également déconseillée au regard des risques microbiologiques (Listériose notamment).

3.3.3 Discussion / Propositions

La complexité des recommandations de consommation de poissons (eau douce et marins) et produits de la mer en lien avec leurs multiples risques et bénéfices pose la question de leur efficacité en termes d'outil de gestion des risques et de réduction du risque sanitaire.

Il apparaît donc nécessaire en complément de ces travaux de se doter de moyens scientifiques d'évaluation de l'efficacité des recommandations émises.

Plusieurs actions parmi celles listées ci-dessous mériteraient d'être menées en ce sens :

- ✓ élaboration d'une stratégie de communication : définition des objectifs, choix des prescripteurs (fédérations professionnelles de pêcheurs, médecins, etc.), choix des moyens de diffusion appropriés afin que les populations sensibles reçoivent l'information ; ce point est essentiel afin de maîtriser la diffusion des recommandations et de s'assurer qu'elles sont un véritable outil de gestion des risques ;
- ✓ réalisation d'études permettant d'évaluer si la recommandation a entraîné une modification des comportements ;
- ✓ réflexion à mener sur une simplification de la recommandation en termes de nombre de populations sensibles et de nombre d'espèces citées ;
- ✓ élaboration de recommandations uniques concernant la consommation de poissons intégrant les différents risques et bénéfices ;

- ✓ analyse coût-efficacité d'une telle mesure comparée à d'autres mesures de gestion (normes, taxes, etc.).

Il peut être intéressant dans ce contexte d'intégrer les approches menées dans d'autres pays en termes de stratégies de communication sur la consommation de poissons. L'exemple des Etats-Unis est à ce titre intéressant car la question de la communication sur les risques liés à la consommation de poissons est une thématique ancienne. Ainsi, en 1995, l'US-EPA publiait un rapport complet « Guidance for assessing chemical contaminant data for use in fish advisories » dont le volume 4 est focalisé sur la communication relative aux risques. Dans ce pays, la consommation de poissons fait l'objet de recommandations nationales émises par l'EPA et la FDA mais aussi de recommandations spécifiques par la plupart des Etats. Une stratégie basée sur la diffusion par de multiples canaux a été mise en œuvre : des brochures sont insérées dans les permis de pêche, transmises aux fédérations de pêches sportives, données aux femmes enceintes lorsqu'elles consultent ou accouchent, ou encore des messages d'alerte (« warnings ») sont postés sur les rives de certains lacs.

3.4 Bilan relatif aux différents plans de prélèvements mis en œuvre en France depuis 2005 et étude des variabilités biologiques et spatiales au niveau national et au sein de chaque bassin¹⁹

3.4.1 Contexte et objectifs du bilan réalisé

Un inventaire de la contamination des poissons d'eau douce des six grands bassins hydrographiques français par les PCB, dioxines et furanes a été réalisé dans le cadre du Plan National d'actions sur les PCB, adopté en 2008 par les Ministères de l'Ecologie, de l'Agriculture, et de la Santé. L'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) a été chargé de mettre en œuvre des plans d'échantillonnage de poissons en réponse à la demande des Ministères de tutelle, avec l'appui de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments pour la conception du protocole d'échantillonnage et d'analyse. Les résultats d'analyse des prélèvements effectués sous l'égide de l'ONEMA (de 2008 à 2010) sont venus s'ajouter aux plans spécifiques et de surveillance mis en place depuis 2005 par la Direction Générale de l'Alimentation (DGAI) et la DREAL Rhône-Alpes. De plus, des plans de prélèvements de la DREAL Rhône-Alpes sur des stations complémentaires de celles définies par le Plan National sont venus renforcer les prélèvements déjà effectués par l'ONEMA dans le Bassin Rhône-Méditerranée-Corse entre 2008 et 2011.

Plus de 300 stations réparties dans 78 départements ont ainsi fait l'objet de pêches et d'analyses d'une ou plusieurs espèces de poissons (commercialisables ou non) sur une période de 5 ans (de 2008 à 2012), auxquelles s'ajoutent les stations ayant fait l'objet des plans de prélèvement antérieurs à l'inventaire national. L'ensemble des données utilisées et présentées dans ce rapport d'études concatène les résultats d'analyses issus des différents plans de prélèvements effectués par l'ONEMA, la DREAL et la DGAI sur l'ensemble du territoire français.

Par ailleurs, les sédiments de certaines stations ont fait l'objet, entre 2008 et 2010, de prélèvements dans le cadre du Plan National PCB coordonné par l'ONEMA et ont été analysés afin de connaître leur contamination par les PCB. L'analyse s'est majoritairement concentrée sur les 6 congénères indicateurs (PCB-NDLi) : PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 et PCB 180.

¹⁹ Les informations rapportées dans ce chapitre ont fait l'objet d'un contrat de recherche et développement conclu entre l'ANSES et le laboratoire de Chrono-environnement, UMR 6249 CNRS –UFC. Ce travail a donné lieu à un rapport détaillé : Laffray X, Degiorgi F. & Badot P.M. Etat des lieux des contaminations en PCB des poissons d'eau douce à l'échelle française. Approche des variabilités spatiale, temporelle et biologique des contaminations, Université de Franche-Comté, Besançon, 20 octobre 2014).

Les objectifs visés dans le cadre de ce rapport sont d'établir un bilan des différents plans de prélèvements mis en œuvre en France depuis 2005 et à rendre compte des données de contamination des poissons disponibles en se focalisant sur :

- ✓ la variabilité spatiale des contaminations, tant à l'échelle nationale qu'au sein des différents bassins hydrographiques,
- ✓ la variabilité biologique et notamment sur les différences interspécifiques au sein des populations de poissons.

Très peu de sites ayant fait l'objet de prélèvements répétés au cours du temps, les données disponibles n'ont pas permis d'étudier la variabilité temporelle des contaminations.

3.4.2. Modalités de construction de la base de données utilisée

3.4.2.1. Source des données d'analyses

Les prélèvements de poissons d'eau douce effectués par les services territoriaux de l'ONEMA dans le cadre du Plan National d'action sur les PCB ou dans le cadre des plans mis en œuvre par la DGAI et la DREAL Rhône-Alpes se sont échelonnés sur huit ans (de 2005 à 2012) et concernent plus de 300 stations réparties dans les six grands bassins hydrographiques. Conformément au protocole mis en place, les poissons pêchés ont été confiés à l'ADIV (Association pour le Développement de l'Institut de la Viande) qui a eu la charge de la préparation de ces derniers avant leur analyse. L'analyse chimique a été confiée au Laboratoire d'Etudes des Résidus et Contaminants dans les Aliments (LABERCA), laboratoire national de référence pour les dioxines et PCB dans les denrées alimentaires et les tissus animaux.

L'ensemble des résultats d'analyses de PCB (incluant les six PCB-NDLi) dans les sédiments est issu des Réseaux de Surveillance des Agences de l'Eau Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée-Corse, et Seine-Normandie, compilées dans la base de la Banque Nationale des Données sur l'Eau (BNDE) gérée par l'ONEMA²⁰.

3.4.2.2. Construction de la base de données

La concaténation des bases ONEMA, DREAL et DGAI a permis de constituer une base de données de 7969 résultats d'analyses de PCB, la majorité des données étant imputable au Plan National d'action confié à l'ONEMA. On peut ainsi dénombrer des analyses de contaminations chez 55 espèces de poissons d'eau douce sur un total de 305 stations ONEMA réparties sur les 78 départements de France métropolitaine. A ces stations ONEMA s'ajoutent 344 stations DREAL, et 120 stations DGAI (non codifiées et sans coordonnées géographiques précises).

Différents critères de sélection ont été appliqués par la suite à cette base de données (Figure 19).

- ✓ Le premier critère a consisté en la suppression des analyses n'étant pas rattachées à des coordonnées géographiques précises : n'ont été conservées que les stations comportant des coordonnées X,Y valides en Lambert 2 étendu ou en Lambert 93. Aussi, l'ensemble des données DGAI ont été supprimées de la base de données.
- ✓ Le second critère de censure concernait le nom des espèces prélevées dans des différents plans. Ont ainsi été supprimés de la base les prélèvements dont le nom de l'espèce était manquant (i.e. taxon inconnu, Mugilidés, Cyprinidés...) ou reporté de manière imprécise tel que brème. Le terme « brème » (Famille des Cyprinidés) peut faire référence soit au genre *Blicca* (Brème bordelière : *Blicca bjoerkna*) qui est une espèce dont la taille ne dépasse pas 35 cm pour 0,5 kg, soit au genre *Abramis* (Brème commune ou Grande Brème : *Abramis brama*) qui est une espèce pouvant atteindre une taille de 60 cm pour une masse corporelle de 5 kg. Ces deux espèces

²⁰ <http://www.pollutions.eaufrance.fr/pcb/index.html>

d'une même famille présentant des différences de caractéristiques morphologiques, biologiques et écologiques importantes, il a été décidé, après avis des membres du Groupe de Travail « PCB dans les milieux aquatiques » (GT PCB) de l'Anses de supprimer les résultats d'analyse présentant une détermination incomplète de l'espèce prélevée. Dans le cas du « Carassin », il a été décidé de regrouper les lots désignés sous les termes de « Carassin », « Carassin argenté » (*Carassius gibelio*), « Carassin argenté et doré » (*Carassius gibelio* ou *C. auratus*) sous le terme générique de « *Carassius sp.* », et ce en accord avec l'ensemble des membres du GT PCB. En effet, les deux espèces identifiées appartiennent au même genre, sont très proches phylogénétiquement, et ont des écologies et des biologies très proches. Il a été fait de même avec les lots désignés sous les termes de « Carpe », « Carpe commune », et « Carpe miroir » qui ont été identifiés comme « Carpe sp. ».

- ✓ La troisième opération sur la base de données a concerné la suppression des résultats pour lesquels les caractéristiques biométriques des poissons d'eau douce pêchés (masse, longueur, %MG) étaient incomplètes.
- ✓ La quatrième opération sur la base de données a consisté à supprimer les résultats d'analyses de contamination incomplets.

Note : le protocole de prélèvement mis en place (AFSSA 2008, AFSSA 2009) mentionnait comme critère la nécessité de constituer des lots d'au moins 400 grammes de chair de poissons (masse fraîche), masse minimale permettant une analyse chimique de la contamination. Ce critère a conduit à une forte hétérogénéité intra-lots des masses et longueurs, et par extrapolation, des âges des poissons prélevés, hétérogénéité qui aurait pu justifier de rejeter ces données. Afin de conserver un nombre suffisant de données exploitables, l'élimination des lots d'individus n'a pas été retenue. Un tel critère de censure aurait en effet conduit à une perte trop importante d'informations limitant les possibilités d'études des profils de contamination dans les six grands bassins hydrographiques.

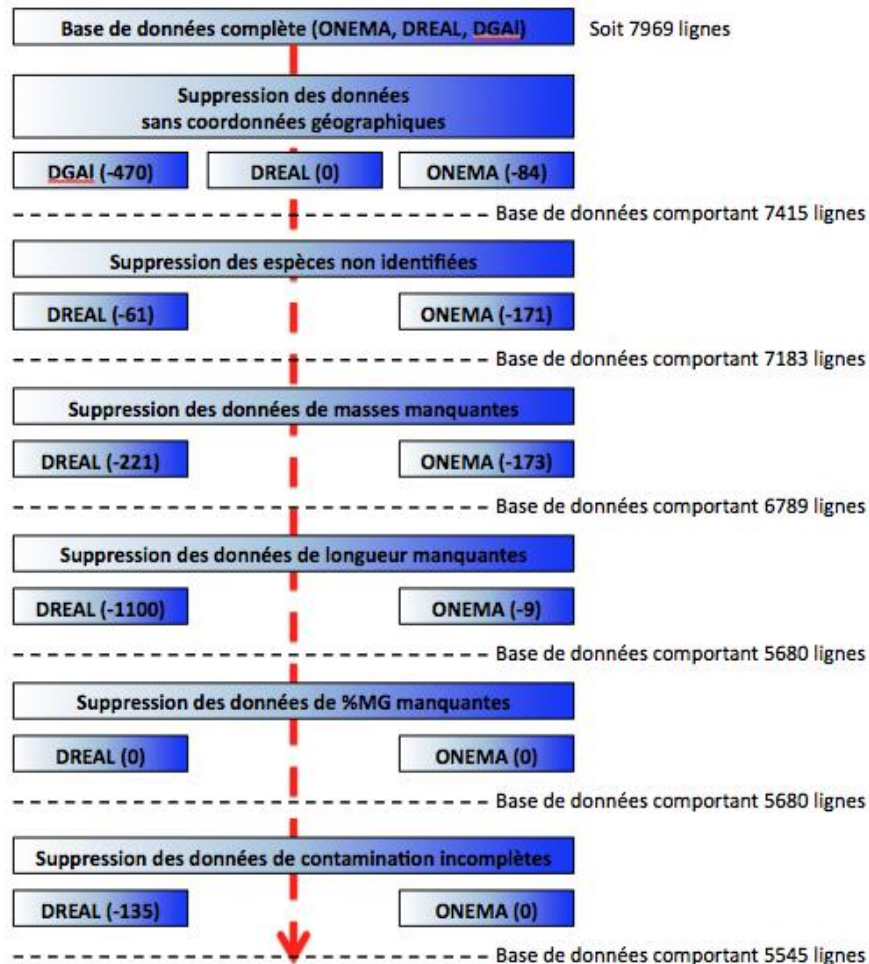


Figure 19 : Processus de sélection des données considérées comme exploitables

Les différents critères de censure appliqués aux données d'analyse ont conduit à une perte de 31% des informations de contamination des poissons d'eau douce en France. La suppression des 470 données d'analyse de la DGAI liée au défaut de coordonnées géographiques précises représente à elle seule 19% des données censurées.

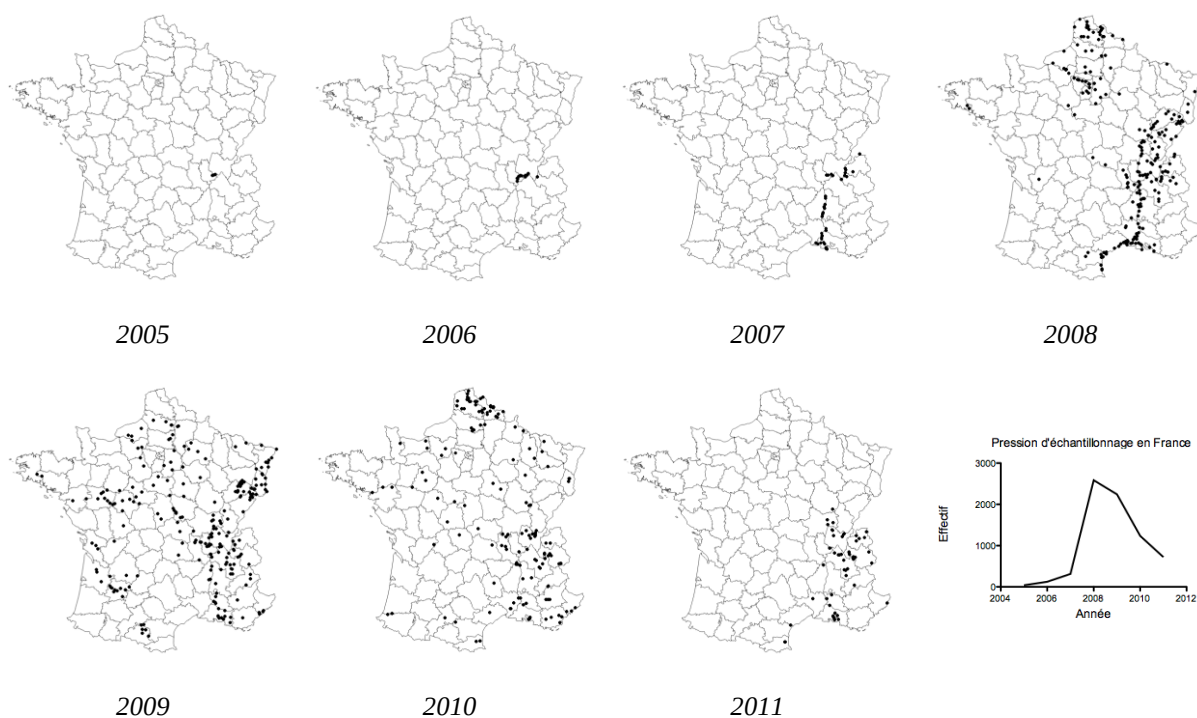
3.4.2.3 Analyse descriptive et potentialités de la base de données

Entre 2005 et 2007, la pression d'échantillonnage s'est concentrée dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Un renforcement de 2008 à 2010 dans le cadre du Plan National d'Action pour les PCB d'une part, et de plans supplémentaires en 2011 d'autre part a permis d'augmenter la pression d'échantillonnage dans les bassins Artois-Picardie, Loire-Bretagne et Seine-Normandie. Rhin-Meuse est, avec 309 lots, le bassin ayant la moins forte pression d'échantillonnage au cours des sept années prises en compte. En outre, le bassin Adour-Garonne demeure peu échantillonné au regard de sa superficie avec seulement 341 lots. Il existe donc une forte hétérogénéité dans la distribution spatiale des stations de prélèvement (Tableau 8, Figure 20).

Tableau 8 : Bilan des échantillonnages par bassin hydrographique

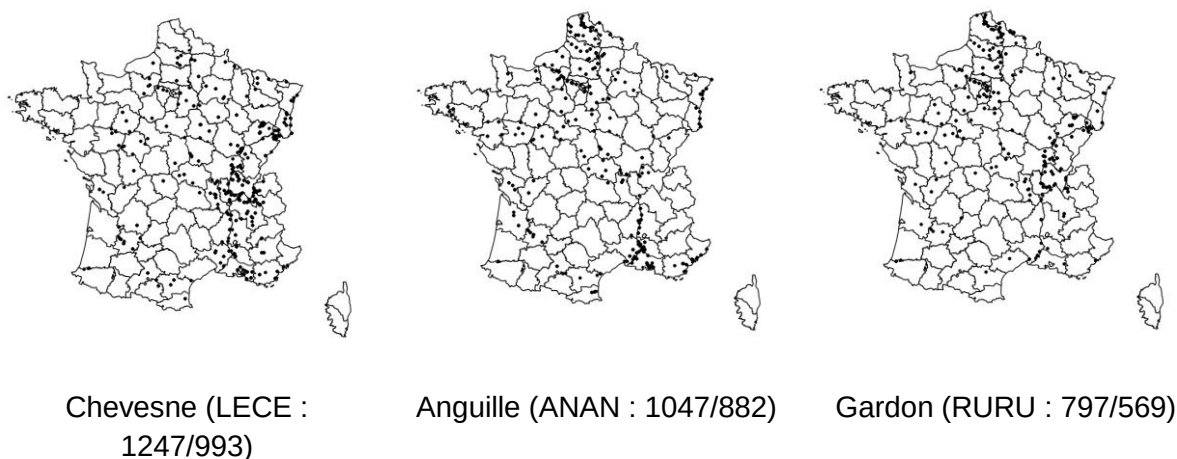
	AG	AP	LB	RM	RMC	SN	France
2005	0	0	0	0	39/39	0	39/39
2006	0	0	0	0	123/75	0	123/75
2007	0	0	0	0	323/174	0	323/174
2008	10/10	227/227	188/130	40/0	1898/1197	273/259	2636/1823
2009	251/178	59/58	442/357	193/175	1205/835	230/211	2380/1814
2010	80/28	267/222	229/136	76/73	538/416	81/70	1271/945
2011	0	0	0	0	727/670	0	727/670
Total	341/216	553/507	859/623	309/248	4853/3406	584/540	7499/5540

Nombre de résultats d'analyses disponibles auprès des différentes sources / nombre de résultats d'analyses exploitables

Figure 20 : Distribution spatiale et évolution de 2005 à 2011 de la pression d'échantillonnage des poissons d'eau douce pour des analyses de PCB en France**Figure 20 : Distribution spatiale et évolution de 2005 à 2011 de la pression d'échantillonnage des poissons d'eau douce pour des analyses de PCB en France**

Les données montrent également une forte variabilité du nombre de prélèvements analysés en fonction de l'espèce considérée. Trois espèces ont été prélevées majoritairement entre 2005 et 2011 : le chevesne (LECE), l'anguille (ANAN), et le gardon (RURU) (Figure 21).

Figure 21 : Distribution spatiale de l'échantillonnage des trois espèces majoritairement analysées en France



Nombre de résultats d'analyses disponibles auprès des différentes sources / nombre de résultats d'analyses exploitables

Figure 21 : Distribution spatiale de l'échantillonnage des trois espèces majoritairement analysées en France

On notera également une importante pression d'échantillonnage sur :

- ✓ le barbeau fluviatile (BAFL : 670/529),
- ✓ la truite commune (SATRFA : 554/486),
- ✓ la brème commune (ABBR : 372/283).

Cependant ces trois espèces sont absentes ou présentes avec un effectif très faible (<15 lots) dans certains bassins hydrographiques.

3.4.2.4 Catégorisation des espèces de poissons d'eau douce

Conformément à l'avis de l'Agence en date du 13 mai 2008 relatif à l'interprétation des données du Plan National PCB 2008 dans les poissons de rivières et à la proposition du Plan National 2009 (Saisine n°2009-SA-0118), les espèces prélevées ont été catégorisées en plusieurs groupes :

- ✓ des espèces réputées faiblement bio-accumulatrices (BIO-) ; de l'espèce la moins bio-accumulatrice à la plus bioaccumulatrice, il s'agit des espèces suivantes sandre, brochet, perche, carassin, hotu, goujon, gardon, tanche, chevesne;
- ✓ des espèces réputées fortement bio-accumulatrices (BIO+) : de l'espèce la moins bioaccumulatrice à la plus bioaccumulatrice : brème, silure, carpe, barbeau;
- ✓ une espèce très fortement bioaccumulatrice (BIO++) ; l'anguille qui présente de manière récurrente des concentrations en PCDD/F, PCB-DL et PCB-NDL très élevées et est soumise à des limites réglementaires différentes des autres espèces prélevées.

3.4.2.5 Zonation des prélèvements

Afin d'étudier la variabilité de contamination des poissons d'eau douce par les PCB au sein des différents bassins versants, des zonations des cours d'eau ont été effectuées en prenant en compte plusieurs critères :

- ✓ la présence d'une connexion hydrographique entre deux cours d'eau principaux,
- ✓ la présence d'une interruption majeure sur le cours d'eau (barrage),
- ✓ l'hétérogénéité des résultats d'analyse des PCB dans les poissons d'un cours d'eau.

En outre, chaque espèce possède des exigences écologiques et physiologiques propres qui définissent sa niche écologique. Les facteurs écologiques (température, oxygène dissous, vitesse du courant, disponibilité de la nourriture...) influencent ainsi la répartition des différentes communautés de poissons d'eau douce de l'amont à l'aval d'un cours d'eau. La délimitation du réseau hydrographique par la synthèse de critères biologiques conduit à une zonation de la faune piscicole. Ainsi, trois zones ont été distinguées : la zone salmonicole, la zone intermédiaire et la zone cyprinicole.

Une biotypologie plus précise (Verneaux, 1977) a également été utilisée. Elle définit d'amont en aval des cours d'eau neuf niveaux typologiques successifs (biocénotypes) nommés de B0 (zone de source) à B9 (limite de la zone estuarienne). Cette biotypologie est établie en fonction de paramètres physico-chimiques et morphodynamiques tels que :

- ✓ la dureté de l'eau,
- ✓ la température de l'eau établie sur les 30 jours les plus chauds de l'année,
- ✓ la section mouillée à l'étiage,
- ✓ la pente,
- ✓ la largeur du cours d'eau.

A un niveau typologique donné correspond un type de peuplement associant différentes espèces de poissons d'eau douce mais également d'invertébrés (biocénose). Selon son amplitude typologique, une espèce peut se trouver sur des niveaux typologiques voisins, mais avec une variation d'abondance. Aussi, chaque espèce a son niveau de préférence typologique ou préférendum typologique (optimum d'abondance).

En l'absence d'informations d'ordre isotopique sur l'enrichissement tissulaire des lots de poissons analysés, il n'a pas été possible d'accéder au niveau trophique réel des espèces. Le niveau trophique moyen de l'espèce tel que mentionné dans Fishbase²¹ a donc été utilisé par défaut pour documenter la base de données.

3.4.3 Résultats

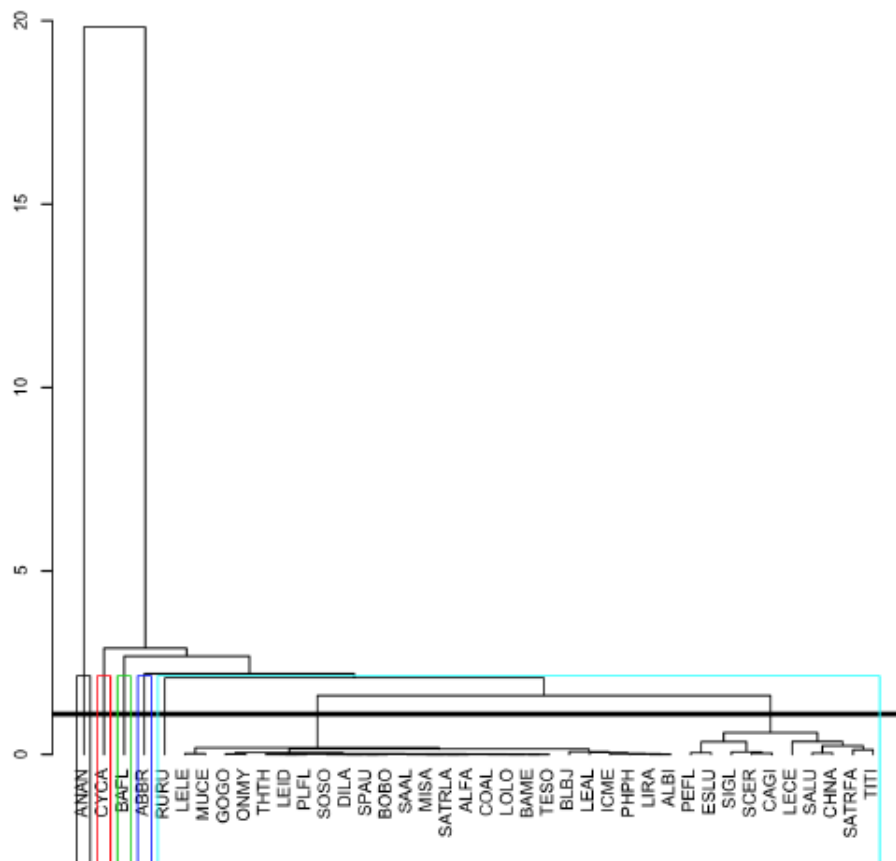
3.4.3.1. Caractère bio-accumulateur des différentes espèces

La classification établie par l'Afssa (avis du 5 février 2008 et du 13 mai 2009) a notamment permis de proposer une stratégie visant à optimiser l'échantillonnage. Les concentrations mesurées dans les tissus des poissons sont le reflet d'une part de la capacité intrinsèque d'une espèce à absorber et accumuler les PCB et d'autre part de l'exposition environnementale à laquelle le poisson est soumis. Il est donc difficile d'inférer à partir d'un niveau donné de contamination du caractère bio-accumulateur de l'espèce puisqu'une contamination élevée peut par exemple être consécutive à une très forte exposition et pas nécessairement à une forte capacité d'accumulation. Si à une échelle locale ou régionale, ce risque d'erreur existe et peut être non négligeable - en raison par exemple de l'existence de « hot spots » de contamination - on peut raisonnablement considérer qu'à l'échelle d'un grand nombre d'échantillons et de l'ensemble du territoire français, ce risque d'erreur est fortement réduit.

Afin de s'assurer de la validité de la classification retenue initialement par l'Afssa, une analyse par classe de niveau de contamination des poissons d'eau douce en PCB a été réalisée en distinguant les trois classes précédemment proposées à savoir espèces (1) très fortement, (2) fortement et (3) faiblement contaminées en utilisant la base de données « biote ».

L'analyse de toutes les données collectées sur l'ensemble du territoire a été réalisée selon la méthode de classification ascendante hiérarchique utilisant les distances de Ward (Ward 1963).

²¹ www.fishbase.org



Cluster 1 = Anguille (ANAN) Cluster 2 = Carpe (CYCA), Brème commune (ABBR), Barbeau fl. (BAFL) Cluster 3 = Gardon (RURU), Chevesne (LECE), Perche (PEFL), Brochet (ESLU), Sandre (SALU), Rotengle (SCER), Silure glane (SIGL), Vairon (PHPH), Ablette (LEAL), Tanche (TITI), Hotu (CHNA), Carassin (CAGI), Goujon (GOGO). Autres espèces non caractérisées incluses dans le cluster 3 : Spirlin (ALBI), Aloze feinte (ALFA), Barbeau méridionalis (BAME), Brème bordelaise (BLBJ), Bogue (BOBO), Corégone (COAL), Bar (DILA), Poisson chat (ICME), Ide melanote (LEID), Vandoise (LELE), Mulet porc (LIRA), Lote de rivière (LOLO), Mulet cabot (MUCE), Truite Arc-en-ciel (ONMY), Flet commun (PLFL), Omble chevalier (SAAL), Truite de rivière (SATRFA), Sole commune (SOSO), Dorade royale (SPAU), Blageon (TESO), Ombre commun (THTH).

Figure 22 : Classification ascendante hiérarchique (méthode de Ward, 1963) : Classification élargie à l'ensemble des espèces prélevées.

Les résultats obtenus avec les espèces présentes sur l'ensemble des six grands bassins hydrographiques présentés dans la Figure 22 sont cohérents avec la classification présentée dans l'avis de l'Afssa du 13 mai 2008 à l'exception du vairon (PHPH) et du silure glane (SIGL).

La classe des espèces très fortement bio-accumulatrices comprend l'anguille (ANAN).

La classe des espèces fortement bio-accumulatrices est constituée par la brème commune (ABBR), le barbeau fluviatile (BAFL), la carpe (CYCA).

La classe des espèces faiblement bio-accumulatrices comporte le carassin (CAGI), le hotu (CHNA), le brochet (ESLU), l'ablette (LEAL), le goujon (GOGO), chevesne (LECE), la perche (PEFL), gardon (RURU), le sandre (SALU), le rotengle (SCER), la tanche (TITI).

L'ensemble des résultats corrobore par ailleurs la très forte contamination et le caractère très bio-accumulateur de l'anguille, confirmant ainsi la typologie retenue précédemment par l'Afssa (BIO++). Le caractère fortement bio-accumulateur de la brème, du barbeau et de la carpe commune (espèces BIO+) est également démontré. Symétriquement, les résultats attestent que les espèces réputées faiblement bio-accumulatrices (BIO- ; chevesne, gardon...) présentent les contaminations les plus faibles à l'échelle de la France entière et des différents bassins.

3.4.3.2 Relation entre contamination du biote par les PCB et caractéristiques biologiques des poissons, à l'échelle de la France entière

La variabilité interspécifique de la bioaccumulation des PCB dans les tissus des poissons d'eau douce étudiés n'est pas liée à leur niveau trophique moyen. Les contaminations exprimées en TEQ 2005 des poissons d'eau douce prélevés sur l'ensemble des six grands bassins hydrographiques montrent également une absence de relation entre les positions trophiques moyennes des espèces étudiées et la bioaccumulation dans les tissus.

Le régime alimentaire des poissons paraît de nature à mieux expliquer cette variabilité que le niveau trophique (Tableau 9), en gardant à l'esprit que ces groupes associent dans certains cas des espèces fortement et faiblement bioaccumulatrices, avec des effectifs déséquilibrés.

Tableau 9 : Contamination par les Σ PCB-NDL indicateurs des espèces en fonction de leur régime alimentaire (tous bassins confondus) (exprimée en ng g⁻¹ de MF)

	CAR	CAR-PIS	INV	OMN-DET	OMN-HER	OMN-INV	OMN-PIS
Effectif N	127	291	765	1192	1077	115	1039
Min. :	0,920	1,01	1,39	1,41	1,37	0,200	0,330
1er Qu.:	6,66	11,0	34,8	13,3	16,4	15,8	84,1
Médiane :	14,4	30,2	101	32,0	40,0	32,2	229
Moyenne :	41,6	117	334	77,3	101	57,7	555
3ème Qu.:	59,6	82,9	321	71,7	104	70,0	611
Max. :	284	6600	7490	1960	1740	442	18900

CAR : carnivorie ; CAR-PIS : carnivorie-piscivorie ; INV : invertivorie ; OMN-DET : omnivorie-détritivorie ; OMN-HER : omnivorie-herbivorie ; OMN-INV : omnivorie-invertivorie ; OMN-PIS : omnivorie-piscivorie

Le premier groupe concerne les espèces invertivores (barbeau fluviatile, carpe commune, goujon, ablette, ombre commun), et les espèces omnivores-piscivores (anguille, perche commune) qui présentent une contamination par les six congénères de PCB-NDL indicateurs plus élevée comparativement aux autres espèces. Les valeurs médianes de contamination des invertivores stricts et des omnivores-piscivores sont respectivement de 101,42 ng g⁻¹ de MF et de 228,5 ng g⁻¹ de MF. Cette dernière valeur est fortement influencée par l'espèce anguille. Un second groupe constitué des poissons d'eau douce ayant un régime carnivore-piscivore, omnivore, omnivore-herbivore ou omnivore-invertivore se dégage avec des valeurs médianes comprises entre 30 et 40 ng g⁻¹ de MF. Enfin, un dernier groupe peut être identifié incluant les espèces carnivores strictes telles que le brochet qui présente une valeur médiane de 14,4 ng g⁻¹ de MF. En ce qui concerne les contaminations exprimées en TEQ 2005, le résultat est similaire : les poissons ayant des régimes omnivore-piscivore et invertivore sont en règle générale plus contaminés que les espèces présentant d'autres régimes alimentaires.

3.4.3.3. Relations entre la contamination par les PCB et les caractéristiques biométriques des poissons à l'échelle de la France entière

Pour chacune des espèces étudiées, on constate que les concentrations en Σ PCB-NDL indicateurs dans les tissus sont en général plus fortement corrélées au pourcentage de matière grasse qu'à la masse et à la longueur moyennes des poissons (Tableaux 10 et 11).

Tableau 10: Coefficients de corrélation de Spearman entre quelques paramètres biométriques (% de matière grasse, longueur moyenne, masse moyenne (et indice de Fulton K)) et la contamination en PCB-NDL indicateurs des espèces BIO++ et BIO+ (exprimée en ng g⁻¹ de MF)

	BIO++	BIO+				
	anguille	brème c.	barbeau f.	carpe c.	vairon	silure g.
ΣPCB-NDLi – Fulton K	-0,024	0,373	0,173	0,240	-0,631	0,451
ΣPCB-NDLi – MG%	0,326	0,640	0,294	0,730	0,847	0,683
ΣPCB-NDLi – Longueur	0,184	0,261	0,239	0,287	0,703	0,363
ΣPCB-NDLi – Masse fraîche	0,196	0,386	0,255	0,379	-0,577	0,480

Tableau 11: Coefficients de corrélation de Spearman entre quelques paramètres biométriques (% de matière grasse, longueur moyenne, masse moyenne (et indice de Fulton K)) et la contamination en PCB-NDL indicateurs des espèces BIO- (exprimée en ng g⁻¹ de MF)

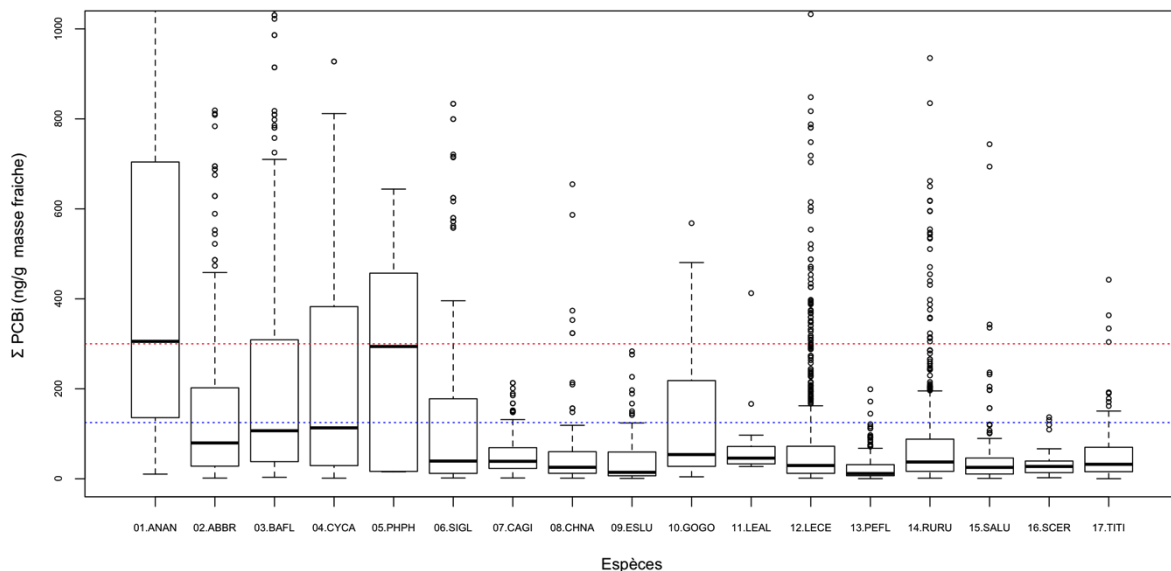
	BIO-					
	carassin	hotu	brochet	goujon	ablette	chevesne
ΣPCB-NDLi – Fulton K	0,082	0,340	-0,090	-0,412	0,867	0,136
ΣPCB-NDLi – MG%	0,705	0,513	0,220	0,161	0,325	0,484
ΣPCB-NDLi – Longueur	0,146	0,427	0,209	-0,082	-0,206	0,293
ΣPCB-NDLi – Masse fraîche	0,187	0,479	0,180	-0,253	0,932	0,298
	perche	gardon	sandre	rotengle	tanche	
ΣPCB-NDLi – Fulton K	0,124	0,005	-0,181	-0,106	-0,069	
ΣPCB-NDLi – MG%	0,231	0,346	0,229	0,605	0,427	
ΣPCB-NDLi – Longueur	0,108	0,176	-0,005	-0,150	0,197	
ΣPCB-NDLi – Masse fraîche	0,184	0,154	-0,088	-0,088	0,207	

3.4.3.4. Contamination des différentes espèces par les six congénères de PCB-NDLi (ΣPCB-NDLi)

Les anguilles se démarquent par leur très forte contamination avec une valeur médiane de ΣPCB-NDLi de 305,5 ng g⁻¹ de MF. Sur les 882 lots d'anguilles prélevés, plus de 50% dépassent le seuil réglementaire de 300 ng g⁻¹ de MF. Les dépassements sont majoritairement localisés dans les bassins Artois-Picardie, Rhône-Méditerranée-Corse et Seine-Normandie.

Les barbeaux fluviatiles, les carpes communes et les brèmes bordelières ont des valeurs médianes nationales inférieures au seuil réglementaire de 125 ng g⁻¹ de MF mais présentent de 40 à 50% de stations étudiées non conformes.

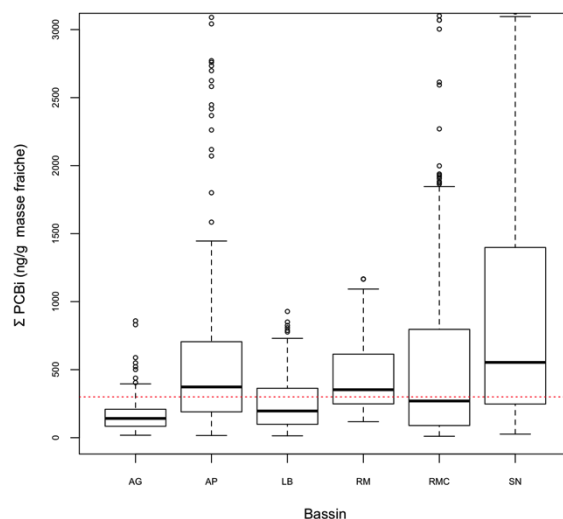
Les valeurs médianes nationales de l'ensemble des espèces réputées BIO- sont inférieures au seuil réglementaire de 125 ng g⁻¹ de MF. Cependant, trois espèces réputées BIO- se distinguent des autres espèces par un pourcentage plus élevé de lots non conformes (compris entre 15 et 35%) : il s'agit du goujon, du chevesne, et du gardon. Ces espèces présentent plus de 20% de stations non conformes (Figure 25).



Légende : trait pointillé rouge : seuil réglementaire de 300 ng g⁻¹ MF pour les anguilles ; trait pointillé bleu : seuil réglementaire de 125 ng g⁻¹ MF pour les autres espèces.

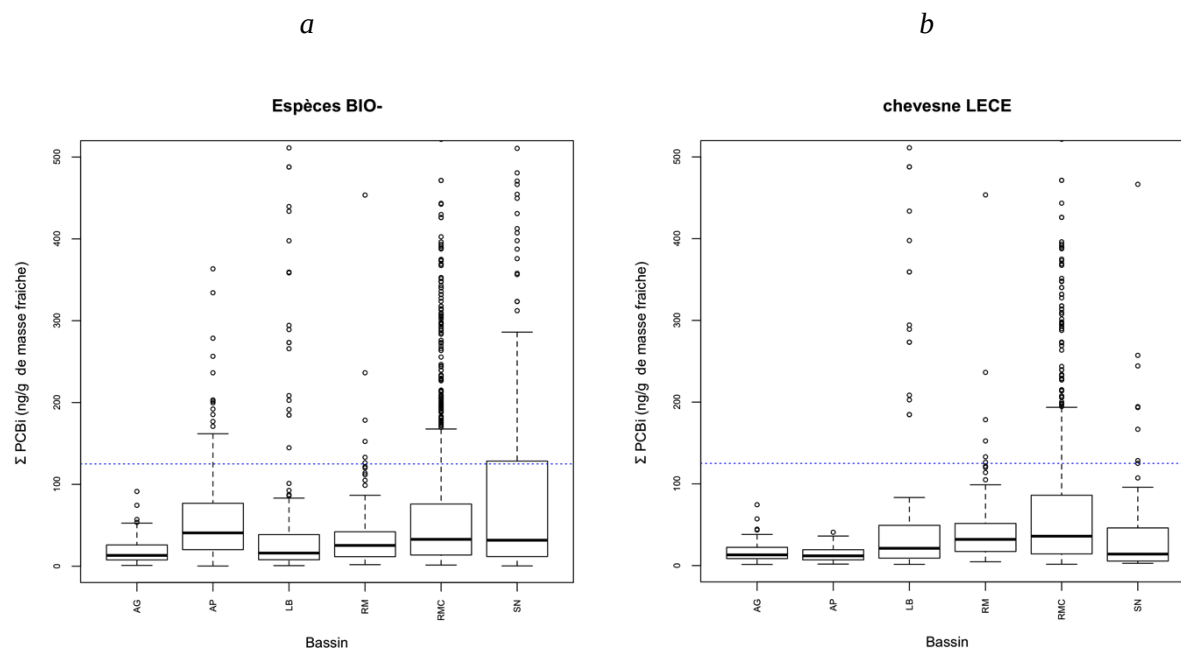
Figure 23 : Distribution des concentrations en PCB-NDL (exprimées en ΣPCB-NDLi) chez les espèces BIO++, BIO+ et BIO- (exprimée en ng g⁻¹ de MF) tous bassins confondus

En ce qui concerne l'anguille, espèce réputée très fortement bioaccumulatrice, les bassins Artois-Picardie, Rhin-Meuse, Rhône-Méditerranée-Corse et Seine-Normandie se distinguent des deux autres par leurs forts pourcentages de lots mais également de stations dépassant les seuils réglementaires (> 300 ng g⁻¹ de MF) avec plus de 47% de lots et de stations non conformes (Figure 26).

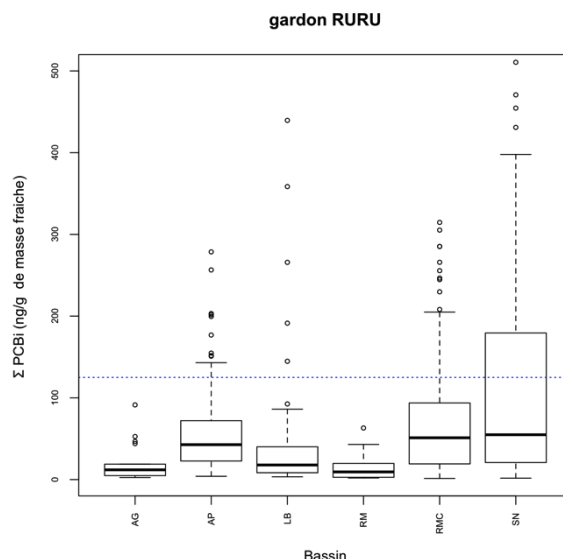


Légende : AG : Adour-Garonne, AP : Artois-Picardie, LB : Loire-Bretagne, RM : Rhin-Meuse, RMC : Rhône-Méditerranée-Corse, SN : Seine-Normandie ; trait pointillé rouge : seuil réglementaire de 300 ng g⁻¹ MF pour les anguilles ; trait pointillé bleu : seuil réglementaire de 125 ng g⁻¹ MF pour autres espèces.

Figure 24 : Distribution des concentrations en PCB-NDL (exprimées en ΣPCB-NDLi) chez l'anguille (espèce BIO++) dans les différents bassins hydrographiques (exprimée en ng g⁻¹ de MF)



c



Légende : AG : Adour-Garonne, AP : Artois-Picardie, LB : Loire-Bretagne, RM : Rhin-Meuse, RMC : Rhône-Méditerranée-Corse, SN : Seine-Normandie.

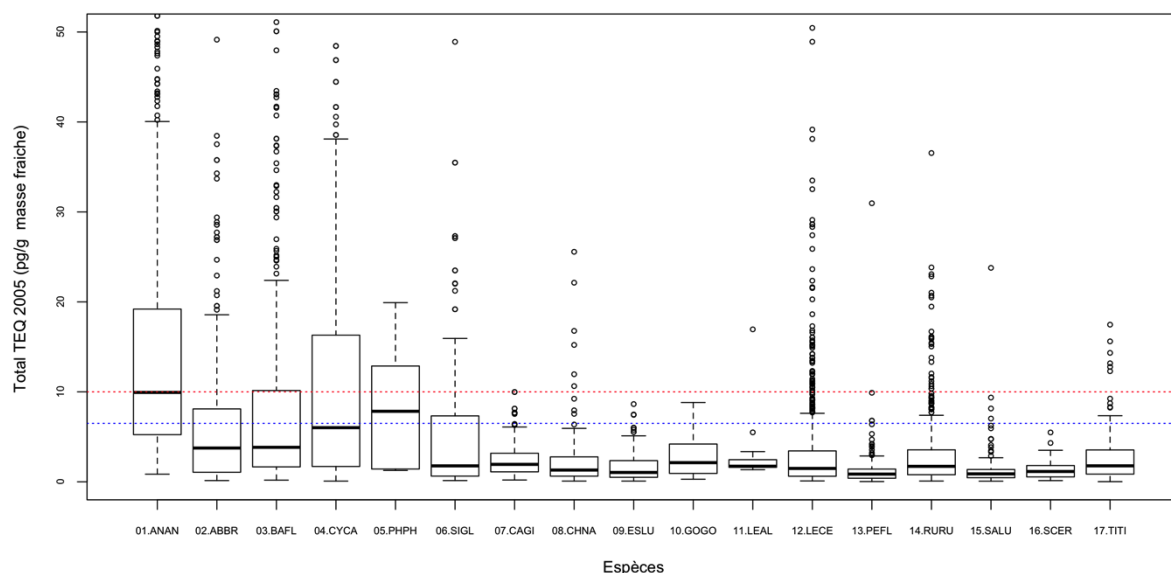
Figure 25 : Distribution des concentrations en PCB-NDL (exprimées en $\Sigma\text{PCB-NDLi}$) par bassin hydrographique pour l'ensemble des espèces BIO- (a), et pour les espèces BIO+ les plus prélevées : le chevesne (b), et le gardon (c) (exprimée en ng g^{-1} de MF)

Concernant les espèces réputées fortement ou faiblement bioaccumulatrices, il n'apparaît pas de bassin hydrographique se distinguant des autres par un pourcentage important de lots non conformes quelle que soit l'espèce prise en compte (Figure 25).

Si les contaminations sont exprimées en $\text{pg TEQ}_{\text{OMS2005}}/\text{g}$, le nombre de lots non conformes pour l'ensemble des espèces réputées très fortement et fortement bio-accumulatrices, sur l'ensemble des six grands bassins hydrographiques est important, représentant entre 30 et 50% des lots analysés avec des pourcentages élevés de non conformités chez l'anguille, la carpe commune, le barbeau et la brème (Figure 26).

Pour les espèces réputées faiblement bio-accumulatrices, le nombre de lots non conformes sur l'ensemble des six grands bassins hydrographiques est faible, représentant généralement moins de 15% des lots analysés.

La majorité des lots non conformes des espèces BIO- est observée chez le chevesne, le gardon, le goujon et la tanche.



Légende : trait pointillé rouge : seuil réglementaire de 10 pg g^{-1} MF pour les anguilles ; trait pointillé bleu : seuil réglementaire de 6,5 pg g^{-1} MF pour les autres espèces.

Figure 26 : Distribution des concentrations exprimée en Total TEQ 2005 pour les espèces BIO++, BIO+ et BIO- (exprimée en pg g^{-1} de MF) tous bassins confondus

La majorité des dépassements de seuils réglementaires enregistrés dans les lots d'anguilles analysés sont concentrés dans les bassins Artois-Picardie, Rhin-Meuse et Seine-Normandie.

Les non conformités observées sont essentiellement liées aux PCB alors que les dioxines et furanes ne contribuent que peu à la contamination globale exprimée en Total TEQ 2005.

3.4.3.5. Profils de contamination par les différents congénères de PCB-NDLi

Les trois congénères de PCB indicateurs les moins chlorés (PCB-28, PCB-52 et PCB-101), qui sont relativement solubles et moins persistants, sont en proportion beaucoup plus faible dans la chair de poissons d'eau douce chez les quatre espèces de poissons d'eau douce les plus fortement échantillonnées, anguille (BIO++), barbeau fluviatile (BIO+), chevesne et gardon (BIO-) et ce indépendamment de leur caractère plus ou moins bio-accumulateur. A noter, la prédominance marquée du congénère 153 représentant en moyenne environ 40% de la somme des PCB-NDL) et des PCB-138 et PCB-180 (représentant en moyenne à eux deux près de 45% des PCB-NDLi) (Tableaux 12 et 13).

Tableau 12 : Profils de contamination exprimée en pourcentage pour trois congénères de PCB indicateurs pour les espèces BIO++, BIO+ et BIO-.

	PCB-28			PCB-52			PCB-101		
	BIO++	BIO+	BIO-	BIO++	BIO+	BIO-	BIO++	BIO+	BIO-
Min.	0,0200	0,00	0,00	0,160	0,0500	0,00	0,860	2,08	0,110
1er Qu	0,320	0,210	0,400	2,37	1,25	1,67	5,56	8,20	8,78
Médiane	0,550	0,410	0,780	3,95	2,15	2,91	7,77	10,9	11,3
Moyenne	0,820	0,760	1,08	5,66	2,90	4,03	8,51	11,1	11,8
3ème Qu	1,00	0,930	1,38	6,56	3,68	4,88	10,6	13,5	14,0
Max.	9,23	11,6	18,0	63,3	34,1	45,2	27,2	76,5	38,4

Tableau 13 : Profils de contamination exprimés en pourcentage pour trois congénères de PCB indicateurs pour les espèces BIO++, BIO+ et BIO-.

	PCB-138			PCB-153			PCB-180		
	BIO++	BIO+	BIO-	BIO++	BIO+	BIO-	BIO++	BIO+	BIO-
Min.	8,55	0,290	3,25	10,0	0,290	0,0100	3,06	0,290	0,110
1er Qu	24,4	22,7	21,9	38,9	37,6	37,0	13,3	15,5	14,7
Médiane	27,0	24,4	23,9	42,2	40,4	40,0	16,3	19,7	18,6
Moyenne	26,7	24,7	24,0	42,0	40,6	40,1	16,4	19,9	19,1
3ème Qu	28,9	26,5	25,9	45,4	43,4	43,2	19,4	23,9	22,8
Max.	43,3	41,3	99,5	66,1	62,5	79,5	36,1	56,0	72,7

La prédominance des trois congénères 138, 153 et 180 est également traduite par une très forte corrélation entre leurs concentrations respectives. Il est également observé que les concentrations de ces trois congénères sont fortement corrélées à la somme des concentrations des congénères de PCB indicateurs (Σ PCB-NDL).

Les fortes corrélations observées entre le PCB-153 et les autres congénères PCB-NDL indicateurs 52, 101, 138, 180 et dans une moindre mesure avec le PCB-28, ainsi qu'entre le PCB-153 et la Σ PCB-NDL, montrent que le seul PCB-153 fournit une première estimation robuste de Σ PCB-NDL.

3.4.3.6. Relations entre les contaminations du biote par les six congénères de PCB-NDLi et les zonations piscicoles à l'échelle de la France entière

Pour chacune des catégories d'espèces étudiées, il est constaté que les concentrations en Σ PCB-NDL sont en général plus élevées dans les tissus de poissons prélevés en zone cyprinicole. Cependant, il n'existe aucune corrélation significative entre la contamination en PCB-NDLi des poissons et la zone du cours d'eau dans lequel ils ont été prélevés, et ce quelle que soit la catégorie d'espèce prise en compte (Tableau 14).

Tableau 14 : Contamination par les Σ PCB-NDLi des poissons d'eau douce en fonction de la zonation piscicole (tous bassins confondus)

	1. Zone Salmonicole	2. Zone intermédiaire	3. Zone Cyprinicole	4. Hors zonation
BIO ++				
Nb Lots	151	132	565	34
Min	13,9	17,2	10,4	52,3
Quartile 1	133	84,1	184	84,5
Médiane	220	173	439	116
Moyenne	425	356	800	247
Quartile 3	388	332	878	192
Max	7580	8710	18900	1800
BIO +				
Nb Lots	122	361	658	5
Min	1,66	1,39	1,52	253
Quartile 1	22,8	27,7	30,8	263
Médiane	72,5	72,2	110	321
Moyenne	292	297	275	404
Quartile 3	200	193	309	525
Max	3060	7490	6600	659
BIO -				
Nb Lots	398	708	1457	15
Min	0,330	1,01	0,200	4,52
Quartile 1	9,07	10,9	14,1	8,75
Médiane	21,5	30,0	32,2	12,7
Moyenne	93,7	62,6	68,7	27,3
Quartile 3	66,3	62,7	75,0	19,6
Max	1960	1330	1290	205

Ces résultats montrent que la variabilité interspécifique de la contamination des tissus des poissons d'eau douce par les PCB n'est pas influencée par la position du prélèvement au regard de la zonation longitudinale des cours d'eau.

3.4.3.7 Etude des relations entre Σ PCB-NDLi et TEQ (OMS 1998 et 2005)

Les résultats des relations entre la somme des six congénères de PCB-NDLi et les Total TEQ dans la chair musculaire de poissons d'eau douce prélevés dans les six grands bassins hydrographiques français sont présentés sur la figure 28.

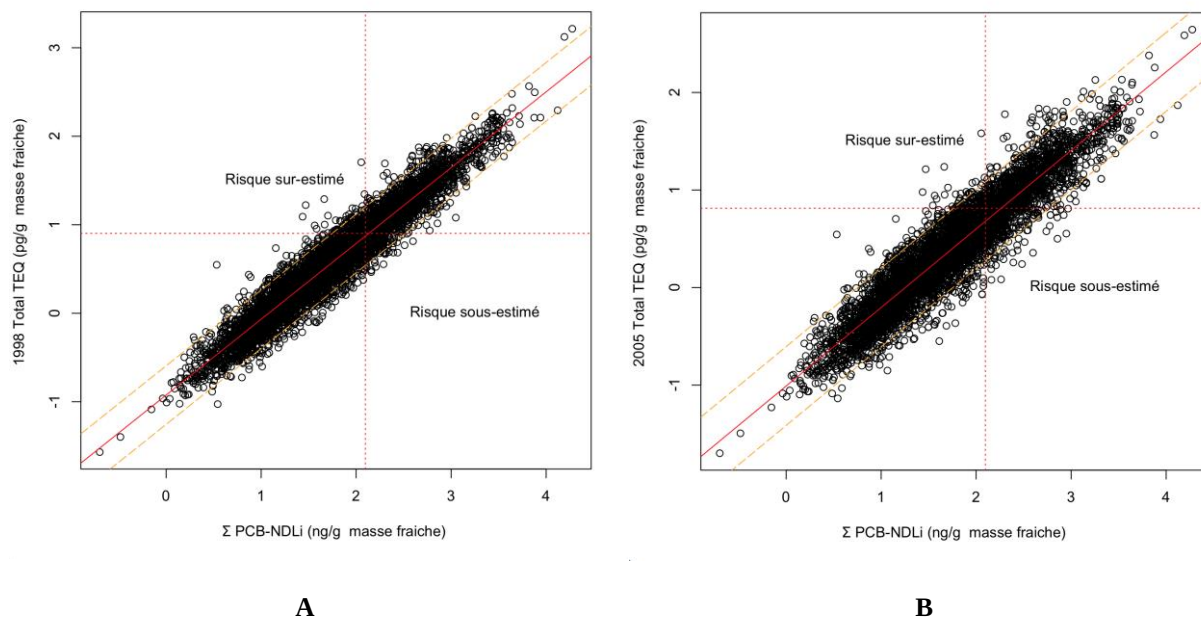


Figure 27 : Relations entre les Total TEQ et la somme des 6 congénères de PCB-NDL (en log₁₀) exprimées sur la base des OMS-TEF 1998 (A) et des OMS-TEF 2005 (B), toutes espèces confondues. Les concentrations sont exprimées en pg g⁻¹ de masse fraîche pour les Total TEQ et en ng g⁻¹ pour les ΣPCB-NDL.

Une forte relation positive a été mise en évidence entre les ΣPCB-NDL et les TEQ 1998 et 2005 quelles que soient l'espèce prise en compte et la base de TEF utilisée.

L'existence d'une corrélation positive entre ΣPCB-NDL indicateurs et les TEQ_{PCB-DL} conforte la possibilité d'estimer les concentrations en TEQ_{PCB-DL} des poissons à partir des mesures des six congénères de PCB-NDL dans la chair de poissons d'eau douce.

L'analyse des régressions des relations entre la ΣPCB-NDLi et les Total TEQ pour les quatre espèces les plus prélevées en France démontre une forte relation entre ces deux variables quelle que soit l'espèce prise en considération.

Comme proposé dans l'avis de l'Anses en 2011, une gestion de la contamination des poissons d'eau douce dans les cours d'eaux sur la seule analyse de la somme des six congénères de PCB-NDL indicateurs peut être envisagée.

3.4.3.8. Relations entre contamination des sédiments par les six congénères de PCB-NDL indicateurs et contamination des poissons.

Il est possible d'inférer la contamination du biote en fonction de la contamination du sédiment et de paramètres biométriques. Un modèle log-linéaire a été obtenu avec les variables explicatives suivantes : (1) somme des six congénères de PCB-NDL indicateurs dans le sédiment de la station, (2) taille du poisson, et (3) pourcentage de Matière Grasse. Ces trois variables expliquent à elles seules en moyenne 50% de la variabilité de contamination de cinq espèces de poissons étudiées : barbeau, chevesne, gardon, anguille, brème (Cf. paragraphe 4.4.4) (Figure 28).

La relation contamination Sédiment/Poisson est par exemple la suivante chez le barbeau fluviatile :

$\text{Log}_{10} (\Sigma \text{ PCB-NDLi}) = \varepsilon_0 + a \text{Log}_{10} (\text{Taille}) + b \text{Log}_{10} (\text{MG}\%) + c \text{Log}_{10} (\Sigma \text{ PCB-NDLi Sédiment})$ où $a = -3,0121 (\pm 1,4349)$, $b = 9,2407 (\pm 4,0898)$, $c = 0,6220 (\pm 0,1208)$ et $\varepsilon_0 = -14,2327 (\pm 6,6892)$

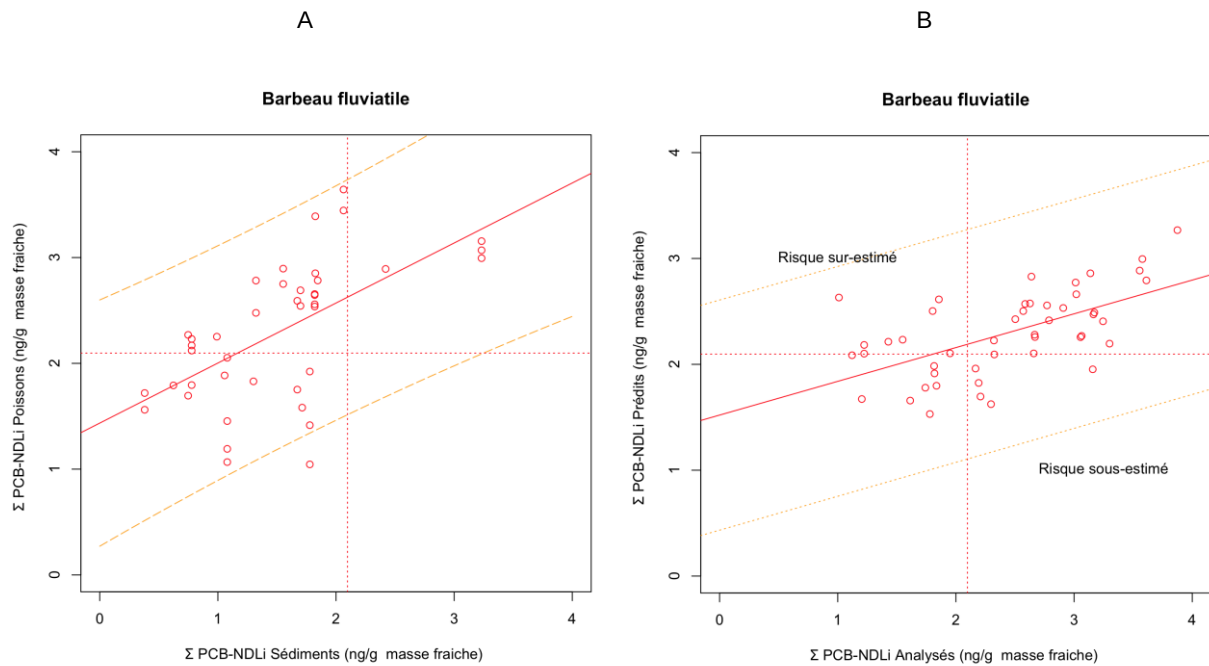


Figure 28 : A : Relations entre Σ PCB-NDLi dans la chair de barbeau fluviatile BAFL (tous bassins confondus) et Σ PCB-NDLi dans le sédiment (exprimés en Log_{10}) ; B : Relations entre Σ PCB-NDLi prédite dans la chair de barbeau fluviatile (tous bassins confondus) et Σ PCB-NDLi analysée (exprimées en Log_{10})

Le modèle établi permet de prédire la contamination dans la chair de barbeau fluviatile à partir (1) de la somme des six congénères de PCB-NDLi dans le sédiment (2) de la taille du poisson, (3) et du pourcentage de matière grasse de celui-ci. Ainsi, il est possible de calculer la concentration maximale des six congénères de PCB-NDLi dans les sédiments auxquels sont exposés les poissons qui seraient susceptibles de conduire à un dépassement du seuil réglementaire de consommation fixé à 125 ng g^{-1} de masse fraîche. Ainsi, au seuil de confiance de 70%, la somme de PCB-NDLi dans le sédiment ne devrait pas dépasser 1 ng.g^{-1} pour une conformité vis à vis du seuil réglementaire de consommation. De tels modèles demeurent cependant peu précis et leur opérationnalité n'est à l'heure actuelle pas avérée notamment en raison du trop faible nombre de données disponibles.

3.4.4 Perspectives d'amélioration de la stratégie d'échantillonnage

3.4.4.1 Choix des espèces à échantillonner

Dans la perspective d'un suivi temporel de la contamination des cours d'eau en France, il conviendrait à l'avenir de recentrer les prélèvements de poissons d'eau douce sur deux à trois espèces déterminées en fonction de leur critère d'abondance d'une part, et de leur représentativité spatiale d'autre part. Il convient également d'exclure les espèces piscicoles introduites telles que la truite fario, la truite arc-en-ciel, l'ombre commun ou l'omble des fontaines, pour lesquelles on ne peut connaître la durée d'exposition compte tenu de la pratique du réempoissonnement.

Ainsi, dans la base de données « biote », cinq espèces présentent des effectifs acceptables d'un point de vue statistique et une bonne répartition spatiale. Ce sont, par effectif décroissant, l'anguille, le chevesne, le gardon, le barbeau fluviatile et la brème commune. Retenir l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) semble être assez problématique. En effet, l'anguille est une espèce migratrice qui ne sera donc pas représentative de la contamination de la station où le poisson a été prélevé. De plus, l'anguille est une espèce amphihaline présentant une forte variabilité individuelle induite par ces différents stades biologiques

(civelle, anguilllette, anguille jaune, anguille argentée). Aussi, le prélèvement de cette espèce imposerait de mentionner lors des prélèvements effectués sur les stations le stade biologique de cette dernière. Un dernier critère justifiant de la non prise en compte de cette espèce serait son statut d'espèce inscrite à l'annexe II de la CITES (Convention on International Trade of Endangered Species).

Le choix des espèces indicatrices pourrait à l'avenir être centré sur ces quatre espèces, avec comme préférence de capture deux espèces à forte amplitude typologique couvrant la majeure partie des cours d'eau et représentatives des deux catégories formulé dans l'avis de l'Afssa en date du 13 mai 2008 : le barbeau fluviatile (BIO+) et le chevesne (BIO-). En effet, le chevesne est l'espèce présentant la plus forte amplitude typologique avec une abondance moyenne à forte dans les milieux de type métarhithron (B5) à mésopotamon (B8) correspondant en amont aux rivières froides de pré-montagne et en aval aux grands cours d'eau de plaines²². On peut également retrouver cette espèce mais de manière marginale dans les petites rivières froides de montagne (mésorhithron B4), et dans les parties latérales de grands cours d'eau de plaine (hypopotamon B9). Le barbeau fluviatile présente également une forte amplitude typologique mais plus resserrée que le chevesne. L'abondance optimale de ces deux espèces se situe dans les cours d'eau de plaine aux eaux chaudes correspondant à l'épipotamon (B7).

Le gardon (optimum d'abondance en mésopotamon B8) et la brème commune (optimum d'abondance en hypopotamon B9) sont les espèces à retenir afin de compléter les prélèvements dans les parties en aval des bassins hydrographiques (mésopotamon B8 et hypopotamon B9).

De par sa forte amplitude typologique centrée sur un optimum d'abondance en milieu de type mésorhithron, le vairon serait l'espèce à retenir afin de couvrir les parties amont des bassins hydrographiques français.

Enfin, dans cette même perspective d'un suivi temporel de la contamination des cours d'eau en France, il serait préférable d'optimiser le prélèvement en évitant la constitution de lots d'individus hétérogènes dans l'optique d'obtenir la masse seuil constitutive d'un échantillon en privilégiant la capture d'individu unique.

²² Cf. Annexe pour le détail de ces zones

Chapitre 4 : Les niveaux d'exposition alimentaire et d'imprégnation corporelle aux PCB rapportés chez l'Homme à ce jour sont-ils de nature à modifier la priorité accordée aux PCB en tant que polluants préoccupants ?

4.1 Estimation de l'impact des fréquences de consommation sur les taux d'imprégnation

Les analyses statistiques effectuées dans le cadre de l'étude nationale d'imprégnation aux PCB des consommateurs de poissons d'eau douce (étude ICAR-PCB, Anses 2011) ont permis de faire le lien entre la consommation des poissons fortement bio-accumulateurs de PCB et l'imprégnation en PCB de la population de cette étude. Ce travail a conduit à la formulation de recommandations de consommation de ces poissons permettant de ne pas franchir les seuils d'imprégnation critiques aux PCB. Ces recommandations ont été établies sur les bases de scénarios décrivant une femme de 44 ans et d'un homme de 60 ans habitant à proximité d'un tronçon de rivière fortement contaminé en PCB.

Dans le cadre de ce rapport, nous avons estimé l'impact de l'application de ces recommandations sur le niveau d'imprégnation de la population de l'étude ICAR-PCB et déterminé dans quelle mesure les recommandations générales de consommation de poissons (2 portions de poissons par semaine dont un gras) peuvent s'appliquer dans les zones de l'étude ICAR-PCB.

Pour simuler les taux d'imprégnation de la population de cette étude aux PCB en fonction des recommandations de consommation de poissons, il a été nécessaire de faire varier à la fois :

- ✓ La zone de pêche des individus en fonction des niveaux de contamination des poissons²³ :
 - Zone fortement contaminée
 - Zone moyennement contaminée
 - Zone faiblement contaminée
- ✓ La fréquence de consommation des poissons réputés fortement bio-accumulateurs de PCB

En se basant, d'une part, sur les recommandations de consommation de poissons bio-accumulateurs découlant de l'étude ICAR-PCB :

- 1 fois tous les deux mois pour les femmes en âge de procréer (6 fois par an)
- 2 fois par mois pour le reste de la population (24 fois par an)

Et d'autre part sur les recommandations générales de consommation de poissons :

- 2 portions de poissons par semaine :
 - Cas où les 2 portions sont des poissons fortement bioaccumulateurs
 - Cas où une des 2 portions est un poisson fortement bioaccumulateurs.

Au final, 180 scénarios ont ainsi été simulés. Les tableaux 15 à 21 dénombrent les scénarios pour lesquels un dépassement du seuil d'imprégnation critique est observé, respectivement pour les femmes en âge de procréer et pour le reste de la population. Pour chaque croisement entre les « recommandations de consommation des poissons fortement bio-accumulateurs de PCB » et le niveau de contamination des zones de l'étude ICAR, sont présentés :

- Le nombre total de scénarios : N_{total} ;

²³ Les niveaux de contamination des poissons dans chacune des zones sont présentés en annexe.

- Le nombre de scenarios où l'imprégnation prédite moyenne dépasse le seuil d'imprégnation critique : Dep_M ;
- Le nombre de scenarios où l'imprégnation en borne haute de l'intervalle de confiance de la prédiction excède le seuil d'imprégnation critique : Dep_{Up} .

Tableau 15 : Dépassement du seuil d'imprégnation critique chez les femmes en âge de procréer selon les zones de pêches et les recommandations de consommation de poissons fortement bio accumulateur proposées (Cf. seuil d'imprégnation critique fixé à 700 ng/g MG)

	Zone faiblement contaminée	Zone moyennement contaminée	Zone fortement contaminée
1 fois tous les 2 mois	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 0$ $Dep_{Up} : 0$	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 0$ $Dep_{Up} : 0$	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 0$ $Dep_{Up} : 0$
1 fois par semaine	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 0$ $Dep_{Up} : 1$	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 0$ $Dep_{Up} : 2$	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 2$ $Dep_{Up} : 2$
2 fois par semaine	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 0$ $Dep_{Up} : 2$	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 2$ $Dep_{Up} : 2$	$N_{total} : 2$ $Dep_M : 2$ $Dep_{Up} : 2$

Tableau 16 : Niveaux d'imprégnation estimés chez les femmes en âge de procréer selon les zones de pêches et les recommandations de consommation de poissons d'eau douce fortement bio accumulateur proposées (Cf. seuil d'imprégnation critique fixé à 700 ng/g MG)

Zone de contamination poissons	Recommandations	Prédiction	IC _u
Fortement	1 fois / 2 mois	546	611
	1 fois / semaine	834	1050
	2 fois / semaine	1090	1490
Moyennement	1 fois / 2 mois	486	540
	1 fois / semaine	619	815
	2 fois / semaine	720	1040
Faiblement	1 fois / 2 mois	463	510
	1 fois / semaine	551	636
	2 fois / semaine	615	745

En gras, les valeurs dépassant la valeur critique d'imprégnation, IC_u : Intervalle de confiance haut de la prédiction.

Tableau 17 : Dépassement du seuil d'imprégnation critique chez les hommes de 44 ans selon les zones de pêches et les recommandations de consommation de poissons fortement bio accumulateur proposées (Cf. seuil d'imprégnation critique fixé à 1 800 ng/g MG)

Zone de contamination poissons	Zone faiblement contaminée	Zone moyennement contaminée	Zone fortement contaminée
2 fois par mois	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0
1 fois par semaine	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0	N _{total} : 2 Dep _M : 4 Dep _{Up} : 0	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0
2 fois par semaine	N _{total} : 0 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0	N _{total} : 2 Dep _M : 0 Dep _{Up} : 0

Tableau 18 : Niveaux d'imprégnation estimés chez les hommes de 44 ans (scenario individu moyen) selon les zones de pêches et les recommandations de consommation de poissons fortement bio accumulateur proposées (Cf. seuil d'imprégnation critique fixé à 1 800 ng/g MG)

Zone de contamination poissons	Recommandations	Prédiction	IC _u
Fortement	2 fois / mois	774	917
	1 fois / semaine	950	1200
	2 fois / semaine	1240	1680
Moyennement	2 fois / mois	627	760
	1 fois / semaine	705	928
	2 fois / semaine	821	1190
Faiblement	2 fois / mois	577	653
	1 fois / semaine	628	738
	2 fois / semaine	701	861

IC_u : Intervalle de confiance haut de la prédiction.

Tableau 20: Niveaux d'imprégnation estimés chez les femmes de 60 ans selon les zones de pêches et les recommandations de consommation de poissons fortement bio accumulateur proposées (Cf. seuil d'imprégnation critique fixé à 1800 ng/g MG)

Zone de contamination poissons	Recommandations	Prédiction	IC _u
Fortement	2 fois / mois	1330	1600
	1 fois/ semaine	1630	2100
	2 fois/ semaine	2130	2990
Moyennement	2 fois / mois	1080	1320
	1 fois/ semaine	1210	1590
	2 fois/ semaine	1410	2090
Faiblement	2 fois / mois	991	1140
	1 fois/ semaine	1080	1290
	2 fois/ semaine	1200	1470

En gras, les valeurs dépassant la valeur critique d'imprégnation, IC_u : Intervalle de confiance haut de la prédiction.

Tableau 21: Niveaux d'imprégnation estimés chez les Hommes de 60 ans (scenario individus moyen) selon les zones de pêches et les recommandations de consommation de poissons fortement bio accumulateur proposées (Cf. seuil d'imprégnation critique fixé à 1800 ng/g MG)

Zone de contamination poissons	Recommandations	Prédiction	IC _u
Fortement	2 fois / mois	1420	1680
	1 fois / semaine	1750	2180
	2 fois / semaine	2280	3150
Moyennement	2 fois / mois	1150	1380
	1 fois / semaine	1300	1720
	2 fois/ semaine	1510	2210
Faiblement	2 fois / mois	1060	1220
	1 fois/ semaine	1160	1360
	2 fois/ semaine	1290	1560

En gras, les valeurs dépassant la valeur critique d'imprégnation, IC_u : Intervalle de confiance haut de la prédiction.

Les femmes en âge de procréer de 44 ans constituent la population sur laquelle les conclusions sont les plus pertinentes à tirer étant donné que ce sont les femmes les plus âgées pour lesquelles la valeur critique d'imprégnation qui s'applique est de 700 ng/g de lipides. Au-delà de 44 ans, la valeur critique d'imprégnation avait été fixée à 1800 ng/g lipides, valeur applicable également au reste de la population.

Dans les zones faiblement et moyennement contaminées, la consommation de 2 poissons fortement bioaccumulateurs par semaine ne conduit au dépassement de la valeur critique d'imprégnation que très faiblement (720 ng/g lipides contre 700 ng/g lipides pour la valeur critique d'imprégnation).

Par contre, dans les zones fortement contaminées, les imprégnations (830 ng/g lipide) dépassent la valeur critique d'imprégnation.

4.2 Contamination des poissons d'eau douce par les polychlorobiphényles (PCB) sur les 23 tronçons ICAR-PCB - Bilan des plans de prélèvements mis en œuvre depuis 2005

L'étude ICAR-PCB avait été réalisée sur la base de six zones d'études, réparties sur l'ensemble du territoire métropolitain et réparties dans 18 départements et 11 régions. Les zones avaient été définies en fonction du niveau de contamination du sédiment par les PCB. La Seine (Bassin Seine-Normandie) ainsi que la Somme et ses affluents (Bassin Artois-Picardie) ont été retenues comme zones d'études très fortement contaminées par les PCB. Le Rhône et ses affluents (Bassin Rhône-Méditerranée-Corse), ainsi que le Rhin et ses affluents, et la Meuse (Bassin Rhin-Meuse) ont été choisis comme zones d'étude moyennement contaminées. Deux autres zones d'étude ont été retenues en raison de la faible contamination des sédiments et sont situées sur la Loire et ses affluents (Bassin Loire-Bretagne), ainsi que la Garonne et ses affluents (Bassin Adour-Garonne).

Afin d'utiliser l'ensemble des données disponibles des poissons pour réaliser une typologie des zones de contamination, une nouvelle analyse de celles-ci a été réalisée pour l'ensemble des tronçons ICAR-PCB. Cette nouvelle typologie permettra de définir et caractériser la contamination des poissons incompatibles avec les niveaux d'imprégnation. Les données d'analyse de contamination des poissons d'eau douce utilisées initialement dans l'étude ICAR-PCB ont été complétées par de nouvelles données collectées dans le cadre du Plan National d'Action sur les PCB ou de plans spécifiques de surveillance mis en place par la DREAL Rhône-Alpes jusqu'en 2013. Ce travail vise à fournir un bilan des données de contamination disponibles sur les 23 tronçons ICAR-PCB depuis 2005. Ce travail vise d'une part à confirmer les zonations déterminées dans le cadre de l'étude ICAR et d'autre part, d'affiner les niveaux de contaminations moyens des poissons dans ces différents tronçons.

Attendu qu'une zone d'étude est susceptible de couvrir plusieurs cours d'eau et peut intégrer un ou plusieurs affluents de ces derniers, un découpage en tronçon d'une trentaine de kilomètres chacun a été retenu dans l'étude. Ainsi, quatre tronçons de cours d'eau ont été pris en compte par grand bassin hydrographique (à l'exception du Bassin Seine-Normandie) conduisant à un total de 23 tronçons de cours d'eau de niveaux de contamination variables retenus sur la base de données de contamination des sédiments superficiels fluviaux et estuariens en PCB acquises par les réseaux nationaux de suivi des eaux superficielles et souterraines du Ministère chargé de l'Ecologie visant à surveiller la qualité des eaux (Figure 29 et Tableau 22).

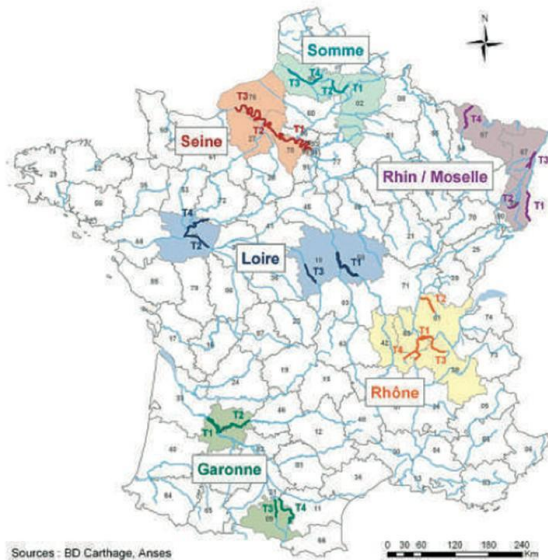


Figure 29 : Carte de répartition des tronçons sur les sites de l'étude ICAR-PCB en France métropolitaine

Tableau 22 : Répartition des tronçons sur les six sites de l'étude ICAR-PCB en France métropolitaine.

Site ICAR	Bassin	tronçon 1	tronçon 2	tronçon 3	tronçon 4
Seine	SN	Département des Yvelines (78), des Hauts-de-Seine (92) La Seine entre Paris et Vernon	Département de l'Eure (27) La Seine entre Vernon et Rouen		Département de Seine-Maritime (76) La Seine entre Rouen et Lillebonne
Somme	AP	Département de l'Aisne (02) La Somme entre Saint-Quentin et Ham (et le canal)	Département de la Somme (80) La Somme entre Ham et Péronne (et le canal)	Département de la Somme (80) La Somme entre Amiens et Abbeville (et le canal)	Département de la Somme (80) L'Ancre entre Albert et Amiens
Rhône	RMC	Département du Rhône (69) Le Rhône depuis Charvieu-Chavagneux jusqu'à Condrieu incluant Lyon	Département de l'Ain (01) La Reyssouze entre Bourg-en-Bresse et Pont-de-Vaux	Département de l'Isère (38) La Bourbre entre La Tour-du-Pin et Charvieu-Chavagneux	Départements de la Loire (42) et du Rhône (69) Le Gier entre Saint-Chamond et Givors
Rhin/Moselle	RM	Département du Haut-Rhin (68) Le Grand Canal d'Alsace et le Rhin entre Saint-Louis et Neuf-Brisach	Département du Haut-Rhin (68) La Thur entre Thann et Ensisheim	Département du Bas-Rhin (67) du L'Andlau et l'Ill entre Erstein et La Wantzenau	Département de la Moselle (57) La Moselle entre Metz et Sierck-les-Bains
Loire	LB	Département de la Nièvre (58) et du Cher (18) La Loire depuis Decize jusqu'à la Charité-sur-Loire incluant Nevers (y compris le canal latéral à la Loire)	Département du Maine-et-Loire (49) La Loire entre Saumur et Angers	Département du Cher (18) Le Cher entre Saint-Amand-Montrond et Saint-Florent-sur-Cher	Département du Maine-et-Loire (49) Le Loir entre La Flèche et Angers
Garonne	AG	Département du Lot-et-	Département Lot-	Département de	Département de

Site ICAR	Bassin	tronçon 1	tronçon 2	tronçon 3	tronçon 4
		Garonne (47)	et-Garonne (47)	l'Ariège (09)	l'Ariège (09)
		La Garonne entre	Le Lot entre	L'Ariège entre Foix	L'Hers entre
		Aiguillon et Marmande (et	Fumel et Aiguillon	et Saverdun	Lavelanet et
		le canal du Midi)			Mazères

Bassins hydrographiques : AG : Adour-Garonne ; AP : Artois-Picardie ; LB : Loire-Bretagne ; RM : Rhin-Meuse ; RMC : Rhône-Méditerranée-Corse ; SN : Seine-Normandie.

4.2.1 Données exploitables

Les espèces non catégorisées selon l'avis Afssa en date du 13 mai 2009 (Afssa, 2009) ont été exclues du présent travail. Dans ces conditions, la base de données « Poissons d'eau douce » exploitée sur les tronçons ICAR-PCB concerne 977 lots de poissons analysés sur 77 stations réparties dans les six grands bassins hydrographiques. Certains tronçons ICAR-PCB ne comportent que peu ou pas de lots analysés (i.e. tronçon 4 du Bassin Seine-Normandie, tronçon 2 du Bassin Rhin-Meuse) La répartition par tronçon ICAR-PCB de la pression d'échantillonnage toutes espèces confondues est présentée dans le Tableau 23.

Tableau 23 : Répartition du nombre de lots analysés par tronçon ICAR-PCB dans les 6 grands bassins hydrographiques français

Site ICAR	Bassin	tronçon 1	tronçon 2	tronçon 3	tronçon 4
Seine	SN	48	26		9
Somme	AP	27	36	20	19
Rhône	RMC	428	72	26	21
Rhin/Moselle	RM	39	0	20	19
Loire	LB	44	16	12	22
Garonne	AG	41	9	1	22

Bassins hydrographiques : AG : Adour-Garonne ; AP : Artois-Picardie ; LB : Loire-Bretagne ; RM : Rhin-Meuse ; RMC : Rhône-Méditerranée-Corse ; SN : Seine-Normandie.

4.2.2 Espèce réputée très fortement bioaccumulatrice : Anguille

Les tronçons ICAR-PCB du bassin hydrographique Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) ne comportent qu'un nombre très faible de données relatives aux espèces réputées très fortement bio-accumulatrices (Tableau 24). En effet, seuls 4 lots d'anguille répartis sur 3 stations ont été analysés : 1 lot a fait l'objet d'une analyse en 2008 et 2 lots en 2009 (2 lots sur 1 station unique) sur le cours d'eau la Reyssouze (tronçon ICAR-PCB 2 du bassin RMC). Un seul lot a été analysé en 2009 sur le Rhône (tronçon ICAR-PCB 1 du bassin RMC).

Tableau 24 : Pression d'échantillonnage des espèces BIO++ sur les tronçons ICAR-PCB dans les 6 bassins hydrographiques.

	Bassin					
	AG	AP	LB	RM	RMC	SN
Anguille	17	49	16	34	4	33

4.2.3. Espèces réputées fortement bioaccumulatrices

Trois sites d'études ICAR-PCB sont très faiblement pourvus en espèces réputées fortement bio-accumulatrices : bassin Artois-Picardie (AP), Rhin-Meuse (RM), et Seine-Normandie (SN). En effet, seul 1 lot (brème) a été analysé sur les tronçons du bassin AP (2008, cours d'eau : l'Ancre, tronçon ICAR-PCB 4 du bassin AP). De même, seuls 2 lots de barbeaux fluviatiles ont fait l'objet d'une analyse en 2009 sur le Rhin (tronçon ICAR-PCB 1 du bassin Rhin-Meuse (RM)) et 3 lots de silure glane en 2010 sur le cours d'eau l'Orne (tronçon ICAR-PCB 4 du bassin RM). Enfin, 5 lots ont été analysés sur la Seine : 4 sur le tronçon 1 en 2008 et 1 sur le tronçon en 2009. La répartition par bassin hydrographique de la pression d'échantillonnage des quatre espèces fortement bioaccumulatrices est présentée dans le Tableau 25.

Tableau 25 : Pression d'échantillonnage des espèces BIO+ sur les tronçons ICAR-PCB dans les 6 bassins hydrographiques.

Espèces réputées fortement bioaccumulatrices	Bassin					
	AG	AP	LB	RM	RMC	SN
Brème	0	1	9	0	68	5
Barbeau fl.	7	0	8	2	49	0
Carpe	3	0	2	0	25	0
Silure glane	5	0	6	3	35	0
Total	15	1	25	5	177	5

4.2.4. Espèces réputées faiblement bioaccumulatrices

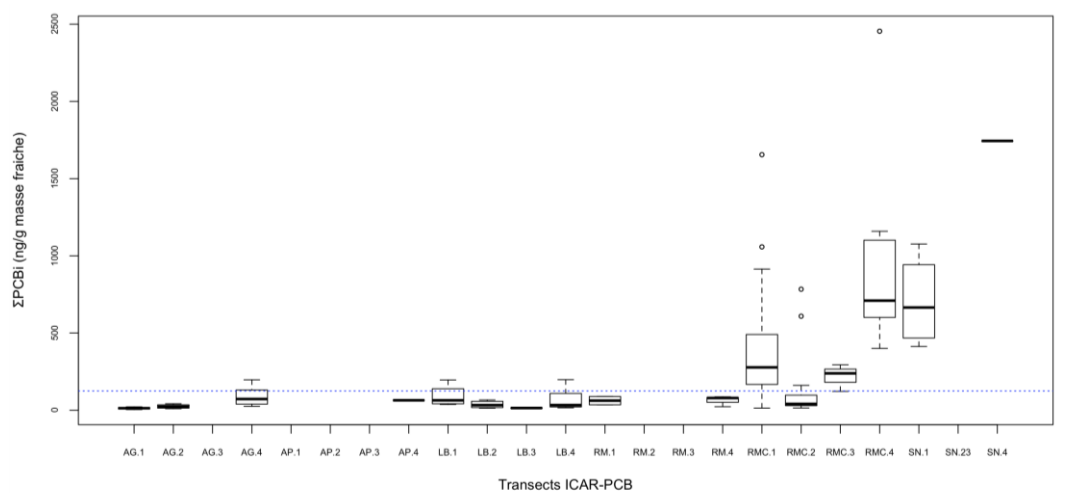
Dans le cas des espèces réputées faiblement bio-accumulatrices, deux espèces de poissons d'eau douce, le chevesne et le gardon représentent 45% des prélèvements analysés sur les 23 tronçons ICAR-PCB. Les effectifs des analyses sont élevés dans quatre des six zones d'études : Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhône-Méditerranée-Corse et Seine-Normandie. Adour-Garonne et Rhin-Meuse ont fait l'objet d'un nombre plus faible de prélèvements. La répartition par bassin hydrographique de la pression d'échantillonnage des 11 espèces est présentée dans le Tableau 26.

Tableau 26 : Pression d'échantillonnage des espèces BIO- sur les tronçons ICAR-PCB dans les 6 bassins hydrographiques.

Espèces réputées faiblement bioaccumulatrices	Bassin					
	AG	AP	LB	RM	RMC	SN
Carassin	4	2	5	0	136	0
Hotu	0	0	5	1	1	0
Brochet	0	3	3	0	15	0
Goujon	0	0	0	0	6	0
Ablette	11	0	0	0	1	0
Chevesne	27	6	16	31	80	3
Perche	0	1	3	1	22	0
Gardon	3	32	13	7	23	27
Sandre	4	0	11	0	42	9
Rotengle	1	4	1	0	22	6
Tanche	2	4	1	0	26	0
Total	41	52	53	39	366	45

4.2.5 Profils de contamination par tronçon ICAR-PCB (espèces réputées fortement et faiblement bioaccumulatrices)

La pression insuffisante de prélèvements sur les espèces fortement bioaccumulatrices (brème bordelière, barbeau fluviatile, carpe et silure) et dans une moindre mesure des espèces faiblement bioaccumulatrices rend impossible la réalisation d'un profil de contamination pour l'ensemble de ces espèces individuellement. Cependant, si l'on prend en compte l'ensemble des espèces considérées comme fortement bio-accumulatrices d'une part, et comme faiblement bio-accumulatrices d'autre part, il est possible d'obtenir une valeur médiane de contamination pour chacune des zones d'études ICAR-PCB pour les deux types d'espèces. Le profil de contamination par les PCB par tronçons ICAR-PCB pour les espèces fortement bioaccumulatrices est présenté dans le Tableau 27 et les Figures 33 et 34.



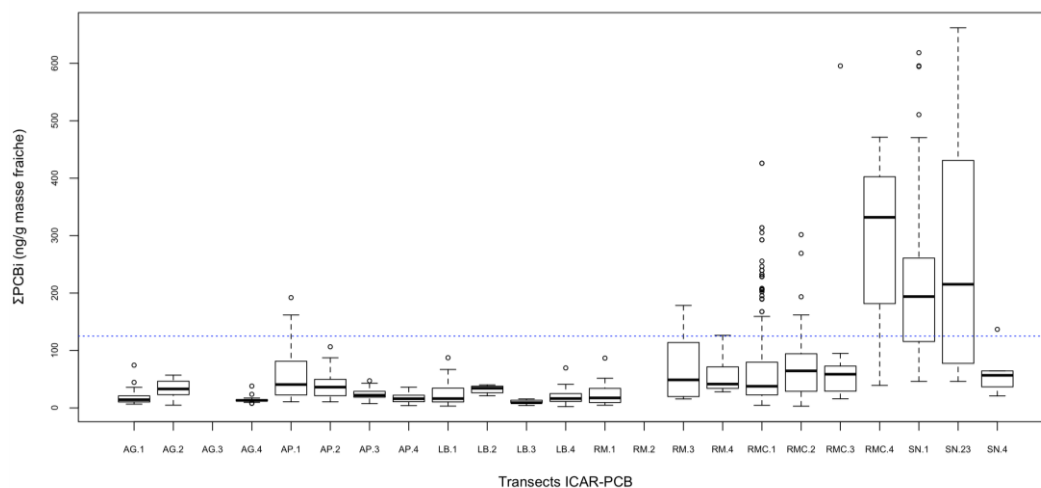
Ordre des zones d'études : AG1 à 4 (Adour-Garonne), AP1 à 4 (Artois-Picardie), LB1 à 4 (Loire-Bretagne), RM1 à 4 (Rhine-Meuse), RMC1 à 4 (Rhône-Méditerranée-Corse), SN1 à 4 (Seine-Normandie). Le trait vertical représente la limite réglementaire fixée à 125 ng/g.

Figure 30 : Profil de contamination par tronçon ICAR-PCB des espèces BIO+

Tableau 27 : Contamination des espèces BIO+ par tronçon ICAR-PCB

	AG.1	AG.2	AG.3	AG.4
Minimum	4,56	10,2	-	25,3
P25	8,89	15,9	-	42,4
Médiane	13,2	23,1	-	72,8
Moyenne	13,3	24,6	-	88,7
P75	17,7	31,7	-	103
Maximum	22,1	42,0	-	197
	AP.1	AP.2	AP.3	AP.4
Minimum	-	-	-	
P25	-	-	-	
Médiane	-	-	-	Valeur unique
Moyenne	-	-	-	64,7
P75	-	-	-	
Maximum	-	-	-	
	LB.1	LB.2	LB.3	LB.4
Minimum	37,6	13,4	11,7	16,1
P25	44,0	18,3	12,8	21,8
Médiane	64,4	33,2	14,4	33,4
Moyenne	90,7	37,2	14,3	64,4
P75	111	55,6	15,8	109,4
Maximum	197	66,6	16,7	198

	RM.1	RM.2	RM.3	RM.4
Minimum	35,4	-	-	23,1
P25	48,9	-	-	51,2
Médiane	62,3	-	-	79,3
Moyenne	62,3	-	-	63,1
P75	75,8	-	-	83,1
Maximum	89,2	-	-	86,9
	RMC.1	RMC.2	RMC.3	RMC.4
Minimum	13,7	14,9	123	401
P25	170,5	29,8	181	607
Médiane	278	41,1	239	710
Moyenne	360	155	219	1030
P75	489	97,9	267	1070
Maximum	1660	784	294	2450
	SN.1	SN.2-3		SN.4
Minimum	413	-	-	
P25	495	-	-	
Médiane	665	-	-	Valeur unique
Moyenne	705			1740
P75	876			
Maximum	1080			



Ordre des zones d'études : AG1 à 4 (Adour-Garonne), AP1 à 4 (Artois-Picardie), LB1 à 4 (Loire-Bretagne), RM1 à 4 (Rhin-Meuse), RMC1 à 4 (Rhône-Méditerranée-Corse), SN1 à 4 (Seine-Normandie). Le trait vertical représente la limite réglementaire fixée à 125 ng/g.

Figure 31 : Profil de contamination par tronçon ICAR-PCB des espèces BIO-

4.3. Classification des tronçons ICAR-PCB à partir des analyses de contaminations

Afin de simplifier l'analyse et l'interprétation des résultats d'imprégnation sanguine des populations par rapport à la contamination des poissons d'eau douce, les tronçons ICAR-PCB présentant des similarités de contamination ont été regroupés selon la méthode de classification ascendante hiérarchique utilisant les distances de Ward (Ward, 1963).

Espèce migratrice amphihaline, l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (espèce réputée très fortement bioaccumulatrice) présente une forte variabilité individuelle induite par les stades biologiques (civelle, anguillette, anguille jaune, anguille argentée), non mentionnés lors des prélèvements effectués sur les stations. Aussi, a-t-il été décidé de ne pas prendre en compte cette espèce dans la classification des tronçons ICAR. La classification a donc été réalisée sur la base des espèces réputées BIO- uniquement.

La classification des tronçons étudiés a conduit à distinguer trois classes de zones de contamination des poissons d'eau douce :

- ✓ Zone de Contamination Forte (ZCFo),
- ✓ Zone de Contamination Moyenne (ZCM) et,
- ✓ Zone de Contamination Faible (ZCFa).

Sont classés en tant que Zone de Contamination Forte, les tronçons SN.1 et SN.2-3 du bassin Seine-Normandie, ainsi que les tronçons RMC.1 et RMC.4 du bassin Rhône-Méditerranée-Corse.

Selon la classification ascendante hiérarchique, sont définis en tant que tronçons à Contamination moyenne les tronçons RMC.2 et RMC.3 du bassin Rhône-Méditerranée-Corse, ainsi que le tronçon AP.1 du bassin Artois-Picardie.

Dans une troisième classe correspondant aux tronçons présentant une contamination faible, sont présents les tronçons AG.1 à AG.4 du bassin Adour-Garonne, les tronçons LB.1 à LB.4 du bassin Loire-Bretagne ainsi que les tronçons RM.1 à RM.4 du bassin Rhin-Meuse. De plus, dans cette dernière classe, se trouvent les tronçons les plus faiblement contaminés des bassins Artois-Picardie (AP.2 à AP.4) et Seine-Normandie (SN.4).

Il est à noter que compte tenu des approches différentes pour classer les zones dans l'étude ICAR-PCB et dans le présent travail, les zones définies comme étant fortement contaminées sont légèrement différentes, bien que très cohérentes. Seul le tronçon Rhin-Meuse 4 n'apparaît plus comme étant une zone fortement contaminée par rapport à l'étude ICAR-PCB, tronçon pour lequel les concentrations de PCB dans les poissons fortement bioaccumulateurs sont plus basses que celles calculées en considérant uniquement les données de l'étude ICAR.

Les concentrations médianes de PCB mesurées dans les poissons fortement bioaccumulateurs dans les zones fortement contaminées varient de 278 à plus de 700 ng/g. Les zones fortement contaminées peuvent donc être définies sur la base d'une contamination en PCB de poissons réputés fortement bioaccumulateurs supérieure à 278 ng/g (attitude la plus conservatrice en conservant la valeur médiane de contamination la plus faible parmi les tronçons fortement contaminés) arrondie de manière protectrice à 250 ng/g.

Chapitre 5 : Conclusions

Depuis une quinzaine d'années, les niveaux de contamination des PCB sont déterminés dans différentes matrices alimentaires, principalement les produits animaux qui en sont les principaux vecteurs d'exposition. Parmi ces denrées, le poisson a souvent été identifié comme le contributeur majoritaire à l'exposition de leur consommateurs, il a donc fait l'objet de deux études dédiées : CALIPSO pour les poissons marins en 2006 et ICAR pour les poissons d'eau douce en 2011.

La contamination des milieux continentaux par les PCB est avérée depuis plusieurs décennies mais c'est depuis 2005 que l'incidence sur le biote aquatique continental a été considérée comme pouvant être préoccupante. La forte contamination des espèces d'eau douce au regard de la réglementation européenne dans un certain nombre de cours d'eau métropolitains a entraîné des interdictions de pêche commerciale et de loisir sur de nombreux tronçons.

La dernière étude permettant d'estimer l'exposition de la population française générale aux PCB est l'étude EAT2 (Anses 2011) a montré une exposition aux PCB plus basse par rapport aux études précédentes. L'objectif du présent rapport est de chercher à interpréter cette évolution, en répondant à un certain nombre de questions.

Cette diminution, observée entre 2005 et 2011, peut-elle être expliquée par :

- une évolution des niveaux de contaminations en PCB dans les poissons de mer et d'eau douce ?

Les niveaux de contamination en PCB environnementaux ont montré une tendance à la baisse. Néanmoins, celle-ci apparaît insuffisante pour expliquer l'exposition plus basse constatée (Cf. Chapitre 3).

- une évolution du modèle alimentaire des français ?

La consommation de poisson n'a pas évolué quantitativement depuis les années 2000, par contre qualitativement, la consommation de saumon d'élevage a augmenté entre 2008 et 2011. La contamination de celui-ci étant mieux maîtrisée du fait de la réglementation relative à l'alimentation animale, sa contribution à l'exposition humaine a pu diminuer (Cf. Chapitre 3).

- une évolution des normes réglementaires ?

L'impact de l'évolution des normes réglementaires sur l'exposition aux PCB entre 2005 et 2011 est difficile à objectiver compte tenu de la non répétabilité des plans de surveillance successifs, néanmoins, ces évolutions n'ont pu que contribuer à diminuer l'exposition globale.

- une évolution des méthodologies d'évaluation des risques utilisées ?

La méthodologie utilisée dans le cadre des études de l'alimentation totale permet de déterminer l'exposition la plus représentative de la population française en évitant les surestimations liées aux méthodologies précédentes en raison du fait que les échantillons analysés le sont après préparation (« tels que consommés ») et que l'échantillonnage est basé sur les habitudes de consommations des français. *A contrario*, les plans de surveillance et de contrôle sont davantage axés sur les pêches débarquées et ont tendance à cibler des zones supposées à risque, et donc à surestimer la contamination des poissons (Cf. Chapitre 3).

- l'impact des interdictions de pêche ou de consommation / commercialisation mises en œuvre dans plusieurs bassins hydrographiques français ?

L'impact est difficilement objectivable étant donné qu'aucun poisson d'eau douce n'a été inclus dans l'étude EAT2 du fait de la faible consommation de ces produits au sein de la population générale. Compte tenu de cette même faible consommation, il aurait été peu probable que l'impact soit significatif. Par ailleurs les interdictions de consommation s'adressaient en premier lieu à des populations spécifiques (consommateurs de poisson d'eau douce).

- l'impact des recommandations de consommation de poissons émises par l'Anses ?

Aucun élément n'est disponible pour objectiver l'effet des recommandations (aucune étude ad hoc) sur les populations générales d'une part et à risque d'autre part.

- Les valeurs d'exposition alimentaire rapportées dans l'Etude de l'Alimentation Totale publiée en 2011 (EAT2) sont-elles de nature à modifier la priorité accordée aux PCB en tant que polluants préoccupants ?

Les études de l'alimentation totale sont pertinentes pour déterminer les expositions chroniques de la population générale. De ce point de vue, une réduction de l'exposition aux PCB est effectivement constatée. Néanmoins, en ce qui concerne certaines populations de forts consommateurs de poissons (ICAR-PCB) et de produits de la mer (CALIPSO), une exposition supérieure aux repères critiques (valeur toxicologique de référence ou valeur critique d'imprégnation) demeure. L'attention portée aux PCB mérite donc d'être maintenue.

- Ces valeurs d'exposition alimentaire sont-elles en cohérence avec les mesures d'imprégnation corporelle mesurées chez les consommateurs de poissons ?

La mise en relation des doses externes avec les doses internes dans le cas de polluants persistants tels que les PCB est compliquée car l'exposition passée des individus est impossible à établir en raison des variations temporelles de la consommation alimentaire comme de la contamination des aliments.

Néanmoins, il convient de noter, d'une part que dans l'étude EAT2, l'exposition alimentaire aux PCB était au 95^{ème} percentile de 7,9 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹ par rapport à une valeur toxicologique de référence fixée à 10 ng.kg pc⁻¹.j⁻¹, et d'autre part que dans l'étude ENNS, le 95^{ème} percentile de l'imprégnation était de 1200 ng/g de lipides par rapport à une valeur critique d'imprégnation fixée à 1800 ng/g lipides. Il apparaît que les valeurs d'exposition qu'elles soient calculées par l'approche exposition externe *via* l'alimentation ou mesurées par l'approche imprégnation représentent aux alentours de 70 – 80% de leur valeur critique respective. Il y a donc une cohérence de résultats en termes d'évaluation des risques.

- L'ensemble de ces éléments est-il de nature à modifier les recommandations de consommation de poissons aujourd'hui préconisées par l'Anses ?

Les recommandations de consommations de poisson prennent en compte les risques liés au PCB et au mercure ainsi que les bénéfices nutritionnels liés aux acides gras poly-insaturés (EPA et DHA). La présente étude focalisée uniquement sur les PCB ne suffit pas à modifier ces recommandations. Le GT a construit une évaluation des risques sanitaires sur la base des recommandations générales de consommations de poisson (à savoir 2 portions de poisson par semaine²⁴).

²⁴ Deux portions de poissons par semaine, dont une à fortes teneurs en EPA (acide eicosapentaénoïque) et DHA (acide docosahexaénoïque), en variant les espèces et les lieux d'approvisionnement (sauvage, élevage, lieux de pêche etc.).

- Les restrictions ou interdictions de pêche en vigueur sur de nombreux cours d'eau métropolitains peuvent-elles être révisées ?

Les restrictions existantes sont basées sur une approche de conformité réglementaire. Dans le cadre de ce travail, l'approche sanitaire a été privilégiée compte tenu de l'évolution des connaissances relatives aux PCB (consommation de poisson d'eau douce, valeur critique d'imprégnation, imprégnation de la population générale et des forts consommateurs de poisson d'eau douce et enfin contamination des poissons). Cette méthodologie permet de définir, en fonction de la médiane de la contamination des poissons bioaccumulateurs (hors anguille), une zone de préoccupation sanitaire dans laquelle cette valeur excède 250 ng/g de poids frais. Les zones pour lesquelles le niveau médian de contamination des espèces réputées fortement bio accumulatrices de PCB est inférieur à 250 ng PCB-NDL / g ne présentent pas de préoccupation sanitaire compte tenu des recommandations de consommation de poisson.

Cela n'exclut pas le respect de la réglementation en vigueur pour les espèces commercialisées.

Afin de déterminer le niveau médian de contamination de différentes zones, la méthode d'échantillonnage recommandée afin de pouvoir toucher la plus grande part du réseau hydrographique métropolitain pourrait reposer sur 2 espèces très communes que sont le barbeau et la brème. Un échantillonnage de 15 individus (non regroupés par lot) par espèce apparaît suffisant pour déterminer le niveau de contamination médian d'une zone (hors ouvrage d'art interrompant le continuum écologique ou confluence d'importance avec un autre fleuve).

Références bibliographiques

- Abarnou A., Le Guellec A-M., Loizeau V., 2002. Les polychlorobiphényles (PCB) dans l'environnement littoral. In *Bulletin du RNO 2002. Surveillance du Milieu Marin. Travaux du réseau national d'Observation de la qualité du milieu marin. Edition 2002*, pp. 13-23.
- Abballe A, Ballard TJ, Dellatte E, di Domenico A, Ferri F, Fulgenzi AR, Grisanti G, Iacovella N, Ingelido AM, Malisch R, Miniero R, Porpora MG, Risica S, Ziemacki G, De Felip E (2008) *Chemosphere* 73: S220-7.
- Afssa (2005) *Rapport Dioxines, furanes et PCB de type dioxine: Evaluation de l'exposition de la population française*. Agence française de sécurité sanitaire des aliments. Novembre 2005.
- Afssa (2006) *CALIPSO. Etude des Consommations ALimentaires de produit de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga 3*.
- Afssa (2009) *Appui scientifique et technique du 13 mai 2009 de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'interprétation des données du plan national PCB 2008 dans les poissons de rivière et à la proposition du plan d'échantillonnage 2009*.
- Anses (2010) *Avis du 5 mars 2010 de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à l'interprétation sanitaire des niveaux d'imprégnation de la population française en PCB*
- Anses (2011) *Étude nationale d'imprégnation aux polychlorobiphényles des consommateurs de poissons d'eau douce*. Novembre 2011. www.anses.fr
- Anses (2011b) *Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2)*. Juin 2011. www.anses.fr
- Arnold DL, Bryce F, Karpinski K, Mes J, Fernie S, Tryphonas H, Truelove J, McGuire PF, Burns D, Tanner JR, et al. (1993a) Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 1B. Prebreeding phase: clinical and analytical laboratory findings. *Food Chem Toxicol.* 31 :811-24.
- Arnold DL, Bryce F, Stapley R, McGuire PF, Burns D, Tanner JR, Karpinski K (1993b). Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 1A. Prebreeding phase: clinical health findings. *Food Chem Toxicol.* 31:799-810.
- Baars, A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Hesse J.M., Van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L., and Zeilmaker M.J. (2001). Re-evaluation of humantoxicological maximum permissible risk levels. Report no. 711701025, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.
- Bassig BA, Lan Q, Rothman N, Zhang Y, Zheng T (2012). Current Understanding of Lifestyle and Environmental Factors and Risk of Non-Hodgkin Lymphoma: An Epidemiological Update. *J. Cancer Epidemiol.*, 2012, Article ID 978930, 27 p.
- Boucher O, Jacobson SW, Plusquellec P, Dewailly E, Ayotte P, Forget-Dubois N, Jacobson JL, Muckle G (2012). Prenatal methylmercury, postnatal lead exposure, and evidence of attention deficit/hyperactivity disorder among Inuit children in Arctic Quebec. *Environ. Health Perspect.*, **120**: 1456-1461.
- Buckley-Golder D. (1999). *Compilation of EU Dioxins Exposure and Health Data, Summary Report for European Commission DG Environment and the UK Department of the Environment Transport and the Regions, AEAT/EEQC/0016*.
- Chevrier J, Eskenazi E, Holland N, Bradman A, Barr DB (2008). Effects of Exposure to Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides on Thyroid Function during Pregnancy. *Am. J. Epidemiol.*, 168: 298-310.
- Cohn BA, Terry MB, Plumb M, Cirillo PM (2012). Exposure to polychlorinated biphenyl (PCB) congeners measured shortly after giving birth and subsequent risk of maternal breast cancer before age 50. *Breast Cancer Res Treat* DOI 10.1007/s10549-012-2257-4

- Costopoulou D, Vassiliadou I, Papadopoulos A, Makropoulos V, Leondiadis L (2006) Levels of dioxins, furans and PCBs in human serum and milk of people living in Greece. *Chemosphere* 65: 1462-9.
- Dewailly E, Flaughnatti R, Haguenoer JM, Cordier S, Dubois G, Hemon D (1988) National study of polychlorinated biphenyls (PCBs) residues in human plasma, France. *Hazardous Waste : Detection, control, treatment*.
- Di Dominico et Baldassarri (1990) Levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. *Ann Ist Super Sanita* 26: 141-54.
- Donaldson SG, Van Oostdam J, Tikhonov C, Feeley M, Armstrong B, Ayotte P, Boucher O, Bowers W, Chan L, Dallaire F, Dallaire R, Dewailly É, Edwards J, Egeland GM, Fontaine J, Furgal C, Leech T, Loring E, Muckle G, Nancarrow T, Pereg D, Plusquellec P, Potyrala M, Receveur O, Shearer RG (2010). *Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. Review. Sci. Total Environ.*, **408** : 5165-5234.
- Donato F, Zani C, Magoni M, Gelatti U, Covolo L, Orizio G, Speziani F, Indelicato AM, Scarcella C, Bergonzi R, Apostoli P (2008). Polychlorinated biphenyls and thyroid hormone serum concentrations among people living in a highly polluted area: Across-sectional population-based study. *Environ. Res.*, **108** : 380-386.
- Efsa (2005) Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to the presence of non dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCB) in feed and food. *The EFSA Journal* (2005) 284, 1 - 137
- El Majidi N, Bouchard M, Carrier G (2013). Systematic analysis of the relationship between standardized prenatal exposure to polychlorinated biphenyls and mental and motor development during follow-up of nine children cohorts. *Reg. Toxicol. Pharmacol.*, **66**: 130-146.
- El Majidi N, Bouchard M, Gosselin NH, Carrier G (2012). Relationship between prenatal exposure to polychlorinated biphenyls and birth weight: A systematic analysis of published epidemiological studies through a standardization of biomonitoring data. *Reg. Toxicol. Pharmacol.*, **64**: 161-176.
- Fliedner A, Rüdell H, Jürling H, Müller J, Neugebauer F et Schröter-Kermani C (2012) Levels and trends of industrial chemicals (PCBs, PFCs, PBDEs) in archived herring gull eggs from German coastal regions *Environm. Sci. Eur.* 24:7
- Forns J, Torrent M, Garcia-Esteban R, Grellier J, Gascon M, Julvez J, Guxens M, Grimalt JO, Sunyer J (2012). Prenatal exposure to polychlorinated biphenyls and child neuropsychological development in 4-year-olds: An analysis per congener and specific cognitive domain. *Sci. Total Environ.*, **432**: 338-343.
- Franchini M, Rial M, Buiatti E, Bianchi F (2004). Health effects of exposure to waste incinerator emissions: a review of epidemiological studies. *Ann Ist Super Sanità*, 40: 101-115.
- Fréry N, Zeghnoun A, Sarter H, Falq G (2009). Etude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères. *Rapport d'étude. Saint-Maurice: InVS*.
- Giannandrea F, Paoli D, Figa-Talamanca I, Lombardo F, Lenzi A, Gandini L (2013). Effect of endogenous and exogenous hormones on testicular cancer: the epidemiological evidence. *Int. J. Dev. Biol.*, **57**: 255-263.
- Goncharov A, Pavuk M, Foushee HR, Carpenter DO (2011). Blood Pressure in Relation to Concentrations of PCB Congeners and Chlorinated Pesticides. *Environ. Health Perspect.*, **119**: 319-325.
- Govarts E, Nieuwenhuijsen M, Schoeters G, Ballester F, Bloemen K, de Boer M, Chevrier C, Eggesbø M, Guxens M, Krämer U, Legler J, Martínez D, Palkovicova L, Patelarou E, Ranft U, Rautio A, Petersen MS, Slama R, Stigum H, Toft G, Trnovec T, Vandentorren S, Weihe P, Kuperus NW, Wilhelm M, Wittsiepe J, Bonde JP (2012). Birth Weight and Prenatal Exposure to Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE): A Meta-analysis within 12 European Birth Cohorts. *Environ. Health Perspect.*, 120: 162-170.
- Grandjean P, Weihe P, Burse VW, Needham LL, Storr-Hansen E, Heinzow B, Debes F, Murata K, Simonsen H, Ellefsen P, Budtz-Jørgensen E, Keiding N, White RF (2001). Neurobehavioral deficits associated with PCB in 7-year-old children prenatally exposed to seafood neurotoxicants. *Neurotoxicol. Teratol.*, **23** : 305- 317.
- Grandjean P, Weihe P, Nielsen F, Heinzow B, Debes F, Budtz-Jørgensen E (2012). Neurobehavioral deficits at age 7 years associated with prenatal exposure to toxicants from maternal seafood diet. *Neurotoxicol. Teratol.*, **34** : 466-472.

- Hagmar L, Wallin E, Vessby B, Jönsson BA, Bergman A, Rylander L. (2006) Intra-individual variations and time trends 1991-2001 in human serum levels of PCB, DDE and hexachlorobenzene. *Chemosphere*. 2006 Aug;64(9):1507-13
- Hardell L, Van Bavel B, Lindström G, Carlberg M, Eriksson M, Dreifaldt AC, Wijkström H, Starkhammar H, Hallquist A, Kolmert T (2004). Concentrations of polychlorinated biphenyls in blood and the risk for testicular cancer. *Int J Androl*. 27: 282-290.
- Hofe CR, Feng L, Zephyr D, Stromberg AJ, Hennig B, Gaetke LM (2014). Fruit and vegetable intake, as reflected by serum carotenoid concentrations, predicts reduced probability of PCB-associated risk for type 2 diabetes: NHANES 2003–2004. *Nutrition Research (in press)*.
- Ingelido AM, Ballard T, Dellatte E, di Domenico A, Ferri F, Fulgenzi AR, Herrmann T, Iacovella N, Miniero R, Pöpke O, Porpora MG, Elena De Felip (2007) Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in milk from Italian women living in Rome and Venice. *Chemosphere* 67: S301-6.
- INSPQ - Institut National de Santé Publique du Québec. Réévaluation des risques toxicologiques des biphényles polychlorés. 2007.
- Ibarluzea J, Alvarez-Pedrerol M, Guxens M, Santa Marina L, Basterrechea M, Lertxundi A, Etxeandia A, Goñi F, Vioque J, Ballester F, Sunyer J (2011) Sociodemographic, reproductive and dietary predictors of organochlorine compounds levels in pregnant women in Spain. *Chemosphere* 82: 114-20.
- JECFA, 2001 Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 2001. Summary and conclusions of the fifty-seventh meeting. JECFA.
- Jusko T, Sovcikova E, Drobna B, Palkovicova L, Trnovec T, Hertz-Picciotto I (2009). Pre-and postnatal PCB concentrations and child behavior at age 45 months. *Epidemiology*, **20**: S92, ISSE-883. ISEE 21st Annual Conference, Dublin, Ireland, August 25–29, 2009
- Knobeloch L, Turyk M, Imm P, Schrank C, Anderson H. (2009) Temporal changes in PCB and DDE levels among a cohort of frequent and infrequent consumers of Great Lakes sportfish. *Environ Res*. 2009 Jan;109(1):66-72
- Kramer S, Hikel SM, Adams K, Hinds D, Moon K (2012). Current Status of the Epidemiologic Evidence Linking Polychlorinated Biphenyls and Non-Hodgkin Lymphoma, and the Role of Immune Dysregulation. *Environ. Health Perspect.*, **120**: 1067-1075.
- Lai TJ, Liu X, Guo YL, Guo NW, Yu ML, Hsu CC, Rogan WJ (2002). A cohort study of behavioral problems and intelligence in children with high prenatal polychlorinated biphenyl exposure. *Arch. Gen. Psychiatry*, **59**: 1061-1066.
- Lauby-Secretan B, Loomis D, Grosse Y, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Tallaa L, Guha N, Baan R, Mattock H, Straif K (2013). Carcinogenicity of polychlorinated biphenyls and polybrominated biphenyls. *The Lancet* 14: 287–88.
- Lucena RA, Allam MF, Costabeber IH, Villarejo MLJ, Navajas RFC (2001). Breast cancer risk factors: PCB congeners. *Europ. J. Cancer Prev.*, **10** : 117-119.
- Mocarelli P, Gerthoux PM, Patterson DG, Milani S, Limonata G, Bertona M, Signorini S, Tramacere P, Colombo L, Crespi C, Brambilla P, Sarto C, Carreri V, Sampson EJ, Turner WE and Needham LL (2008). Dioxin exposure, from infancy through puberty, produces endocrine disruption and affects human semen quality. *Environ Health Perspect*, 116, 70-77.
- NATO/CCMS (1988) International toxicity equivalency factors (I-TEF) — Method of risk assessment for mixtures of dioxins and related compounds. North Atlantic Treaty Organization/Committee on Challenge of Modern Society, Report No. 176.
- Negri E, Bosetti C, Fattore E, La Vecchia C (2003). Environmental exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs) and breast cancer: a systematic review of the epidemiological evidence. *Europ. J. Cancer Prev.*, **12**: 509-516.

- Nieminen P, Lehtiniemi H, Huusko A, Vähäkangas K, Rautio A (2013). Polychlorinated biphenyls (PCBs) in relation to secondary sex ratio – A systematic review of published studies. *Chemosphere*, **91**: 131-138.
- Park HY, Hertz-Picciotto I, Sovcikova E, Kocan A, Drobna B, Trnovec T (2010). Neurodevelopmental toxicity of prenatal polychlorinated biphenyls (PCBs) by chemical structure and activity: a birth cohort study. *Environmental Health*, **9**: 51, 13 p.
- Pellegriti G, Frasca F, Regalbuto C, Squatrito S, Vigneri R (2013). Worldwide Increasing Incidence of Thyroid Cancer: Update on Epidemiology and Risk Factors. *J. Cancer Epidemiol.*, 2013, Article ID 965212, 10 p.
- Plusquellec P, Muckle G, Dewailly E, Ayotte P, Bégin G, Desrosiers C, Despré C, Saint-Amour D, Poitras K (2010). The relation of environmental contaminants exposure to behavioral indicators in Inuit preschoolers in Arctic Quebec. *Neurotoxicology*, **31**: 17-25.
- Polder A, Savinova TN, Becher G, Skaare JU (2004) Temporal Changes of PCBs, PCDD/PCDFs and Chlorinated Pesticides in Human Milk from Murmansk, Russia, and Tromsø, Norway. *Orgnohalogen compounds – Volume 66*
- RNO (2000) *Surveillance du Milieu Marin. Travaux du réseau national d'Observation de la qualité du milieu marin. Edition 2000.*
- RNO (2006). *Surveillance du Milieu Marin. Travaux du réseau national d'Observation de la qualité du milieu marin. Edition 2006.*
- ROCCH Le Réseau d'Observation de la Contamination Chimique. www.ifremer.fr/lerpc/Activites-et-Missions/Surveillance/ROCCH
- Roze E, Meijer L, Bakker A, Van Braeckel KNJA, Sauer PJJ, Bos AF (2009). Prenatal exposure to organohalogens, including brominated flame retardants, influences motor, cognitive, and behavioral performance at school age. *Environ. Health Perspect.*, **117**: 1953-1958.
- Sagiv SK, Thurston SW, Bellinger DC, Tolbert PE, Altshul LM, Korrick SA (2010) Prenatal Organochlorine Exposure and Behaviors Associated With Attention Deficit Hyperactivity Disorder in School-Aged Children *Am. J. Epidemiol.* (2010)
- Salay E, Garabrant D (2009). Polychlorinated biphenyls and thyroid hormones in adults: A systematic review appraisal of epidemiological studies. *Chemosphere*, **74** : 1413-1419.
- Schuhmacher M, Kiviranta H, Ruokojärvi P, Nadal M, Domingo JL (2009) Concentrations of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs in breast milk of women from Catalonia, Spain: A follow-up study. *Environment International* **35** : 607–13.
- Trnovec T. (2008) Benchmark Dose Calculation from Human Health Outcomes After Long-Term and Low-Dose Environmental Exposure to PCBs. Poster Abstract, 5th PCB Workshop (Iowa city, 2008).
- Tryphonas H, Hayward S, O'Grady L, Loo JCK, Arnold DL, Bryce F, Zawidzka ZZ, 1989. Immunotoxicity studies of PCB (Aroclor 1254) in the adult rhesus (*Macaca mulatta*) monkey-preliminary report. *Int. J. Immunopharmacol.* **11**:199-206.
- Tryphonas H, Luster MI, Schiffman G, Dawson LL, Hodgen M, Germolec D, Hayward S, Bryce F, Loo JCK, Mandy F, Arnold DL, 1991a. Effect of chronic exposure of PCB (Aroclor 1254) on specific and non specific immune parameters in the rhesus (*Macaca mulatta*) monkey. *Fund. Appl. Toxicol.* **16**:773-786.
- Ulaszewska MM, Zuccato E, Davolia E (2011) PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in human milk and estimation of infants' daily intake: A review. *Chemosphere* **83**: 774-82.
- US-EPA (February) 2012. EPA's reanalysis of key issues related to dioxin toxicity and response to NAS comments, Volume 1. EPA/600/R-10/038F.
- Van Leeuwen R et Malisch R (2002) Results of the third round of the who-coordinated exposure study on the levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in human milk. *Organohalogen compounds* **56**: 311-6.

- Van Leeuwen SPJ, Leonards PEG, Traag WA, Hoogenboom LAP, De Boer J (2007) Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in fish from The Netherlands: concentrations, profiles and comparison with DR CALUX® bioassay results. *Anal. Bioanal. Chem.*, 389: 321–33
- Verneaux J (1977) Biotypologie de l'écosystème « eau courante ». Déterminisme approché de la structure biotypologique. *C. R. Acad. Se. Paris*, 284 : 77-9.
- Vorkamp K, Bester K, Rigét FF (2012) Species-specific time trends and enantiomer fractions of hexabromocyclododecane (HBCD) in biota from East Greenland. *Environ. Sci. Technol.*, 46: 10549–55.
- Ward JH (1963) Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association* 58: 236-44.
- Weiss J, Päpke O, Bignert A, Jensen S, Greyerz C, Agostoni C, Besana R, Riva E, Giovannini M et Zetterström R (2003) Concentrations of dioxins and other organochlorines (PCBs, DDTs, HCHs) in human milk from Seveso, Milan and a Lombardian rural area in Italy: a study performed 25 years after the heavy dioxin exposure in Seveso. *Acta Paediatrica* 92: 467–72.
- Wittsiepe J, Fürst P, Schrey P, Lemm F, Kraft M, Eberwein G, Winneke G, Wilhelm M (2007) PCDD/F and dioxin-like PCB in human blood and milk from German mothers. *Chemosphere* 67: S286-94.
- Yu ML, Guo YL, Hsu CC, Rogan WJU (2000). Menstruation and reproduction in women with polychlorinated biphenyl (PCB) poisoning: long-term follow-up interviews of the women from the Taiwan Yuchen cohort. *Intern. Epidemiol. Ass.*, 29 : 672-677.

Annexes

Annexe 1: Niveaux de contamination (en PCB_i et PCDD/F + PCB-DL) des poissons dans les zones faiblement, moyennement et fortement contaminées de l'étude ICAR-PCB

	PCB _i ^a		PCDD/F + PCB-DL	
	Moyenne (ng/g de PF)	Intervalle de confiance de la moyenne (ng/g de PF)	Moyenne (pg TEQ ₉₈ /g de PF)	Intervalle de confiance de la moyenne (pg TEQ ₉₈ /g de PF)
Anguille	1103,8	[934,4 ; 1273,2]	46,8	[40,1 ; 53,5]
Zone fortement contaminée	1708,4	[1455,0 ; 1961,7]	72,1	[61,0 ; 83,1]
Zone moyennement contaminée	604,0	[494,5 ; 713,5]	28,3	[23,3 ; 33,3]
Zone faiblement contaminée	242,8	[204,5 ; 281,1]	15,6	[13,2 ; 18,1]
Poissons fortement bio-accumulateurs^b	221,1	[184,8 ; 257,4]	11,4	[9,6 ; 13,1]
Zone fortement contaminée	364,1	[304,2 ; 424,0]	18,7	[15,8 ; 21,5]
Zone moyennement contaminée	76,5	[35,5 ; 117,6]	4,1	[2,4 ; 5,9]
Zone faiblement contaminée	53,0	[38,5 ; 67,5]	3,1	[2,6 ; 3,7]
Poissons faiblement bio- accumulateurs^c	92,4	[65,7 ; 119,1]	4,8	[3,8 ; 5,8]
Zone fortement contaminée	171,4	[101,9 ; 241,0]	7,7	[5,5 ; 10,0]
Zone moyennement contaminée	80,5	[60,5 ; 100,5]	4,2	[3,4 ; 5,1]
Zone faiblement contaminée	27,2	[22,8 ; 31,5]	1,6	[1,4 ; 1,8]

a : PCB indicateurs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)

b : Barbeau, brème, carpe, gardon et silure

c : Ablette, black-bass, blageon, brochet, carassin, chevesne, flet, goujon, hotu, ide melanote, mulot, perche, poisson-chat, rotangle, sandre, tanche, truite, vandoise, vairon

Annexe 2: Comparaison des équivalents toxiques 1998 et 2005 pour les PCB-DL et PCDD/Fs

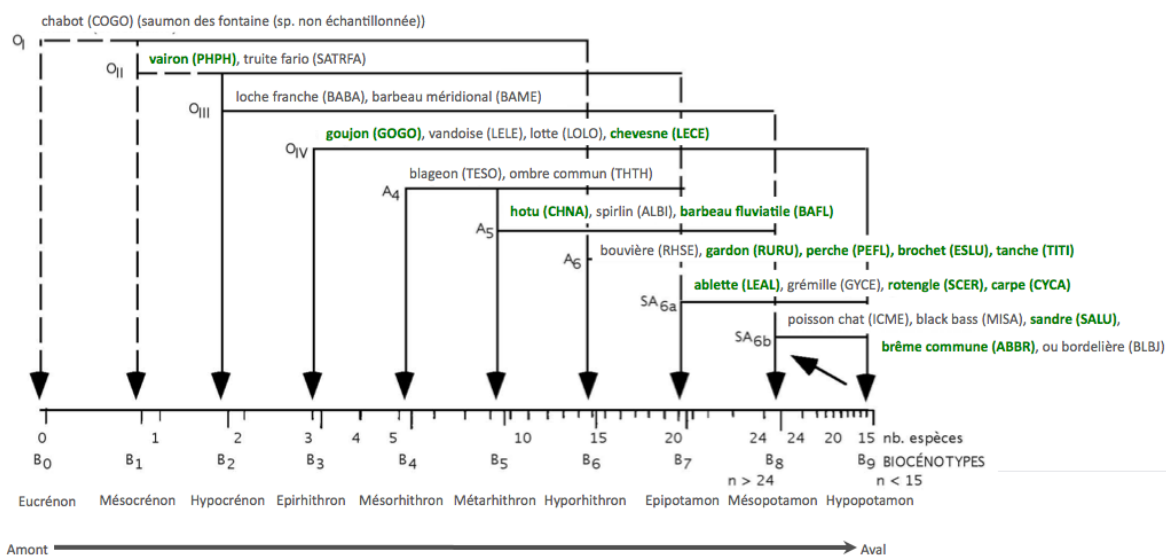
	TEF _{OMS1998}	TEF _{OMS2005}		TEF _{OMS1998}	TEF _{OMS2005}
PCDDs			Non-ortho PCBs		
2,3,7,8-TCDD	1	1	PCB-77	0,0001	0,0001
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1	PCB-81	0,0001	0,0003
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	0,1	PCB-126	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	0,1	PCB-169	0,01	0,03
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	0,1			
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	0,01			
OCDD	0,0001	0,0003			
PCDFs			Mono-ortho PCBs		
2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1	PCB-105	0,0001	0,0003
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,03	PCB-114	0,0005	0,0003
2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,3	PCB-118	0,0001	0,0003
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1	0,1	PCB-123	0,0001	0,0003
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	PCB-156	0,0005	0,0003
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1	0,1	PCB-157	0,0005	0,0003
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1	0,1	PCB-167	0,00001	0,0003
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01	0,01	PCB-189	0,0001	0,0003
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	0,01			
OCDF	0,0001	0,0003			

Annexe 3: Préférendum typologique des espèces

La biotypologie de Verneaux (1977) définit d'amont en aval des cours d'eau 9 niveaux typologiques successifs (biocénotypes) nommés de B0 (zone de source) à B9 (limite de la zone estuarienne). Cette biotypologie est établie en fonction de paramètres physico-chimiques et morphodynamiques tels que :

- la dureté de l'eau,
- la température de l'eau établie sur les 30 jours les plus chauds de l'année,
- la section mouillée à l'étiage,
- la pente,
- la largeur du cours d'eau.

A un niveau typologique donné correspond un type de peuplement associant différentes espèces de poissons d'eau douce mais également d'invertébrés (biocénose). Selon son amplitude typologique, une espèce peut se trouver sur des niveaux typologiques voisins, mais avec une variation d'abondance (Figure 6, Tableau 2). Aussi, chaque espèce a son niveau de préférence typologique ou préférendum typologique (optimum d'abondance). Ainsi, pour chacune des espèces de la base de donnée, une valeur de préférendum typologique correspondante a été attribuée (Tableau 1). Cependant, les espèces peuvent également se trouver dans des niveaux voisins de leur optimum typologique, en abondance moyenne ou faible, conduisant à une amplitude typologique plus ou moins grande pour chaque espèce considérée.



Légende : en vert les espèces faisant l'objet d'une catégorisation au titre de l'avis de l'AFSSA en date du 13 mai 2008 relatif à l'interprétation des données du Plan National PCB 2008 dans les poissons de rivières et à la proposition du Plan National 2009 (saisine n°2009-SA-0118 liée à la saisine n°2008-SA-0119)

Schéma des niveaux typologiques ichthyologiques : organisation des groupements socio-écologiques le long de la structure biologique de l'écosystème théorique d'eau courante méditerranéenne (Verneaux, 1977).



Agence nationale de sécurité sanitaire
de l'alimentation, de l'environnement et du travail
14 rue Pierre et Marie Curie
94701 Maisons-Alfort Cedex
www.anses.fr /  @Anses_fr