



Maisons-Alfort, le 23 octobre 2007

Avis

de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments 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

LA DIRECTRICE GÉNÉRALE

1. RAPPEL DE LA SAISINE ET QUESTIONS POSEES

L'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) a été saisie le 31 octobre 2006 par la Direction générale de l'alimentation (DGAI) et la Direction générale de la concurrence, de la consommation et de la répression des fraudes (DGCCRF) d'une demande d'avis sur l'établissement de teneurs maximales pertinentes en polychlorobiphényles qui ne sont pas de type dioxine (PCB « non dioxin-like », PCB-NDL) dans divers aliments.

Il est demandé à l'Agence de répondre aux deux questions suivantes :

- 1) La prise en compte de 6 PCB indicateurs (PCB-28, 52, 101, 138, 153 et 180) au lieu de 7 actuellement (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) est-elle satisfaisante et suffisante pour construire un critère approprié pour la gestion ultérieure des contaminations dans une perspective de préservation de la santé publique et de minimisation de l'exposition des consommateurs ?
- 2) Quelle est l'opinion de l'agence sur l'avis de l'Autorité Européenne de Sécurité des Aliments (AES) de 2005? Des données toxicologiques sur chaque congénère de PCB sont-elles disponibles et est-il dès lors possible d'en extrapoler une valeur toxicologique de référence de type Dose Journalière Tolérable (DJT) ?

Au-delà du cadre strict de ces questions, l'Agence a étudié l'exposition alimentaire « bruit de fond » de la population générale aux PCB-NDL et a analysé la pertinence des teneurs maximales, dans divers aliments, proposées dans un projet de réglementation européenne, transmis par la DGAI et la DGCCRF.

2. CONTEXTE ET HISTORIQUE

Par le terme PCB, on désigne les polychlorobiphényles qui sont des composés aromatiques chlorés appartenant à une famille de 209 composés ou congénères¹. Ces 209 congénères se retrouvaient de manière très variable dans des mélanges commerciaux utilisés² pour leurs propriétés isolantes (transformateurs électriques) et leur stabilité chimique et physique (huiles de coupe, encres, peintures). Ces utilisations ont commencé par être restreintes aux systèmes clos (transformateurs, condensateurs) au cours des années 70 puis la production et l'utilisation des PCB ont été interdites en France en 1987. Les PCB, stables chimiquement et peu biodégradables, font partie de la catégorie des polluants organiques persistants (POP). Par ailleurs, ce sont des substances lipophiles qui se concentrent dans les chaînes alimentaires et que l'on retrouve donc principalement dans les graisses animales.

¹ Pour plus d'information, consulter i) l'avis de l'Afssa du 8 avril 2003 sur l'existence éventuelle d'une corrélation significative entre les teneurs des différents congénères de PCB et ii) le rapport cité dans l'avis intitulé « Données récentes sur l'évaluation des dangers liés à la présence de PCB dans l'alimentation. », J.P. Cravedi et J.F. Narbonne, Décembre 2002, disponibles sur www.afssa.fr

² 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 Pylalène 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%).

2.1 **PCB de type dioxine (PCB-DL)**

La notion de PCB de type dioxine (PCB « dioxin-like », PCB-DL) est apparue officiellement en 1998, lorsque certains congénères de PCB ont été inclus dans l'évaluation des risques liés aux dioxines³ (PCDD/F).

A la différence des PCB, les dioxines ne sont pas des produits industriels mais des résidus de combustion ou des sous produits de processus industriels. Il n'existe donc pas de mélange type pour les dioxines, les profils différant selon leur origine. Comme il n'était pas envisageable de procéder à des études toxicologiques sur chacun des 210 congénères des dioxines (PCDD/F), l'évaluation des risques s'est d'abord référée à la seule 2,3,7,8-TCDD (congénère majeur de l'accident de Seveso de juillet 1976), pour laquelle une dose journalière tolérable (DJT) de 10 pg/kg p.c./j a été établie.

Le concept de facteur d'équivalence toxique (TEF) a permis secondairement d'étendre l'application de la DJT de la TCDD à l'ensemble des dioxines (10 pg TEQ/kg p.c./j). Le TEF est en effet un coefficient de pondération qui exprime la toxicité relative de chaque congénère considéré individuellement par rapport à la TCDD - substance de référence de la famille - présentant la plus grande affinité pour le récepteur cellulaire Ah (Aryl hydrocarbon). Cette approche est possible car, comme indiqué dans le rapport de l'Afssa³ de 2005, le mode d'action toxique des dioxines reposerait sur la capacité de ces molécules à se lier au récepteur Ah, induisant des changements dans la transcription des ARN messagers codant des enzymes impliquées dans les réponses cellulaires.

Il est ultérieurement apparu que d'autres composés que les dioxines pouvaient également se lier au récepteur Ah, tels que les HAP, l'indole-3-carbinol et certains congénères de PCB, ces derniers présentant des caractéristiques similaires aux dioxines en terme de rémanence et d'accumulation. Des TEF ont donc été attribués à ces PCB dits de type dioxine (PCB-DL). En 1998, l'OMS a redéfini la DJT des dioxines en y incluant les PCB-DL. Enfin, en 2001, le JECFA a abaissé cette DJT à 2,33 pg TEQ/kg p.c./j.

2.2 **PCB qui ne sont pas de type dioxine (PCB-NDL)**

La notion de PCB qui ne sont pas de type dioxine (PCB « non dioxin-like », PCB-NDL) regroupe tous les congénères de PCB qui ne sont pas de type dioxine, car ils n'ont pas le même mécanisme d'action toxique via la fixation au récepteur Ah. Ce sont des congénères majoritairement retrouvés dans les matrices alimentaires de sorte que la référence aux seuls PCB-DL n'est pas satisfaisante pour l'évaluation et la gestion des risques alimentaires liés aux PCB totaux.

2.3 **PCB indicateurs (PCBi)**

Certains congénères de PCB présents dans les mélanges commerciaux sont particulièrement rémanents et donc retrouvés de manière récurrente dans l'environnement (sédiments, poissons), ce qui conduit à les considérer comme des traceurs des PCB, indépendamment de leur appartenance au groupe des PCB-DL ou PCB-NDL. L'analyse des profils de contamination des matrices alimentaires a ainsi permis d'identifier 7 congénères les plus fréquemment retrouvés (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180). Ceux-ci représentant environ 50% de l'ensemble des congénères de PCB présents dans les aliments d'origine animale et dans les tissus humains, ont donc été regroupés sous le terme de PCB indicateurs ou PCBi.

Les PCB-138, 153 et 180 (di-ortho substitués), particulièrement rémanents, ont d'ailleurs fait l'objet d'une réglementation spécifique dans certains pays européens (le PCB-153 en Allemagne, les 3 PCB aux Pays-Bas). D'autres PCB plus métabolisables ont été ajoutés [PCB-28 et 118 (mono-ortho substitués), PCB-52 et 101 (di-ortho substitués)] car ils sont aussi retrouvés en quantité significative dans certains aliments contaminés ou témoignent d'une contamination récente.

³ 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

Dans son avis du 8 avril 2003, l'Afssa proposait de gérer la contamination des aliments par les PCB sur la base de ces 7 PCB indicateurs. Dans son rapport de 2005, l'AESA recommande le suivi de 6 PCB indicateurs, correspondant au retrait du PCB-118 (ce congénère étant de type dioxine) de la liste des PCB_i. Le présent avis examine à nouveau la recommandation de l'Afssa au regard du nombre de congénères à prendre en compte.

2.4 Teneurs maximales réglementaires dans divers aliments

Le règlement (CE) n°1881/2006 fixe des teneurs maximales dans divers aliments pour la somme des dioxines et des PCB-DL. Comme les congénères de PCB retrouvés dans les matrices alimentaires sont majoritairement des PCB-NDL, une réflexion est actuellement conduite au niveau européen afin de fixer des teneurs maximales de PCB-NDL dans divers aliments.

3. CONCERNANT L'AVIS DE L'AESA RELATIF AUX PCB-NDL

3.1 Conclusions de l'avis de l'AESA

Dans son évaluation de novembre 2005 concernant les PCB-NDL⁴, l'AESA :

- n'a pu statuer sur la toxicité des congénères de PCB-NDL, considérant que les effets toxicologiques observés dans les études sur les PCB-NDL pouvaient être liés à une contamination mineure par des composés de type dioxine (de l'ordre de 0,1 %).
- a considéré que l'absence de pouvoir mutagène devrait permettre d'utiliser une approche par seuil pour caractériser le risque lié au PCB-NDL mais que les données toxicologiques étaient insuffisantes pour proposer une valeur de type dose journalière tolérable (DJT).

Le projet européen ATHON (Assessing the Toxicity and Hazard of Non-dioxin-like PCBs Present in Food, www.athon-net.eu) a été initié en avril 2006 pour consolider les connaissances sur la toxicocinétique et les profils de toxicité en vue de proposer une nouvelle stratégie de classification des congénères PCB-NDL basée sur des biomarqueurs d'effet. Il prévoit également de compiler et évaluer les données de toxicité et d'exposition aux PCB-NDL et à leurs métabolites.

3.2 Approche fondée sur les mélanges

Les premières approches toxicologiques des PCB ont porté sur des mélanges commerciaux, en considérant chaque mélange comme un produit chimique spécifique (Aroclor 1254, Phénoclor-DP6, par exemple).

En l'absence de valeur toxicologique de référence officielle de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé), plusieurs pays ont adopté des doses journalières tolérables (DJT) pour fixer des teneurs limites en PCB dans certains aliments, notamment les poissons. Ainsi, en France, la première DJT de 5 µg/kg p.c./j avait été proposée par le CSHPF (Conseil supérieur d'hygiène publique de France) en 1991 en se basant sur le Phénoclor-DP6 et des effets toxiques observés chez le rat. La même année, le Canada proposait sa propre DJT de 1 µg/kg p.c./j sur des bases scientifiques similaires et en 1992, le Japon adoptait la même DJT que le CSHPF.

Par la suite, des mélanges de congénères représentatifs des profils retrouvés dans l'environnement et dans le lait humain ont été élaborés à partir de congénères de synthèse. Les études expérimentales ont alors mis en évidence que des effets néfastes pouvaient être induits du fait d'une exposition *in utero*, en particulier pour ce qui concerne le développement cérébral. De plus, ces effets dus à des expositions aux stades précoces de l'organogenèse apparaissaient en général à des doses inférieures aux doses sans effet constatées dans les expositions chez les adultes.

Les données pertinentes pour la construction d'une valeur toxicologique de référence (VTR) pour les PCB-NDL sont présentées dans le tableau 1.

⁴ Avis de l'AESA du 8 novembre 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 PCB in feed and food ».

Tableau 1 : Synthèse des données pertinentes pour la construction d'une valeur toxicologique de référence (VTR) pour les PCB

Mélanges	Espèces	Exposition	DMENO (µg/kg/j)	DSENO (µg/kg/j)	FS	DJT (µg/kg p.c./j)	Références
Représentatifs du lait humain	Singe	de la naissance à l'âge de 20 semaines	7,5 neurotoxicité chez le jeune singe	2,5*	100	0,025	Rice & Hayward 1997, 1999
Aroclor 1254	Singe	46 semaines durant la gestation et l'allaitement	5 Signes cutanés et oculaires, immunotoxicité chez le jeune singe	1,7*	100	0,02	Arnold <i>et al.</i> , 1993a,b, 1995
Aroclor 1254	Singe	23 et 55 mois (capsules)	5 immunotoxicité chez le singe adulte	1,7*	100	0,02	Tryphonas <i>et al.</i> , 1989, 91
Lait Humain	Homme	via l'allaitement	- neurotoxicité enfants	0,093	6	0,02	Tilson <i>et al.</i> , 1990

DMENO : dose minimale avec effet nocif observé (LOAEL en anglais) ; DSENO: dose sans effet nocif observé (NOAEL en anglais) ; FS : facteur de sécurité ; DJT : dose journalière tolérable ; *calculé à partir de la DMENO avec un facteur 3.

En se basant sur les études publiées par Tryphonas *et al.* (1989, 1991) et Arnold *et al.* (1993a, b), une dose de référence journalière de 20 ng/kg p.c./j a été proposée pour le mélange commercial Aroclor 1254 en 1996 par l'EPA⁵ et pour l'ensemble des 209 congénères de PCB en 2000 par l'ATSDR⁶ (validée par un groupe d'experts internationaux réunis à Ottawa en 2001⁷ et reprise par l'IPCS⁸), sur la base des effets immunologiques observés chez le singe.

Des données humaines confortent cette dose de référence. Suite à 2 incidents de contamination par les PCB survenus en Asie (1968 au Japon et 1979 à Taiwan ; Rogan, 1995), Tilson *et al.* (1990) ont étudié la relation entre la concentration en PCB dans le lait de la mère et le développement neurologique de l'enfant. Une dose sans effet de 0,093 µg/kg p.c./j a été identifiée. Après application d'un facteur de sécurité de 6 pour tenir compte de l'incertitude et de la variation intra-spécifique, la dose de référence journalière correspondante serait de 20 ng/kg p.c./j.

Dans ces mêmes populations exposées accidentellement à des doses très élevées de PCB, une augmentation significative des affections respiratoires a été observée.

Au vu de l'ensemble de ces données et compte tenu de la convergence de différents types d'études toxicologiques vers une même valeur de référence, l'OMS a proposé, au cours du « 2nd PCB workshop » de Brno (République Tchèque, mai 2002), **une dose de référence de 20 ng/kg p.c./j pour l'ensemble des 209 congénères de PCB**. Cette dose de référence exprimée sous la forme d'une dose journalière tolérable (DJT) a été retenue par le RIVM⁹ (Pays Bas) en 2001 puis par l'Afssa¹⁰ en France en 2003.

Par ailleurs, la somme de 6 ou 7 congénères de PCB les plus fréquemment retrouvés dans les matrices alimentaires (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) représente environ 50 % de l'ensemble des congénères présents, de sorte qu'une **DJT de 10 ng/kg p.c./j** est retenue pour ce groupe de 6 ou 7 congénères (démarche du RIVM pour estimer le risque lié à l'exposition alimentaire aux PCB-NDL).

⁵ IRIS-EPA, 1996, Aroclor 1254, <http://www.epa.gov/iris/subst/0389.htm>

⁶ ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2000. *Toxicological profile for Polychlorinated biphenyls (PCBs)*, 948 p

⁷ Meeting of the CICAD Final Review Board, Ottawa, Canada, 29 october-1 November 2001.

⁸ IPCS : International Programme on Chemical Safety – Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) 55, Polychlorinated biphenyls : human health aspects. WHO, Geneva, 2003.

⁹ RIVM : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (National Institute of Public Health and the Environment) des Pays-Bas (2001), Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJ, Hesse JM, van Apeldoorn ME, Meijerink MC, Verdam L, Zeilmaker MJ. Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels. Report 711701025

¹⁰ Avis Afssa du 8 avril 2003 relatif à l'existence éventuelle d'une corrélation significative entre les teneurs des différents congénères de PCB.

3.3 Approche fondée sur les mécanismes d'action toxique

Le terme PCB ne concerne pas un composé mais 209 congénères. Pour prendre en compte l'ensemble des congénères dans le cadre d'une évaluation des risques, il peut être envisagé de rechercher un mécanisme d'action commun, à l'image de l'approche retenue pour les dioxines qui repose sur le concept de facteur d'équivalence toxique (TEF). Le TEF est un coefficient de pondération qui exprime la toxicité relative de chaque congénère considéré individuellement par rapport à un congénère de référence présentant la plus grande affinité pour un récepteur cellulaire. Dans le cas des dioxines, la substance de référence est la TCDD et le récepteur cellulaire est le récepteur Ah (Aryl hydrocarbon). Dans le cas des PCB, il reste à identifier si un récepteur peut remplir ce rôle.

A cette fin, l'affinité des PCB aux récepteurs suivants a été étudiée *in vitro* : récepteur de la ryanodine (RyR, impliqué dans les effets immunotoxiques et neurotoxiques), de la transthyréline (TTR, effets antithyroïdiens), les récepteurs aux oestrogènes (ER, perturbation oestrogénique) et l'effet inhibiteur sur les communications intercellulaires (GJIC, impliqué dans le mécanisme de promotion tumorale). Le tableau 2 présente une synthèse des Equivalents toxiques (TEF) attribués pour certains PCB selon leur affinité de liaison *in vitro* avec divers récepteurs.

Tableau 2 : Potentialités relatives pouvant servir de base à l'attribution d'Equivalents toxiques (TEF) pour certains congénères de PCB selon différents modes d'action toxique connus (6 PCB-NDL en grisé), à partir de Marvanova et al., 2006.

PCB	Potentialités relatives					
	AhR	RyR	TTR	GJIC Inh	ER	Anti-ER
18	-	0,174		0,971		
28	-		0,05	0,324	1,65E-07	-
47	-		0,05	1		
49	-	0,226		0,526		
52	-	0,392	0,07	0,414	1,42E-07	-
66	-	0,158		0,623	8,56E-08	-
70	-	0,223		0,534		
74	-			0,886	1,24E-07	-
77	0,0001	-	-	-		
81	0,0001					
95	-	1	0,51	0,594		
99	-		0,2	0,457	-	-
101	-	0,258	0,2	0,627		
105	0,0001		-	0,472	-	-
110	-	0,288	2,6	0,652		
114	0,0005			0,435		
118	0,0001		-	0,587	-	-
123	0,0001					
126	0,1	-	-	-	-	-
128	-		-			
132	-	0,272		0,567		
136	-	1,021	-	0,62		
138	-	0,114	1,76	0,495	-	4,94E-06
149	-	0,7		0,483		
153	-	0,171	0,55	0,66	-	8,50E-06
156	0,0005		-	0,587	-	-
157	0,0005					
163	-	0,182		0,254		
167	0,00001			0,451		
169	0,01		1,15	0		
170	-	0,324		0,162	-	3,12E-06
180	-	0,187	0,07	0,142	-	5,36E-06
187	-	0,268		0,169	-	6,68E-06
189	0,0001			0		

- : absence d'affinité significative ; 0 : aucune affinité ; case blanche : donnée non disponible

Les données présentées dans le tableau 2 montrent que :

- les PCB-NDL ne présentent pas d'affinité significative pour le récepteur Ah. Les TEF attribués aux PCB-DL, basés sur l'affinité au récepteur Ah, ne peuvent donc pas s'appliquer aux PCB-NDL.
- Si les congénères de PCB-NDL avaient présenté une contamination par des composés de type dioxine de l'ordre de 0,1 %, une d'affinité significative pour le récepteur Ah aurait due être observée.
- Les PCB-NDL présentent des interactions significatives avec plusieurs récepteurs (de la ryanodine, de la transthyrétine, des oestrogènes), il n'y a donc pas un récepteur unique qui pourrait jouer le rôle du récepteur Ah et il n'est dès lors pas possible d'établir un TEF global. En revanche, il serait possible de calculer des potentiels toxiques spécifiques rapportés soit à un mécanisme d'action soit à un effet toxique (neurotoxicité, reprotoxicité, immunotoxicité, cancérogenèse).

Cette conclusion est confortée par les récents travaux de Lee *et al.* (2007), selon lesquels les relations entre les concentrations en POP (dont PCB-126 (PCB-DL), dioxines HPCDD et OCDD, furane HPCDF) dans le sérum et la prévalence des déficit de l'apprentissage et de l'attention chez l'enfant ne sont pas concordants avec les valeurs des TEF, de sorte que la liaison au récepteur Ah ne constituerait pas la voie critique pour la neurotoxicité. Cette hypothèse est corroborée par le fait que les congénères de PCB ortho-substitués (majoritaires dans les matrices animales) qui ont une faible affinité pour le AhR sont neurotoxiques, alors que les congénères coplanaires (de type dioxine) sont peu actifs en terme de neurotoxicité.

3.4 Point de vue de l'Afssa

L'analyse de l'opinion de l'AESA de 2005 ne conduit pas l'Afssa à remettre en cause son avis du 8 avril 2003 relatif aux PCB. L'Afssa estime qu'en l'état actuel des connaissances, la méthodologie la plus pertinente pour évaluer les risques sanitaires liés aux PCB repose sur l'utilisation d'une dose journalière tolérable (DJT) de 20 ng/kg p.c./j pour l'ensemble des PCB, établie sur la base des effets neurologiques observés chez le singe.

Les effets immunologiques observés à faibles doses ne correspondent qu'à des variations de paramètres biologiques dont la signification pour la santé humaine n'est pas claire (IPCS, 2003).

La somme de 6 ou 7 congénères de PCB les plus fréquemment retrouvés dans les matrices alimentaires (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) représentant environ 50 % de l'ensemble des congénères présents, une DJT de 10 ng/kg p.c./j est retenue pour ce groupe.

4. EVALUATION DE L'EXPOSITION ALIMENTAIRE DE LA POPULATION FRANÇAISE AUX PCB QUI NE SONT PAS DE TYPE DIOXINE (PCB-NDL)

Dans une première partie, l'estimation de l'exposition alimentaire de la population française aux PCB-NDL est comparée selon que l'on considère 7 ou 6 congénères.

Dans une seconde partie, la pertinence de l'établissement de teneurs maximales en PCB-NDL dans divers aliments est analysée, d'une part au regard des teneurs maximales proposées pour certaines denrées dans le projet de réglementation de la Commission Européenne (2006) et d'autre part, selon d'autres hypothèses de teneurs maximales compatibles avec la DJT des PCB-NDL.

4.1 Données de consommation

Les données de consommation utilisées sont celles de l'enquête individuelle et nationale de consommation alimentaire INCA1 de 1999 (annexe 1).

4.2 Données de contamination

Les PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180 ont été dosés dans 1665 échantillons de denrées alimentaires (tableau 3) recueillis entre 2002 et 2006 dans le cadre de plans de surveillance et de

contrôle de la Direction générale de l'alimentation (DGAI) pour les produits d'origine animale et les produits de la pêche.

Des profils de contamination relevés dans la région du Grand Ouest en 2004 ont également été pris en compte pour le lait de vache (n=137).

Concernant les produits végétaux, les quelques résultats disponibles de contamination datent de 2005 (détermination des profils/niveaux de contamination en PCB_i assurée par le LABERCA¹¹).

Enfin, des données de contamination pour des aliments non analysés dans les plans de surveillance (certains coquillages), pour des aliments transformés tels que les conserves de poissons (thon, maquereau, sardine, anchois, crabe), les poissons fumés (saumon, hareng) ou le tarama, ont été extraites de l'enquête Calipso¹²

Les niveaux de contamination sont présentés par groupe d'aliments dans les tableaux 3, 4 et 5.

Tableau 3 : Distribution des valeurs de contamination pour la somme de 7 PCB_i par groupes de produits (en ng/g de Produit Brut pour les produits végétaux et produits de la mer, en ng/g de Matière Grasse pour les produits animaux, indiqué par * et valeur en italique)

Produits	n	Somme des 7 PCB _i					
		min	moyenne	ET	médiane	p95	max
<i>Beurre*</i>	37	<i>0,77</i>	<i>3,0</i>	<i>2,0</i>	<i>2,6</i>	<i>8,2</i>	<i>10,0</i>
<i>Lait*</i>	185	<i>0,41</i>	<i>4,7</i>	<i>4,0</i>	<i>3,8</i>	<i>10,6</i>	<i>35,9</i>
<i>Œuf*</i>	161	<i>0,39</i>	<i>6,1</i>	<i>14,0</i>	<i>1,9</i>	<i>26,3</i>	<i>124</i>
<i>Foies*</i>	50	<i>0,50</i>	<i>10,3</i>	<i>11,6</i>	<i>7,7</i>	<i>36,5</i>	<i>61,5</i>
<i>Viande volaille*</i>	50	<i>0,07</i>	<i>5,7</i>	<i>8,7</i>	<i>2,7</i>	<i>26,4</i>	<i>42,7</i>
<i>Viande bovine*</i>	23	<i>0,40</i>	<i>8,6</i>	<i>8,0</i>	<i>4,9</i>	<i>24,1</i>	<i>32,3</i>
<i>Viande ovine*</i>	10	<i>1,46</i>	<i>6,3</i>	<i>5,6</i>	<i>4,6</i>	<i>19,0</i>	<i>19,0</i>
<i>Viande porcine*</i>	9	<i>0,59</i>	<i>5,1</i>	<i>7,8</i>	<i>2,1</i>	<i>25,2</i>	<i>25,2</i>
<i>Viandes tout type*</i>	92	<i>0,07</i>	<i>6,4</i>	<i>8,1</i>	<i>3,6</i>	<i>25,2</i>	<i>42,7</i>
<i>Ensemble produits carnés*</i>	<i>142</i>	<i>0,07</i>	<i>7,8</i>	<i>9,6</i>	<i>4,1</i>	<i>26,4</i>	<i>61,5</i>
Céréales	2	0,18	0,20	0,03	0,20	0,23	0,23
Pain	10	0,03	0,13	0,14	0,05	0,38	0,38
Pâtes	4	0,03	0,04	0,01	0,04	0,05	0,05
Riz	5	0,03	0,71	1,48	0,04	3,36	3,36
Ensemble produits végétaux	27	0,03	0,26	0,72	0,05	0,38	3,36
Céphalopodes	81	0,04	4,5	10,0	1,7	11,1	80,7
Coquillages	62	0,14	7,3	7,9	4,2	24,1	36,5
Crustacés	91	0,02	1,8	3,7	0,69	5,7	25,3
Ensemble Fruits de mer	234	0,02	4,2	7,8	1,7	19,6	80,7
Poissons eau douce hors anguilles	34	0,28	30,2	83,0	6,0	121	416
Poissons eau douce gras (>2% MG)	10	0,28	55,7	127	17,0	245	416
Poisson eau douce maigre (<2% MG)	24	0,29	19,6	56,0	2,5	31,3	278
Anguilles	18	1,79	241	451	28,7	1189	1509
Poissons aquaculture	212	0,24	11,2	10,6	8,7	27,4	93,4
Poissons de mer gras (>2% MG)	200	0,19	28,8	45,2	11,7	120	343
Poissons de mer maigre (<2% MG)	421	0,04	7,6	14,8	1,9	38,2	122
Ensemble Poissons	885	0,04	18,9	76,6	5,8	62,3	1509

¹¹ LABERCA (LABoratoire d'Etude des Résidus et Contaminants dans les Aliments), Ecole nationale vétérinaire de Nantes.

¹² Leblanc J.Ch. (Coordinateur). CALIPSO : Etude des consommations alimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, polluants et oméga 3, AFSSA-DGAI-INRA, août 2006, www.afssa.fr

Tableau 4 : Distribution des valeurs de contamination pour la somme de 6 PCB-NDL par groupes de produits (en ng/g de Produit Brut pour les produits végétaux et produits de la mer, en ng/g de Matière Grasse pour les produits animaux, indiqué par * et valeur en italique)

Produits	n	Somme des 6 PCB-NDL					
		min	moyenne	ET	médiane	p95	max
<i>Beurre*</i>	37	<i>0,61</i>	<i>2,4</i>	<i>1,6</i>	<i>2,1</i>	<i>6,3</i>	<i>8,1</i>
<i>Lait*</i>	185	<i>0,34</i>	<i>3,8</i>	<i>3,1</i>	<i>3,0</i>	<i>8,1</i>	<i>28,4</i>
<i>Œuf*</i>	161	<i>0,28</i>	<i>5,2</i>	<i>11,8</i>	<i>1,7</i>	<i>20,1</i>	<i>109</i>
<i>Foies*</i>	50	<i>0,47</i>	<i>9,5</i>	<i>10,8</i>	<i>6,5</i>	<i>34,4</i>	<i>56,9</i>
<i>Viande volaille*</i>	50	<i>0,06</i>	<i>5,2</i>	<i>8,1</i>	<i>2,4</i>	<i>24,3</i>	<i>40,8</i>
<i>Viande bovine*</i>	23	<i>0,33</i>	<i>7,1</i>	<i>6,2</i>	<i>4,2</i>	<i>20,2</i>	<i>21,0</i>
<i>Viande ovine*</i>	10	<i>1,37</i>	<i>5,7</i>	<i>5,1</i>	<i>4,1</i>	<i>17,3</i>	<i>17,3</i>
<i>Viande porcine*</i>	9	<i>0,52</i>	<i>4,6</i>	<i>7,1</i>	<i>1,9</i>	<i>22,8</i>	<i>22,8</i>
<i>Viandes tout type*</i>	92	<i>0,06</i>	<i>5,7</i>	<i>7,2</i>	<i>3,2</i>	<i>21,0</i>	<i>40,8</i>
<i>Ensemble produits carnés*</i>	<i>142</i>	<i>0,06</i>	<i>7,0</i>	<i>8,8</i>	<i>3,6</i>	<i>22,8</i>	<i>56,9</i>
Céréales	2	<i>0,18</i>	<i>0,20</i>	<i>0,03</i>	<i>0,20</i>	<i>0,21</i>	<i>0,21</i>
Pain	10	<i>0,03</i>	<i>0,13</i>	<i>0,14</i>	<i>0,05</i>	<i>0,36</i>	<i>0,36</i>
Pâtes	4	<i>0,03</i>	<i>0,04</i>	<i>0,01</i>	<i>0,03</i>	<i>0,05</i>	<i>0,05</i>
Riz	5	<i>0,03</i>	<i>0,64</i>	<i>1,35</i>	<i>0,04</i>	<i>3,05</i>	<i>3,05</i>
Ensemble produits végétaux	21	<i>0,03</i>	<i>0,24</i>	<i>0,65</i>	<i>0,05</i>	<i>0,36</i>	<i>3,05</i>
Céphalopodes	81	0,04	4,1	8,8	1,6	10,5	71,4
Coquillages	62	0,13	6,6	7,4	3,6	23,1	32,7
Crustacés	91	0,01	1,6	3,3	0,61	4,9	23,3
Ensemble Fruits de mer	234	0,01	3,8	7,0	1,4	18,9	71,4
Poissons eau douce hors anguilles	34	0,23	26,8	73,3	5,2	106	368
Poissons eau douce gras (>2% MG)	10	0,24	49,4	113	15,4	217	368
Poisson eau douce maigre (<2% MG)	24	0,23	17,3	49,2	2,01	27,7	244
Anguilles	18	1,55	192	347	24,7	926	1157
Poissons aquaculture	212	0,21	9,8	9,4	7,7	23,5	84,2
Poissons de mer gras (>2% MG)	200	0,17	25,8	39,7	10,3	111	286
Poissons de mer maigre (<2% MG)	421	0,03	6,9	13,5	1,7	34,0	117
Ensemble Poissons	885	0,03	16,4	60,7	5,1	57,9	1157

Tableau 5 : Moyennes de contamination des produits de la mer pour 6 et 7 PCB, extraites de l'enquête Calipso (en ng/g de produit brut)

Produits	n ¹³	Somme de 7 PCB _i	Somme de 6 PCB-NDL
bigorneau	3	1,0	0,93
bulot	3	1,7	1,6
rascasse	1	16	14
tarama	1	1,2	0,98
crabe en conserve	1	0,22	0,16
anchois en conserve	1	1,3	1,20
maquereau en conserve	1	6,1	5,5
sardine en conserve	1	35	31

¹³ Pour certains produits, un seul échantillon a été analysé compte-tenu de leur consommation sur les 4 sites d'enquête de l'étude (Le Havre, Lorient, La Rochelle, Toulon). Chaque échantillon est en fait composé de 5 sous-échantillons dont l'origine et la répartition a été déterminée en fonction des lieux d'achats (sélectionnés à partir des données de fréquences d'achat de l'enquête de consommation) et pondérée par les fréquences des consommations et les quantités consommées. Les échantillons de produits en conserve ou produits fumés ont été composés en tenant compte des parts de marchés des différentes marques, à partir des données d'une liste d'achats de ménages du panel Sécodip 2001. Aussi, ne sont-ils pas composés de 5 sous-échantillons comme les produits frais mais de x échantillons de marques différentes, couvrant un maximum de parts de marchés.

Produits	n ¹³	Somme de 7 PCB _i	Somme de 6 PCB-NDL
thon en conserve	5	1,5	1,4
hareng fumé	1	5,0	4,3
saumon fumé	1	13	12

4.3 Méthodologie

L'exposition alimentaire a été calculée par une méthode déterministe standard pour mesurer les expositions alimentaires cumulées pour la somme des 7 PCB_i puis des 6 PCB-NDL. A partir des consommations alimentaires propres à chaque enquêté et du vecteur de contamination des différents aliments, l'exposition de chaque personne pour chaque aliment est rapportée au poids corporel déclaré.

Les résultats exprimés par individu permettent d'estimer les valeurs moyennes des 3 populations étudiées, à savoir les enfants (de 3 à 14 ans), les femmes en âge de procréer (19-44 ans) et les adultes (> 15 ans, hors femmes en âge de procréer).

Cette étude porte sur la population générale et ne se focalise pas sur les populations localement surexposées.

4.4 Estimations de l'exposition alimentaire aux 7 PCB_i et aux 6 PCB-NDL par groupe de population

L'exposition des enfants est en moyenne de 14,9 ng/kg p.c./j (P95 : 31,3 ng/kg p.c./j) pour les 7 PCB_i et de 12,9 ng/kg p.c./j (P95 : 27,3 ng/kg p.c./j) pour les 6 PCB-NDL. La dose journalière tolérable (10 ng/kg p.c./j) est donc dépassée.

Les femmes en âge de procréer et les adultes présentent respectivement une exposition moyenne de 8,7 et 8,8 ng/kg p.c./j aux 7 PCB_i et de 7,6 et 7,7 aux 6 PCB-NDL. Les expositions moyennes ne dépassent donc pas la DJT, mais les valeurs aux P95 approchent les 19 ng/kg p.c./j pour la somme de 7 PCB_i (16 ng/kg p.c./j pour 6 PCB-NDL) pour les 2 populations.

En terme de contribution relative des différents groupes d'aliments à l'exposition aux PCB-NDL (tableau 12, annexe 3)¹⁴, on observe que :

- les poissons contribuent à 49% chez les enfants, 32 et 36% pour les femmes en âge de procréer et les adultes,
- les viandes contribuent de 16 à 31%,
- les produits laitiers (laits, beurre, fromages) contribuent de 14 à 27%,
- les produits végétaux contribuent de 5 à 12%,
- les œufs contribuent à 7,5% chez le seul groupe des enfants.

4.5 Comparaison avec d'autres estimations européennes de l'exposition alimentaire

En Europe, 4 études d'exposition aux PCB indicateurs via l'alimentation sont disponibles (rapport AESA, 2005). Les niveaux moyens estimés pour les adultes de ces pays sont les suivants :

- pour les Pays-Bas en 1998/1999 : médiane de 5,6 ng/kg p.c./j, pour la somme de 7 congénères (Bakker *et al.*, 2003 ; Baars *et al.*, 2004) ;
- pour la Suède en 1997/1998 : médianes de 5,5-11,5 et 6,2-9,6 ng/kg p.c./j pour les femmes et pour les hommes, pour la somme de 23 congénères (Lind *et al.*, 2002) ;
- pour l'Italie en 2004 : moyenne de 10,9 ng/kg p.c./j, pour la somme de 6 congénères (Fattore *et al.*, 2005) ;
- pour l'Allemagne en 1998 : moyenne de 15,3 ng/kg p.c./j, pour la somme de 3 congénères (Arnold *et al.*, 1998 In EFSA, 2005).

Dans son rapport sur les PCB-NDL de 2005, l'AESA propose une estimation de l'exposition alimentaire pour un européen « moyen » de 15 ng/kg p.c./j. Ces niveaux s'élèvent à 20 ng/kg p.c./j pour les forts consommateurs de viandes et à 35 ng/kg p.c./j pour les forts consommateurs de produits de la pêche.

¹⁴ selon le critère « supérieur à 5% de la DJT », défini dans le cadre des travaux méthodologiques de hiérarchisation de propositions de limites maximales dans les aliments du *Codex alimentarius*, CCFAC policy for exposure assessment of contaminants and toxins in foods or food groups, manuel de procédure, 16^{ème} édition, Rome 2006.

L'estimation française de l'exposition aux 6 PCB-NDL de 7,7 ng/kg p.c./j pour la moyenne des adultes se situe donc dans la fourchette des estimations européennes disponibles¹⁵.

5. S'AGISSANT DU NOMBRE DE PCB (7 PCB_i ou 6 PCB-NDL) ET DE LEUR CARACTERE PREDICTIF

Parmi les 7 PCB_i pris en compte au niveau français, figure le PCB-118 qui entre dans la catégorie des PCB de type dioxine (PCB-DL) du fait de sa structure planaire. Ce congénère est un indicateur du niveau de contamination par les PCB aussi pertinent que les 6 autres. Selon le type de matrice, la proportion du PCB-118 par rapport aux 6 autres peut varier d'environ 6 % à 20 %.

La corrélation entre la prise en compte de 7 congénères (PCB_i) et de 6 congénères (PCB-NDL) a été analysée pour différentes catégories d'aliments, en se basant sur les données extraites de plans de surveillance et de contrôle nationaux. La part relative du PCB-118 dans le profil total des 7 PCB_i a été calculée par catégorie d'aliment. Enfin, il a été évalué s'il était possible de prédire la teneur en PCB-DL (n=12 congénères) à partir de la mesure des 6 PCB-NDL dans le même aliment.

5.1 Corrélation entre 7 et 6 congénères (PCB_i vs PCB-NDL)

Les données prises en compte sont extraites de la base de données présentée dans les tableaux 3 et 4. Elles sont issues de trois laboratoires agréés pour mener des plans de surveillance et de contrôle (France, DGAI, 2005-2006) selon des méthodes basées exclusivement sur la GC-HRMS pour des mesures simultanées de PCB-DL et des 7 PCB_i (tableau 6).

Tableau 6 : Nombre de données disponibles selon le type d'aliment

Produits	n
Poissons	137
Crustacés	24
Mollusques	19
Œufs	63
Viandes et foies de bovins	29
Viandes de volailles	19
Beurres	15
Lait	13
TOTAL	319

Quel que soit le type d'aliment, une forte corrélation est observée entre la concentration des 7 PCB_i et des 6 PCB-NDL, aussi bien pour les poissons ($r > 0,999$), que pour le lait ($r > 0,997$), la viande de volaille ($r > 0,999$) et les œufs ($r > 0,997$) (annexe 2A). Cette corrélation entre les deux expressions de résultats a également été observée pour la viande et le foie de bovins, le beurre, les mollusques et crustacés, sur un nombre plus modeste d'échantillons. Il peut être raisonnablement déduit que la non prise en compte du PCB-118 ne nuit pas à la qualité de l'information produite, puisque cette variable est manifestement liée aux 6 autres et se révèle donc non indispensable pour la pertinence, la robustesse et l'expression du résultat.

¹⁵ L'estimation des Pays-Bas pour la somme de 7 PCB_i (médiane de 5,6 ng/kg p.c./j) est légèrement inférieure à l'estimation française (médiane de 7,4 ng/kg p.c./j). Trois raisons peuvent expliquer cette différence : 1) les niveaux de consommation de poissons et produits de la mer qui sont les premiers contributeurs de PCB apparaissent nettement plus faibles aux Pays-Bas qu'en France ; 2) l'étude néerlandaise a utilisé une méthode de réduction de la variance intra-individuelle pour estimer l'exposition pendant la vie entière ce qui tend à regrouper les valeurs autour de la médiane. Les percentiles élevés d'exposition sont donc surestimés dans l'étude française présentée ici. Bien que la quantification de cette surestimation n'ait pas été faite ici, l'étude d'analyse de sensibilité réalisée par l'Afssa pour l'évaluation de l'exposition alimentaire aux dioxines a montré une réduction de variance intra-individuelle de l'ordre de 10-20% pour les forts percentiles (Ariane *et al.* 2001). Enfin, 3) dans l'étude néerlandaise, les sous-déclarants ne sont pas soustraits dans les simulations, contrairement à notre étude, Or, ne pas soustraire les sous-déclarants entraîne une sous-estimation des percentiles élevés d'exposition.

5.2 Contribution du PCB-118 à la somme des 7 PCB_i

La contribution du PCB-118 à la somme des 7 PCB_i est plus marquée dans les denrées « terrestres » comme la viande, le lait et les produits laitiers, les œufs (de 10 à 20%) et plus faible pour les produits de la mer, qu'il s'agisse des poissons, des mollusques ou des crustacés (de 6 à 14%, annexe 2B).

5.3 Peut-on prédire les niveaux de contamination d'un aliment en PCB-DL sur la base de la mesure du profil en PCB-NDL ?

L'examen des données collectées en 2005-2006 au niveau national (annexe 2C) montre une forte corrélation entre les profils de contamination pour les poissons ($r > 0,948$), le lait ($r > 0,977$), la viande de volaille ($r > 0,938$), les œufs (0,900). Des données complémentaires seraient toutefois nécessaires pour conforter les équations permettant la déduction des valeurs PCB-DL à partir des PCB-NDL, mais la démonstration de la faisabilité de cette approche est faite.

5.4 Conclusion

- 1- La non prise en compte du PCB-118 ne nuit pas à la qualité de l'information produite, cette variable étant manifestement liée aux 6 autres PCB, donc non indispensable à la pertinence du résultat.
- 2- La contribution du PCB-118 dans les 7 PCB_i varie de 6 à 20% selon les denrées. Elle est plus forte pour le lait et les produits laitiers (près de 18% en moyenne), moins marquée pour les produits de la mer (mollusques et crustacés en particulier, 10%).
- 3- Une forte corrélation des profils de contamination par les PCB-NDL ($n=6$) et les PCB-DL est observée pour la plupart des denrées ($r > 0,9$). La mesure des 6 PCB-NDL permettrait de prédire avec une bonne précision la teneur en PCB-DL ($n=12$ congénères) du même aliment, assurant par là même une indication du possible dépassement des seuils réglementaires pour les PCDD/F et PCB-DL dans cet aliment.

L'Afssa recommande de retenir les 6 PCB-NDL de l'actuelle liste des 7 PCB_i pour mesurer et représenter les niveaux de contamination par les PCB-NDL.

Selon les données collectées en 2005-2006 au niveau national, dans des situations de contamination « bruit de fond » (hors accident), la mesure des 6 PCB-NDL permettrait de prédire la teneur en PCB-DL ($n=12$ congénères) du même aliment et pourrait donner une indication du possible dépassement des seuils réglementaires exprimés pour la somme des PCDD/F et PCB-DL dans cet aliment. L'Afssa souligne que des données complémentaires sont toutefois nécessaires pour conforter les équations permettant la déduction des valeurs PCB-DL à partir des PCB-NDL.

6. IMPACT DE TENEURS MAXIMALES EN PCB-NDL DANS LES DENREES ALIMENTAIRES CONTRIBUANT A L'EXPOSITION

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer l'impact de différentes hypothèses de teneurs maximales dans certaines denrées sur l'exposition de la population française.

Dans la situation actuelle (absence de teneur maximale), l'exposition moyenne aux 6 PCB-NDL montre un dépassement de la DJT (10 ng/kg p.c./j) de 58,4% chez les enfants (de 3 à 14 ans) et de 20% chez les femmes en âge de procréer (de 19 à 44 ans) et les adultes (15 ans et plus, sans les femmes de 19 à 44 ans).

6.1 Projet de teneurs maximales européennes

La fixation de teneurs maximales en PCB-NDL dans divers aliments fait l'objet d'un projet de réglementation européenne. Les niveaux proposés pour la somme de 6 congénères correspondent à des seuils fixés selon le principe ALARA (« as low as reasonably achievable ») à partir des données de contamination transmises par les Etats Membres (tableau 7). Ce principe vise surtout à retirer du marché les produits présentant des niveaux très élevés de contamination.

Les aliments visés par le projet de réglementation européenne correspondent aux principaux groupes d'aliments contributeurs à l'exposition alimentaire française (cf paragraphe 6.4). Concernant les produits végétaux, les données françaises montrent une contribution supérieure au critère *Codex* de 5% de la DJT, toutefois cette contribution dépend davantage d'une forte consommation que d'une forte contamination et justifie qu'ils ne soient pas retenus dans le projet de réglementation.

Tableau 7 : Teneurs maximales proposées par la Commission Européenne (projet de réglementation de 2006)

Aliments	Teneurs maximales proposées Somme des PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180
Viandes (en ng/g MG)	
ruminants	50
volailles et gibiers	50
porcins	50
Foies (en ng/g MG)	200
Poissons et produits à base de poissons sauf *	
(en ng/g PB)	100
*anguille (en ng/g PB)	200
Laits et produits laitiers (en ng/g MG)	50
Œufs (en ng/g MG)	50
Huiles et graisses (en ng/g MG)	
animales	50
végétales	50
de poissons	200

MG : matière grasse, PB : produit brut

Un scénario d'exposition a été développé afin de simuler l'impact de l'application des teneurs maximales proposées (tableau 8). En pratique, les valeurs de contamination au-delà de ces teneurs maximales ont été retirées de la distribution des données de contamination.

Tableau 8 : Exposition aux 6 PCB-NDL selon le projet de teneurs maximales européennes, par groupe de population (ng/kg p.c./j)

Scénarii d'exposition	Enfants (3 à 14 ans)			
	moyenne	p95	% personne > DJT [IC]	
Sans teneur maximale	12,9	27,3	58,4	[55,4-61,5]
Projet de teneurs maximales européennes	12,6	25,8	56,8	[53,7-59,8]
	Femmes en âge de procréer [19-44 ans]			
	moyenne	p95	% personne > DJT [IC]	
Sans teneur maximale	7,6	16,5	19,5	[15,6-23,5]
Projet de teneurs maximales européennes	7,4	16,3	18,3	[14,4-22,1]
	Adultes (>15 ans, sans les femmes en âge de procréer)			
	moyenne	p95	% personne > DJT [IC]	
Sans teneur maximale	7,7	15,8	20,0	[17,6-22,4]
Projet de teneurs maximales européennes	7,5	15,4	19,2	[16,8-21,5]

IC = Intervalle de confiance

Les résultats de cette simulation montrent que l'application du projet de teneurs maximales européennes pour les PCB-NDL n'aurait qu'un impact très limité et non significatif sur l'exposition alimentaire de la population française par rapport à la situation actuelle (absence de teneur maximale).

6.2 Hypothèses de teneurs maximales compatibles avec la DJT des PCB-NDL

Trois scénarii d'exposition ont été développés afin de simuler l'impact de l'application de teneurs maximales plus faibles que celles envisagées par la Commission Européenne à savoir 50, 25 et 10 ng/g de poids brut (PB) ou de matière grasse (MG), similaires pour tous les produits visés (tableau

9). Comme précédemment, les valeurs de contamination au-delà de ces teneurs maximales ont été retirées de la distribution des données de contamination.

Tableau 9 : Hypothèses de teneurs maximales retenues dans les 3 scénarii d'exposition

Aliments	Somme des PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180		
	Teneurs maximales à 50 ng/g	Teneurs maximales à 25 ng/g	Teneurs maximales à 10 ng/g
Viandes (en ng/g MG)			
ruminants	50	25	10
volailles et gibiers	50	25	10
porcins	50	25	10
Foies (en ng/g MG)	50	25	10
Poissons et produits à base de poissons (y compris anguille) (en ng/g PB)	50	25	10
Laits et produits laitiers (en ng/g MG)	50	25	10
Œufs (en ng/g MG)	50	25	10
Huiles et graisses (en ng/g MG)			
animales	50	25	10
végétales	50	25	10
de poissons	50	25	10

MG : matière grasse, PB : produit brut

L'étude de la simulation avec ces 3 scénarii (tableau 10) montre que le scénario impliquant une limite maximale de contamination à 25 ng/g pour l'ensemble des aliments visés permet de diminuer significativement l'exposition des enfants et des adultes. Cependant, seul le dernier scénario avec une limite maximale pour l'ensemble des produits à **10 ng/g d'aliments aurait un impact significatif sur l'exposition globale de toutes les populations**. En effet, l'application d'un tel scénario permettrait de diminuer l'exposition des enfants de l'ordre de 65% en moyenne et 60% au p95 par rapport à la situation actuelle (sans teneur maximale).

L'application d'une limite à 10 ng/g d'aliments ne permettrait cependant pas de garantir le non-dépassement de la DJT pour près de 30% des enfants, 4% des femmes en âge de procréer et des adultes. Il convient toutefois de rappeler que la présente étude conduit probablement à une surestimation des expositions les plus fortes par non correction de la variabilité de l'exposition d'une semaine à l'autre.

Tableau 10 : Exposition aux 6 PCB-NDL selon les différents scénarii, par groupe de population (ng/kg p.c./j) IC = Intervalle de confiance ; en gras = significativement différent de l'exposition sans teneur maximale

Scénarii d'exposition	Enfants (3 à 14 ans)			
	moyenne	p95	% personne > DJT [IC]	
Sans teneur maximale	12,9	27,3	58,4	[55,4-61,5]
Projet de teneurs maximales européennes	12,6	25,8	56,8	[53,7-59,8]
Teneurs maximales à 50 ng/g	12,4	25,8	56,4	[53,3-59,4]
Teneurs maximales à 25 ng/g	11,6	23,5	52,0	[48,9-55,0]
Teneurs maximales à 10 ng/g	8,4	16,3	27,9	[25,1-30,7]
	Femmes en âge de procréer [19-44 ans]			
	moyenne	p95	% personne > DJT [IC]	
Sans teneur maximale	7,6	16,5	19,5	[15,6-23,5]
Projet de teneurs maximales européennes	7,4	16,3	18,3	[14,4-22,1]
Teneurs maximales à 50 ng/g	7,3	16,0	15,9	[12,3-19,6]
Teneurs maximales à 25 ng/g	6,8	14,1	12,6	[9,3-15,9]
Teneurs maximales à 10 ng/g	4,9	9,6	3,9	[1,9-5,8]

A suivre

Scénarii d'exposition	Adultes (>15 ans, sans les femmes en âge de procréer)			
	moyenne	p95	% personne > DJT [IC]	
Sans teneur maximale	7,7	15,8	20,0	[17,6-22,4]
Projet de teneurs maximales européennes	7,5	15,4	19,2	[16,8-21,5]
Teneurs maximales à 50 ng/g	7,3	14,9	17,8	[15,5-20,1]
Teneurs maximales à 25 ng/g	6,7	13,3	13,8	[11,8-15,9]
Teneurs maximales à 10 ng/g	4,8	9,0	3,3	[2,3-4,4]

Au regard de l'ensemble de ces données, la proposition de teneur maximale de 10 ng/g pour les aliments visés apparaît la plus compatible avec la DJT des PCB-NDL.

En revanche, comme le montre le tableau 13 (annexe 3), l'application d'une telle limite entraînerait un rejet du marché actuel de 21,4% des produits visés contre 1,3 % avec la proposition de la Commission Européenne. Les groupes d'aliments qui seraient les plus visés par l'application d'une telle limite sont les poissons et les viandes avec respectivement un pourcentage de rejet de l'ordre de 33 et 37% contre 2% pour les seuls poissons avec la proposition communautaire.

7. COMPARAISON ENTRE UNE EVALUATION DES RISQUES FONDEE SUR LES PCB-NDL ET CELLE FONDEE SUR LES PCB-DL

Ce paragraphe a pour objectif de comparer l'évaluation des risques liée aux PCB selon que l'on se fonde sur les mesures de contamination en PCB-DL ou en PCB-NDL.

PCB de type dioxine (PCB-DL)

L'évaluation des risques fondée sur les PCB-DL nécessite d'appliquer une DJT spécifique aux PCB-DL. Or, dans la situation actuelle, ils partagent une DJT avec les dioxines de 2,33 pg TEQ/kg p.c./j. Selon leur contribution relative dans le mélange PCB-DL/dioxines (environ 70 %), une DJT théorique de 1,63 pg TEQ/kg p.c./j pourrait être attribuée aux PCB-DL.

L'Afssa a réalisé en 2006 une étude de l'exposition alimentaire de la population française aux dioxines et PCB-DL selon la même méthodologie que celle utilisée dans la présente évaluation pour les PCB-NDL (Avis de l'Afssa du 9 janvier 2006 ; Tard *et al.*, 2007). L'exposition aux dioxines et PCB-DL a été estimée à 1,8 pg TEQ/kg p.c./j pour la moyenne des adultes. Toujours selon l'hypothèse que les PCB-DL représentent 70% du TEQ total, l'exposition correspondrait alors à 77% de la DJT des PCB-DL¹⁶.

PCB qui ne sont pas de type dioxine (PCB-NDL)

Les estimations de l'exposition alimentaire aux 6 PCB-NDL de la présente évaluation sont de 7,7 ng/kg p.c./j pour la moyenne des adultes. Ces expositions correspondent à 77% de la DJT de 10 ng/kg p.c./j.

Conclusion

L'évaluation des risques liée aux PCB fondée sur les PCB-NDL ne sous-estime pas le risque en comparaison de l'approche fondée sur les PCB-DL, puisque le calcul conduit dans les 2 cas à une exposition alimentaire moyenne des adultes correspondant à 77 % de la DJT.

8. EVALUATION DU RISQUE LIE A UN DEPASSEMENT DE LA DJT DES PCB

L'évaluation des risques sanitaires liés à des situations de dépassement de la DJT a fait l'objet de plusieurs réunions et de rapports au niveau international (notamment le Workshop ILSI¹⁷ en 1998).

Tout d'abord, il convient de rappeler qu'une DJT est fondée sur une approche théorique affectant des facteurs de sécurité par "prudence" pour tenir compte des incertitudes liées à l'extrapolation d'effets observés chez l'animal à d'éventuels effets chez l'homme et des différences potentielles de susceptibilité entre les individus.

¹⁶ (1,8 pg TEQ/kg p.c./j x 70%) / 1,63 pg TEQ/kg p.c./j = 77,3 %

¹⁷ ILSI Europe Workshop on Significance of Excursions of Intake above the Acceptable Daily Intake (ADI), April 21-23, 1998, Milan, Italy, publications dans *Regul Toxicol Pharmacol.* 1999, 30(2 Pt 2).

Une DJT correspond à une quantité maximale d'un contaminant que les experts estiment pouvoir être consommée durant la vie entière sans que l'on puisse craindre d'effets néfastes pour la santé humaine. Les toxicologues s'accordent sur le fait que pour des toxiques entraînant des effets à long terme, une exposition de courte durée supérieure à une valeur toxicologique de référence fondée sur une exposition chronique, n'entraîne pas nécessairement un risque significatif pour la santé.

Néanmoins, lorsque l'estimation de l'exposition alimentaire dépasse la valeur de référence établie pour le long terme, il convient d'examiner de manière approfondie les effets toxiques critiques et les facteurs de sécurité pris en compte.

Dans cette perspective, le présent avis propose d'appliquer deux approches :

- l'approche fondée sur les marges d'exposition (Margin of Exposure, MOE), qui consiste à calculer le rapport entre la dose sans effet nocif chez l'animal d'expérience (DSENO ou NOAEL en anglais) et l'exposition réelle des populations (apport alimentaire, par exemple) ;
- l'approche fondée sur les marges de charges corporelles (Margin of Body Burden, MOBB), qui consiste à calculer le rapport entre les charges corporelles associées à des effets toxiques chez les animaux d'expérience et les charges corporelles observées chez l'homme. Les charges corporelles (ou imprégnations corporelles) représentent en effet de bons marqueurs d'exposition pour les contaminants persistants dans l'organisme et peuvent être utilisées pour des comparaisons intra- et inter-spécifique. Cette approche permet de s'affranchir de la variabilité toxico-cinétique inter-spécifique.

Ces 2 approches ont d'ailleurs été développées dans le rapport de l'AESA de 2005 sur les PCB-NDL.

Pour estimer le risque sanitaire lié aux niveaux d'exposition aux PCB mis en évidence dans le présent avis, la population peut être dissociée en **2 groupes** : les adultes/enfants de plus de 3 ans et les femmes en âge de procréer/enfants de moins de 3 ans.

Pour les adultes et les enfants de plus de 3 ans

L'effet critique à prendre en compte est un effet hépatique, identifié à partir des études expérimentales menées chez le rat sevré, pour des doses supérieures à celles conduisant à des effets neurotoxiques chez le fœtus. Les études pivots chez le singe pour l'établissement de la DJT de 20 ng/kg p.c./j ne sont donc pas prises en compte ici.

L'évaluation des risques selon l'approche des marges d'exposition (MOE) peut alors se fonder sur les données relatives au congénère de PCB le plus toxique (PCB-153). La dose sans effet nocif observé (DSENO ou NOAEL en anglais) la plus basse est de 34 µg/kg p.c./j, après une intoxication de 90 jours chez le rat (Chu *et al.*, 1996). Les MOE pour l'exposition alimentaire¹⁸ des adultes par rapport à cette DSENO sont de l'ordre de **4400** en moyenne et **2000** au P95. Pour les enfants, les MOE sont respectivement de **2600** et **1200**.

Pour les femmes en âge de procréer

Il convient de s'intéresser au groupe des femmes en âge de procréer car l'exposition du fœtus aux PCB dépend non pas de l'apport journalier mais de la teneur en PCB du sang du cordon, qui elle-même dépend de la charge corporelle de la mère, résultat de l'accumulation des PCB entre sa naissance et la conception de l'enfant, ainsi que du nombre d'enfants précédents pour les multiparturiantes.

L'évaluation des risques selon l'approche des marges de charges corporelles (Margin of Body Burden, MOBB) est la plus pertinente. La comparaison des imprégnations corporelles de l'homme et de l'animal d'expérience peut alors se fonder, comme précédemment, sur les données relatives au congénère de PCB le plus toxique (PCB-153). Les imprégnations correspondant aux DSENO (NOAEL) et DMENO (dose minimale avec effet nocif observé ou LOAEL en anglais) sont respectivement de 1200 et 9000 µg/kg p.c., chez le rat après une intoxication de 90 jours (Chu *et al.*, 1996).

En l'absence de données françaises sur les niveaux d'imprégnation des femmes en âge de procréer, une estimation des risques peut être effectuée en prenant les valeurs moyennes et

¹⁸ Situation actuelle sans teneur maximale, données du tableau 8

extrêmes relevées dans les populations européennes, respectivement 240 ng/g MG (soit 48 µg/kg poids corporel) et 1000 ng/g MG (soit 200 µg/kg p.c.) (rapport de l'AESA, 2005). Les données parcellaires constatées en France ne permettent pas de considérer que la population nationale est différente de la population européenne. Pour comparer les données du rat et de l'homme, un facteur de correction de 2 correspondant aux différences de teneurs corporelles en graisses est utilisé. Ainsi, les marges de charges corporelles (MOBB) par rapport à la DSENO sont de l'ordre de **50** pour les valeurs moyennes et de **12** pour les valeurs supérieures d'imprégnation¹⁹. Par rapport à la DMENO, les marges sont respectivement de 375 et 90.

Pour les enfants de moins de 3 ans

Il est admis que l'allaitement maternel contribue à 5-10% de la charge corporelle observée à l'âge adulte. Considérant qu'une proportion significative des enfants de moins de 3 ans est allaitée et que leur cerveau n'est pas mature, il convient de les associer au groupe des femmes en âge de procréer.

Conclusion

Pour le groupe des adultes et des enfants de plus de 3 ans, les apports journaliers estimés¹⁶ conduisent à des marges d'exposition (MOE) supérieures à 1000, sur la base d'un effet critique hépatique. La mise en place d'une réglementation fixant des valeurs limites en PCB-NDL augmenterait encore cette marge d'exposition.

En revanche, concernant les femmes en âge de procréer, les faibles marges de charges corporelles (MOBB) justifieraient un suivi des niveaux d'imprégnation (par exemple, relevé régulier des niveaux de contamination du lait humain, comme cela se fait dans d'autres pays européens²⁰). Des études épidémiologiques complémentaires sont recommandées pour mieux comprendre les relations dose-réponse entre les niveaux d'exposition *in utero* et les effets potentiels sur la santé, notamment pour identifier des seuils d'intervention (par exemple, dans le cadre de la cohorte ELFE²¹).

9. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Après consultation du Comité d'experts spécialisé « Résidus et contaminants chimiques et physiques », réuni le 18 septembre 2007, l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments émet les conclusions et recommandations suivantes :

1. Concernant le nombre de congénères constituant le groupe des PCB indicateurs

L'Afssa estime que la prise en compte de 6 PCB-NDL (PCB 28, 52, 101, 138, 153 et 180) est satisfaisante et suffisante pour la gestion de la contamination des denrées alimentaires par les PCB. Cette approche est en cohérence avec la future réglementation européenne relative aux PCB qui ne sont pas de type dioxine (PCB-NDL).

2. Concernant la méthodologie d'évaluation des risques sanitaires liés aux PCB-NDL

Les recommandations émises dans l'avis de l'Afssa du 8 avril 2003 peuvent être reconduites, à savoir :

- la dose journalière tolérable (DJT) de 20 ng/kg p.c./j proposée par l'ATSDR (2000) et le RIVM (2001) pour l'ensemble des PCB est retenue comme valeur toxicologique de référence, sur la base d'effets neurologiques observés chez le singe ;
- l'évaluation des risques réalisée sur la base de l'estimation de l'exposition alimentaire pour les 6 PCB-NDL doit prendre en compte une DJT de 10 ng/kg p.c./j.

¹⁹ $1200 \times 2 / 48 = 50$; $1200 \times 2 / 200 = 12$

²⁰ Belgique, République Tchèque, Croatie, Danemark, Finlande, Allemagne, Hongrie, Norvège, Slovaquie, Espagne et Pays-Bas en 1988, 1993 et 2001 (Rapport AESA, 2005).

²¹ ELFE : Etude Longitudinale Française depuis l'Enfance, coordonnée par l'INED et l'InVS.

3. Concernant l'exposition alimentaire aux PCB-NDL de la population française

Dans la situation actuelle (absence de teneur maximale), l'exposition moyenne aux 6 PCB-NDL est de 12,9 ng/kg p.c./j pour les enfants, 7,7 ng/kg p.c./j pour les adultes et 7,6 ng/kg p.c./j pour les femmes en âge de procréer.

4. Concernant les options de gestion qui peuvent être proposées quant à l'exposition alimentaire de la population française aux PCB-NDL

- Tout d'abord, il convient de signaler que, contrairement aux dioxines, l'action sur les sources de contamination aux PCB est très limitée puisque celle-ci résulte en grande partie d'une pollution environnementale (sédiments) liée à l'utilisation passée de ces composés, jusque dans les années 1980. En conséquence, la gestion des risques liés à ces deux familles de contaminants chlorés (PCB et dioxines) est nécessairement distincte.
- L'évaluation des risques fondée sur les PCB-NDL (par l'intermédiaire de 6 congénères) ne sous-estime pas les risques liés à l'exposition alimentaire par rapport à celle fondée sur les PCB-DL.
- Les teneurs maximales en PCB-NDL figurant dans le projet de réglementation de la Commission Européenne (2006) n'auraient qu'un impact très limité sur l'exposition alimentaire de la population française aux PCB-NDL.
- L'établissement de limites maximales compatibles avec la DJT des PCB-NDL conduirait à des taux d'exclusion des denrées de l'ordre de 20 à 40 % selon le groupe d'aliment.
- L'estimation de l'exposition moyenne de la population française métropolitaine est comparable à celles rapportées par les autres pays européens.
- Des dépassements de la DJT sont constatés chez les 3 populations étudiées (enfants, adultes et femmes en âge de procréer).
- Concernant les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de 3 ans, le dépassement de la DJT entraîne une réduction des marges de sécurité, considérées comme insuffisantes pour garantir leur sécurité sanitaire. En conséquence, l'Afssa recommande l'acquisition de connaissance sur les niveaux d'imprégnation des femmes en âge de procréer en France. Considérant l'intérêt nutritionnel²² de la consommation de poisson, l'Afssa préconise, à l'instar d'autres agences sanitaires²³, de favoriser une consommation diversifiée de différentes espèces de poisson, issues de différentes zones de pêche en évitant, à titre de précaution, une consommation exclusive de poissons dits gras provenant des zones de pêches les plus contaminées par les PCB.
- Concernant les adultes et les enfants de plus de 3 ans, les marges de sécurité sont considérées comme suffisantes, l'effet neurologique sur lequel se fonde la DJT n'étant pas critique pour ce groupe de population.
- Selon les données collectées en 2005-2006 au niveau national, la mesure des 6 PCB-NDL permettrait de prédire la teneur en PCB-DL (n=12 congénères) du même aliment. **Le dosage de ces 6 congénères est donc adapté au suivi en routine de la contamination « bruit de fond » (hors accident) par l'ensemble des PCB, qu'ils soient des PCB-NDL ou des PCB-DL.** Cependant, des données complémentaires restent nécessaires pour consolider la robustesse des équations de prédiction des niveaux de contamination en PCB-DL à partir des seuls 6 PCB-NDL. Compte tenu du faible nombre de données disponibles dans les viandes alors que ce groupe constitue le second vecteur de contribution à l'exposition alimentaire après les poissons, l'Afssa recommande de compléter les mesures dans les viandes et les abats.
- Les recommandations émises dans le présent avis, formulées en l'état actuel des connaissances encore parcellaires sur ces composés, pourront être modulées au vu des connaissances acquises au travers d'études et de projets de recherche, tel que le projet européen ATHON.

²² Le poisson est une source importante d'acides gras essentiels nécessaires au développement du système nerveux et à la mise en place des fonctions cognitives, de protéines, de vitamines et d'oligo-éléments (comme le sélénium) et d'acides gras présentant des propriétés anti-thrombotiques et anti-arythmiques, notamment les acides gras poly-insaturés oméga-3.

²³ Ces recommandations sont formulées pour le méthylmercure, les PCB et les dioxines qui sont des contaminants lipophiles susceptibles de se concentrer dans les graisses animales, particulièrement chez les poissons gras, carnivores à longue vie. Ainsi, l'Afssa a déjà émis ce type de recommandations dans ses avis relatifs au méthylmercure.

10. PRINCIPALES REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AESA - Autorité européenne de sécurité des aliments, 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 284, 1-137.
- Afssa - Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 2003. Avis du 8 avril 2003 sur l'existence éventuelle d'une corrélation significative entre les teneurs des différents congénères de PCB et le rapport cité dans l'avis intitulé « Données récentes sur l'évaluation des dangers liés à la présence de PCB dans l'alimentation, J.P. Cravedi et J.F. Narbonne, Décembre 2002 ».
- Afssa - Agence française de sécurité sanitaire des aliments et Institut de veille sanitaire (Afssa-InVs), 2003. Incinérateurs et santé : Exposition aux dioxines de la population vivant à proximité des UIOM, Novembre 2003.
- Afssa - Agence française de sécurité sanitaire des aliments, 2006. Avis du 9 janvier 2006 relatif à l'évaluation de l'exposition de la population française aux dioxines, furanes et PCB de type dioxine et le rapport cité dans l'avis intitulé « Dioxines, furanes et PCB de type dioxine: Evaluation de l'exposition de la population française, Novembre 2005 ».
- ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2000. Toxicological profile for Polychlorinated biphenyls (PCBs), 948 p.
- Arnold, DL, Bryce F, Stapley R, McGuire PF, Burns D, Tanner JR, Karpinski K, 1993a. 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.
- Arnold DL, Bryce F, Karpinski K, Mes J, Fernie S, Tryphonas H, Truelove J, McGuire PF, Burns D, Tanner JR, *et al.* 1993b. Toxicological consequences of Aroclor 1254 ingestion by female Rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys, Part 1B: Prebreeding phase -clinical and analytical laboratory findings. Food Chem. Toxicol. 31:811-824.
- Arnold DL, Bryce F, McGuire PF, Stapley R, Tanner JR, Wrenshall E, Mes J, Fernie S, Tryphonas H, Hayward S, *et al.* 1995. Toxicological consequences of aroclor 1254 ingestion by female rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Part 2. Reproduction and infant findings. Food Chem. Toxicol., 33(6):457-74.
- Arnold DL, Bryce F, Mes J, Tryphonas H, Hayward S, Malcolm S, 1999. Toxicological consequences of feeding PCB congeners to infant rhesus (*Malaca mulatta*) and cynomolgus (*Macaca fascicularis*) monkeys. Fd Chem. Toxic. 37:153-167.
- Arnold R, Kibler R, Brunner B, 1998. Alimentary intake of selected pollutants and nitrate--results of a duplicate study in Bavarian homes for youth and seniors [Article in German]. Z Ernahrungswiss 37(4):328-35.
- Baars AJ, Bakker MI, Baumann RA, Boon PE, Freijer JI, Hoogenboom LAP, Hoogerbrugge R, van Klaveren JD, Liem AKD, Traag WA, de Vries J, 2004. Dioxins, dioxin-like PCBs and non-dioxin-like PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake un The Netherlands. Toxicology letters 151, 51-61.
- Bakker MI, Baars AJ, Baumann RA, Boon PE, Hoogerbrugge R, 2003. Indicator PCBs in foodstuffs: occurrence and dietary intake in The Netherlands at the end of the 20th century. RIVM report 639102025/2003. RIKILT report 2003.014 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/639102025.pdf>
- Boersma ER and Lanting CI, 2000. Environmental exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs) and dioxins. Consequences for long-term neurological and cognitive development of the child lactation. Adv. Exp. Med. Biol. 478:271-287.
- Chauhan KR, Kodavanti PRS, McKinney JD, 2000. Assessing the role of ortho-substitution on polychlorinated biphenyl binding to transthyretin, a thyroxine transport protein. Toxicol Appl Pharmacol 162:10-21.
- Chu I, Villeneuve DC, Yagminas A, Lecavalier P, Poon R, Feeley M, Kennedy SW, Seegal RF, Hakansson H, Ahlberg UG, Valli VE, Bergman A. 1996. Toxicity of 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl in rats: effects following 90-day oral exposure. J Appl Toxicol 16(2):121-8.
- Cogliano VJ, 2001. Considerations for setting Reference Values for environmental PCBs. PCBs, Robertson and Hansen eds, Univ. Press of Kentucky, 429-435.
- Cravedi JP et Narbonne JF, 2002. Données récentes sur l'évaluation des dangers liés à la présence de PCB dans l'alimentation, AFSSA, Décembre 2002.
- Dufour A, Pouillot R, Volatier JL, 2001. Exposure assessment to dioxins through food intake: a sensitivity analysis, 11th annual Conference Society of Risk Analysis-Europe (SRA- Europe) - 23-27 May 2001, Lisbon, Portugal.
- EPA – Environmental Protection Agency, 1996. Aroclor 1254, IRIS-EPA, <http://www.epa.gov/iris/subst/0389.htm>
- Fattore E, Fanelli R, Turrini A, Dellatte E, Fürst P, di Domenico A. 2005. Assessment of dietary intake of non-dioxin-like polychlorinated biphenyls in the Italian general population. In Proceedings of the 25th International Symposium on Halogenated Environmental Pollutants and Persistent Organic Pollutants (POPs), August 21-26, Toronto, Canada. Pp 1749-1752.
- Himberg K, Hallikainen A, Louekari K, 1993. Intake of polychlorinated biphenyls (PCB) from the Finnish diet. Zeitschrift für Lebensmitteluntersuchung und -Forschung A, 196(2):126-130 (Éditeur Springer Berlin, Allemagne).
- IPCS/WHO, 2003. CICADS 55 (Concise International Chemical Assessment Document). Polychlorinated biphenyls : human health aspects, Geneva, <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad55.htm>

- Joint FAO/WHO Food standards programme, *Codex Alimentarius* Commission (CCFAC), CCFAC policy for exposure assessment of contaminants and toxins in foods or food groups, manuel de procedure, 16^{ème} edition, Rome 2006.
- Leblanc JC (Coordinateur). CALIPSO : Etude des Consommation Alimentaire de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga 3, AFSSA-DGAI-INRA, août 2006.
- Lee DH, Jacobs DR, Porta M, 2007. Association of serum concentrations of persistent organic pollutants with the prevalence of learning disability and attention deficit disorder J. Epidemiol. Community Health 61:591-596.
- Lind Y, Darnerud PO, Aune M, Becker W, 2002. Exponering för organiska miljökontaminanter via livsmedel – Intagsberäkningar av ΣPCB, PCB-153, ΣDDT, p,p'-DDE, PCDD/F, dioxinlika PCB, PBDE och HBCD baserade på konsumtionsdata från Riksmaten 1997-98. National Food Administration, Sweden. Report 26-2002 (in Swedish).
- Machala M, Blaha L, Vondracek J, Trosko JE, Scott J, Upham BL, 2003. Inhibition of gap junctional intercellular communication by noncoplanar polychlorinated biphenyls: inhibitory potencies and screening for potential mode(s) of action. Toxicol Sci. 76(1):102-11.
- Marova S, Kostalova L, Ciganek M, Cerna M, Vondracek J, Machala M, Hansen LG, 2006. Prevalent and episodic PCB congeners in environmental and human milk samples and their provisional risk assessment based on dioxin-like and nondioxin-like toxic modes of action. Poster presentation at the Fourth PCB Workshop in Zakopane, Poland, September 6 -10, 2006.
- Narbonne JF, 2006. Risk-Based Consumption Advice for Farmed and Wild fish sold in European markets, PCB Workshop September 6-10, 2006, Zakopane, Poland.
- Pessah IN, Hansen LG, Albertson TE, Garner CE, Ta TA, Do Z, Kim KH, Wong PW, 2006. Structure-activity relationship for noncoplanar polychlorinated biphenyl congeners toward the ryanodine receptor-Ca²⁺ channel complex type 1 (RyR1). Chem Res Toxicol. 19(1):92-101.
- Pliskova M, Vondracek J, Canton RF, Nera J, Kocan A, Petrik J, Trnovec T, Sanderson T, van den Berg M, Machala M, 2005. Impact of polychlorinated biphenyls contamination on estrogenic activity in human male serum. Environ Health Perspect. 113(10):1277-84.
- Rice DC, 1997. Effect of postnatal exposure to a PCB mixture in monkey on multiplied fixed interval-fixed ratio performance. Neurotoxicol. Teratol. 19:429-434.
- Rice DC, 1998. Effect of postnatal exposure of monkeys to a PCB mixture on spatial discrimination reversal and DRL performance. Neurotoxicol. Teratol. 20:391-400.
- Rice DC, 1999. Behavioral impairment produced by low-level postnatal PCB exposure in monkeys. Environ. Res. 80:S113-S121.
- Rice DC and Hayward S, 1997. Effects of postnatal exposure to a PCB mixture in monkeys on nonspatial discrimination reversal and delayed alternation performance. Neurotoxicology 18(2):479-94.
- Rice DC and Hayward S, 1999. Effects of postnatal exposure of monkeys to a PCB mixture on concurrent random interval-random interval and progressive ratio performance. Neurotoxicol. Teratol. 21(1):47-58.
- Rice RH and Cohen DE, 1996. Toxic responses of the skin. In : Klaassen CD, ed. Cassarett and Doull's toxicology : The basic science of poisons. New York, NY : McGraw-Hill, 529-546.
- RIVM, 2001, Baars AJ, Theelen RMC, Janssen PJ, Hesse JM, van Apeldoorn ME, Meijerink MC, Verdam L, Zeilmaker MJ. Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels. Report 711701025, 297p.
- Rogan WJ, 1995. Environmental poisoning of children-lessons from the past. Environ Health Perspect 103(Sup 6):19-23.
- Tard A, Gallotti S, Leblanc JC, Volatier JL, 2007. Dioxins, furans and dioxin-like PCBs: Occurrence in food and dietary intake in France. Food. Add. Cont. 24(9):1007 – 1017.
- Tilson HA, Jacobson JL, Rogan WJ. 1990. Polychlorinated biphenyls and the developing nervous system cross-species comparisons. Neurotoxicol Teratol 12:239-248.
- 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.
- Tryphonas H, MI Luster, KL White Jr, Naylor PH, Erdos MR, Burlerson GR, Germolec D, Hodgen M, Hayward S, Arnold DL, 1991b. Effects of PCB (Aroclor 1254) on non-specific immune parameters in Rhesus (*Macaca mulatta*) monkeys. Int. J. Immunopharmacol. 13: 639-648.
- Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld AT, Brunstrom B, Cook P, Feeley M, Giesy JP, Hanberg A, Hasegawa R, Kennedy SW, Kubiak T, Larsen JC, van Leeuwen FX, Liem AK, Nolt C, Peterson RE, Poellinger L, Safe S, Schrenk D, Tillitt D, Tysklind M, Younes M, Waern F, Zacharewski T, 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ Health Perspect 106(12):775-792.
- Volatier JL, 2000. Enquête Individuelle et Nationale sur les Consommations Alimentaires. Editions TEC et DOC, 158p.

13. MOTS CLES

PCB-NDL, PCB indicateurs, PCBi, PCB, , polychlorobiphényles

La Directrice générale de l'Agence française
de sécurité sanitaire des aliments

Pascale BRIAND

Annexe 1 : Données de consommation utilisées dans l'évaluation de l'exposition alimentaire aux PCB-NDL

L'enquête INCA²⁴ a été réalisée par le CREDOC en 1998-99. Elle recueille toutes les prises alimentaires des individus pendant une semaine entière. Les données de consommation alimentaire ont été obtenues à partir de carnets de consommation, renseignés sur une période de 7 jours consécutifs, l'identification des aliments et des portions étant facilitée par un cahier photographique. La nomenclature des aliments pour cette enquête se base sur celle utilisée dans les tables de composition et contient à peu près 1000 codes et 44 groupes d'aliments. L'enquête a été réalisée auprès de 3003 individus, enfants et adultes, représentatifs de la population française. La représentativité nationale a été assurée par stratification (âge, sexe, PCS individuelle et taille du ménage).

L'échantillon des adultes comprend 1985 individus de 15 ans et plus. Les calculs ne portent que sur les adultes normo-évaluants. Cet échantillon comprend 1474 individus.

L'échantillon des enfants regroupe 1018 individus âgés de 3 à 14 ans. Ne disposant d'aucune formule permettant de sélectionner les individus sous-évaluants, cet échantillon n'a pas été redressé.

Dans cette étude, le poids de presque tous les participants a été relevé, permettant le calcul d'exposition par kg de poids corporel (kg p.c.).

Les groupes d'individus étudiés dans ce travail sont les enfants de 3 à 14 ans (n=1018), les femmes en âge de procréer (19-44 ans) (n=389) et les adultes de plus de 15 ans (n=1085). La catégorie des femmes de 19 à 44 ans a été détachée afin de permettre d'observer plus particulièrement ce groupe à risque concernant les PCB et plus généralement les POP.

Recettes

A partir de cette enquête alimentaire, un travail de quantification des ingrédients compris dans les aliments consommés par les enquêtés a été réalisé au sein de l'équipe de l'Observatoire des Consommations Alimentaires de l'Afssa. Ce travail établit la base RECIPE²⁵ des recettes des aliments de la nomenclature INCA, base mise en place pour servir de support aux études d'exposition. Les recettes qui se trouvent dans cette base correspondent aux aliments définis comme complexes, c'est-à-dire constitués par plusieurs ingrédients.

En se basant sur RECIPE, le lien entre les recettes des aliments complexes (c'est-à-dire avec le détail de leurs ingrédients) et produits consommés de l'enquête INCA a pu être établi. Ceci a permis de disposer, pour chaque enquêté, de la somme de ses consommations, non plus par types d'aliments (viennoiseries, pâtisseries salées, plats composés, ...) mais par catégories d'ingrédients (légumes, céréales, viandes, ...).

Cette meilleure prise en compte de la diète permet d'approcher au mieux l'exposition alimentaire de chacun en prenant en compte non seulement les aliments tels que consommés (steack haché de bœuf par exemple) mais aussi en tant qu'ingrédient (beurre dans une pâtisserie).

Les tableaux 11a, b et c présentent les données de consommation de 7 classes d'aliments pour les 3 groupes de population étudiés.

²⁴ Volatier, J.L. (Coordinateur). Enquête INCA (2000) CREDOC-AFSSA-DGAL, Enquête nationale sur les consommations alimentaires, Tech & Doc Lavoisier

²⁵ Calamassi, 2004. Note OCA/GCT/2004-38, Présentation de RECIPE base de recettes de la nomenclature INCA. Note interne Afssa.

Tableaux 11 : Données de consommation par populations et par groupes d'aliments (en g/personne/jour) :

a. enfants

produits	moyenne	médiane	ET	p90	p95	taux de consommateur
	(en g/personne/j)					(en %)
produits végétaux	496,2	467,2	198,6	750,5	847,1	100,0
produits laitiers	385,1	379,5	168,5	583,8	679,5	100,0
viandes	124,3	115,6	57,0	195,9	230,8	99,9
œufs	25,7	22,7	17,9	49,5	58,8	99,3
poissons	18,8	13,8	19,1	42,0	54,7	89,7
fruits de mer	2,2	0,0	5,9	7,1	12,6	30,8
total	1052,3	1032,1	296,0	1403,4	1587,9	100,0

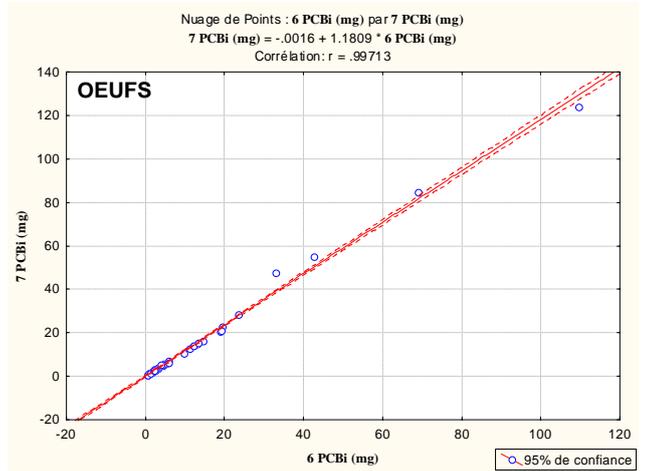
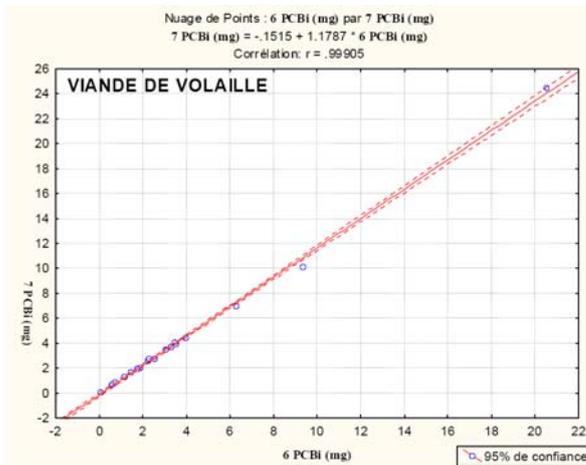
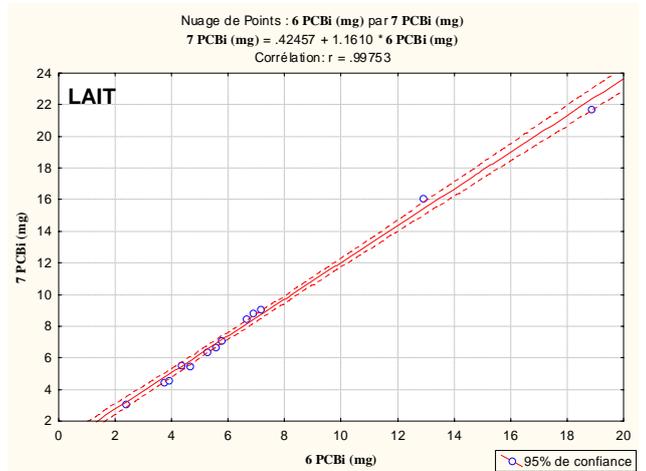
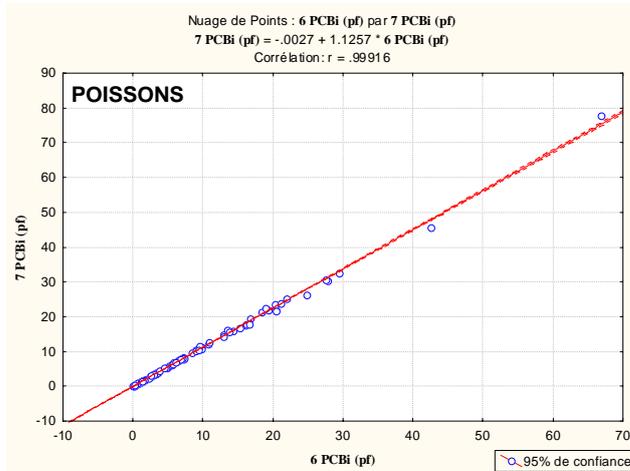
b. femmes en âge de procréer

produits	moyenne	médiane	ET	p90	p95	taux de consommateur
	(en g/personne/j)					(en %)
produits végétaux	629,8	595,8	223,6	927,8	1042,4	100,0
produits laitiers	313,4	292,9	153,5	510,6	602,6	100,0
viandes	145,8	140,7	58,9	218,3	254,1	99,5
œufs	26,1	22,6	17,3	48,8	58,8	99,5
poissons	26,0	20,0	25,6	65,9	77,8	89,2
fruits de mer	5,3	0,0	11,6	16,9	23,0	44,7
total	1146,4	1109,8	287,7	1547,9	1663,9	100,0

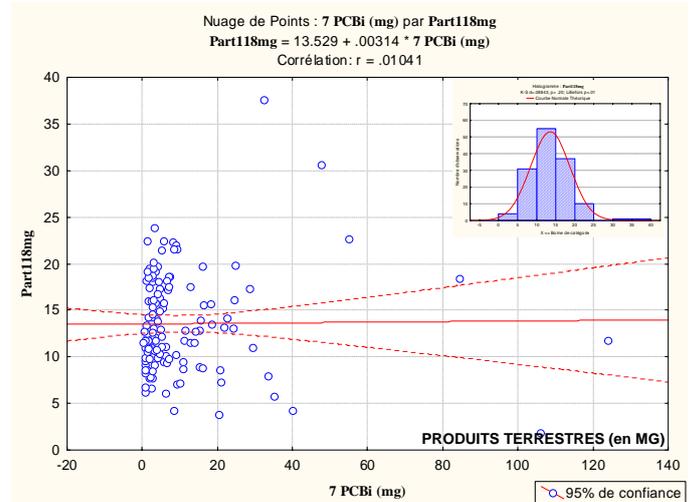
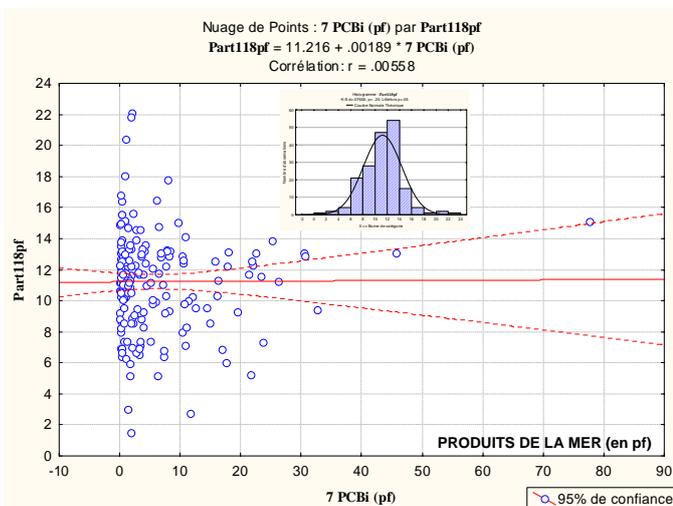
c. Adultes

produits	moyenne	médiane	ET	p90	p95	taux de consommateur
	(en g/personne/j)					(en %)
produits végétaux	828,6	756,8	364,1	1290,4	1495,9	100,0
produits laitiers	288,2	261,8	158,1	505,2	577,9	100,0
viandes	179,0	166,1	82,6	282,4	325,0	100,0
poissons	31,6	24,8	31,8	67,3	89,1	90,0
œufs	30,0	25,7	23,7	58,9	75,2	98,6
fruits de mer	4,9	0,0	10,0	15,8	24,3	41,5
total	1362,2	1298,1	406,9	1895,1	2076,6	100,0

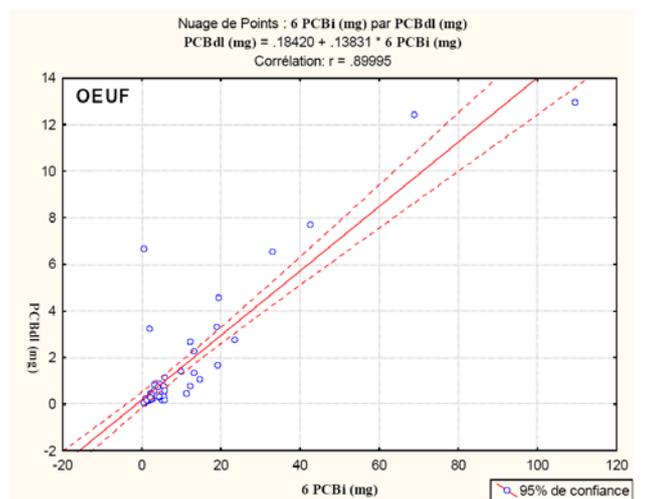
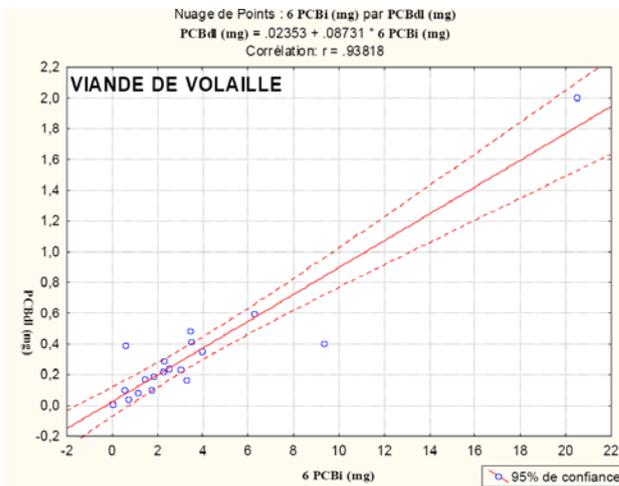
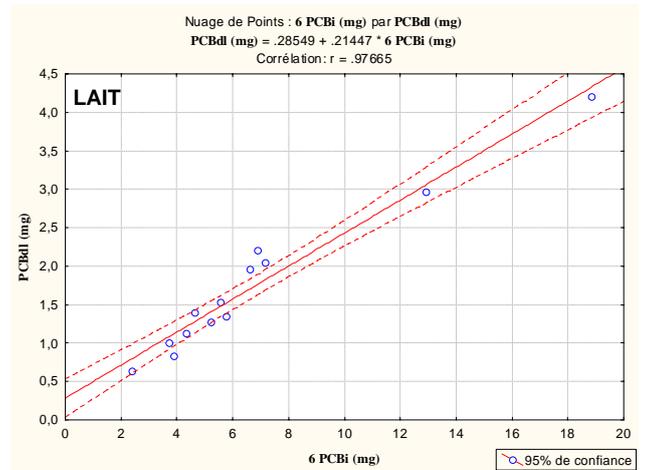
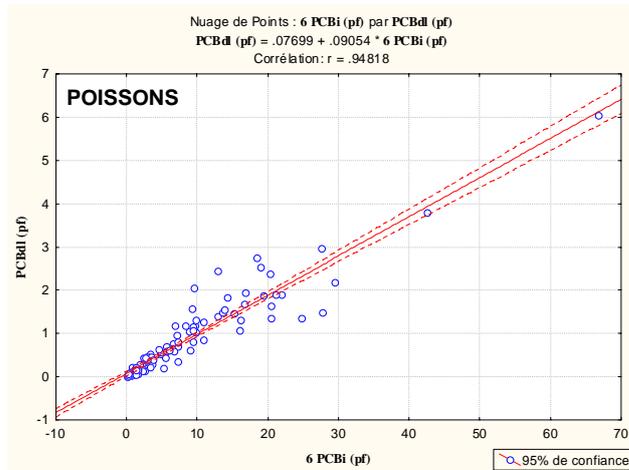
Annexe 2 :
A- Corrélations entre PCBi (n=7) et PCB-NDL (n=6) dans 4 catégories de denrées alimentaires



B- Contribution du PCB118 dans le groupe des 7 PCBi



C- Corrélation PCB_i et PCB-DL dans quatre catégories d'aliments



Annexe 3 :
Estimations détaillées de l'exposition alimentaire aux 6 PCB-NDL pour chaque population, pour les différents scenarii

Tableaux 12 : Exposition aux 6 PCB-NDL par groupe d'aliment et pour chaque groupe de population, pour les différents scenarii (ng/kg p.c./j)

a. enfants

	Sans teneur maximale		Teneurs maximales UE		Teneurs maximales à 50 ng/g		Teneurs maximales à 25 ng/g		Teneurs maximales à 10 ng/g	
	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT
poissons	4,9	49,0	4,7	47,1	4,5	45,3	4,0	39,8	2,4	24,3
viandes	3,1	31,0	3,1	31,0	3,1	31,0	3,0	30,0	1,7	16,9
produits laitiers	2,7	27,4	2,7	27,4	2,7	27,4	2,7	26,7	2,5	25,3
produits végétaux	1,2	11,8	1,2	11,8	1,2	11,8	1,2	11,8	1,2	11,8
œufs	0,8	7,6	0,6	6,0	0,6	6,0	0,5	4,9	0,3	3,0
fruits de mer	0,2	2,5	0,2	2,4	0,2	2,4	0,2	2,4	0,2	2,4
Total	12,9	129,2	12,6	125,7	12,4	123,9	11,6	115,6	8,4	83,8

b. femmes en âge de procréer [19-44 ans]

	Sans teneur maximale		Teneurs maximales UE		Teneurs maximales à 50 ng/g		Teneurs maximales à 25 ng/g		Teneurs maximales à 10 ng/g	
	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT
poissons	3,2	31,7	3,1	30,9	2,9	29,4	2,6	25,8	1,6	16,1
viandes	1,7	16,7	1,7	16,7	1,7	16,7	1,6	16,1	0,9	9,1
produits laitiers	1,5	15,1	1,5	15,1	1,5	15,1	1,5	14,8	1,4	14,0
produits végétaux	0,6	6,1	0,6	6,1	0,6	6,1	0,6	6,1	0,6	6,1
œufs	0,3	3,5	0,3	2,8	0,3	2,8	0,2	2,2	0,1	1,4
fruits de mer	0,3	2,5	0,3	2,5	0,3	2,5	0,3	2,5	0,3	2,5
Total	7,6	75,7	7,4	74,2	7,3	72,6	6,8	67,6	4,9	49,2

c. adultes

	Sans teneur maximale		Teneurs maximales UE		Teneurs maximales à 50 ng/g		Teneurs maximales à 25 ng/g		Teneurs maximales à 10 ng/g	
	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT	moyenne	% DJT
poissons	3,6	35,9	3,4	34,4	3,2	32,4	2,8	28,2	1,7	17,1
viandes	1,7	16,6	1,7	16,6	1,7	16,5	1,6	15,9	0,9	9,0
produits laitiers	1,4	14,1	1,4	14,1	1,4	14,1	1,4	13,8	1,3	13,1
produits végétaux	0,5	5,0	0,5	5,0	0,5	5,0	0,5	5,0	0,5	5,0
œufs	0,3	3,2	0,3	2,6	0,3	2,6	0,2	2,1	0,1	1,3
fruits de mer	0,2	2,3	0,2	2,3	0,2	2,3	0,2	2,3	0,2	2,3
Total	7,7	77,1	7,5	75,0	7,3	73,0	6,7	67,4	4,8	47,8

Tableau 13 : Pourcentages d'échantillons dépassant les teneurs maximales pour les 4 scénarii étudiés

	Teneurs maximales UE	Teneurs maximales à 50 ng/g	Teneurs maximales à 25 ng/g	Teneurs maximales à 10 ng/g
poissons	2,0	6,0	12,0	33,1
viandes	0	1,1	6,5	37,0
produits laitiers	0	0	0,5	2,3
produits végétaux	0	0	0	0
œufs	1,9	1,9	4,3	13,0
fruits de mer	0	0	0	0
Total	1,3	3,6	7,3	21,4

Tableau 14 : Exposition (ng/kg p.c./j) et pourcentages d'échantillons dépassant les teneurs maximales pour les 4 scénarii étudiés, par espèces (>5% DJT), dans chacun des 3 grands groupes d'aliments et pour les 3 populations étudiées

	Sans teneur maximale			Teneurs maximales UE				Teneurs maximales à 50 ng/g				Teneurs maximales à 25 ng/g				Teneurs maximales à 10 ng/g			
	enfants	femmes	adultes	enfants	femmes	adultes	% rejet	enfants	femmes	adultes	% rejet	enfants	femmes	adultes	% rejet	enfants	femmes	adultes	% rejet
POISSONS																			
Saumon	1,550	0,984	0,970	1,550	0,984	0,970	0	1,550	0,984	0,970	0	1,338	0,849	0,838	6,9	0,725	0,460	0,454	49,4
Sardine conserve*	1,331	0,709	0,965	1,331	0,709	0,965	13,9	1,331	0,709	0,965	33,3	1,068	0,569	0,774	61,1	0,427	0,228	0,310	80,6
VIANDES																			
Porc	1,286	0,726	0,741	1,286	0,726	0,741	0	1,286	0,726	0,741	0	1,286	0,726	0,741	0	0,647	0,365	0,372	20,0
Bœuf et veau	1,253	0,584	0,539	1,253	0,584	0,539	0	1,253	0,584	0,539	1,6	1,253	0,584	0,539	6,3	0,749	0,349	0,322	36,5
PRODUITS LAITIERS																			
Fromages	0,727	0,529	0,568	0,727	0,529	0,568	0	0,727	0,529	0,568	0	0,723	0,510	0,548	0,5	0,723	0,469	0,504	2,7
Beurre	0,723	0,439	0,406	0,723	0,439	0,406	0	0,723	0,439	0,406	0	0,701	0,438	0,406	0	0,644	0,438	0,406	0

*les sardines autres que en conserve ne sortent pas parmi les principaux contributeurs du groupe poissons. Cependant, la moyenne de contamination des sardines en conserves provenant de l'enquête Calipso, le pourcentage de rejet présenté ici pour les différents scénarii correspond aux sardines fraîches analysées dans les plans de surveillance.

Au sein de chaque groupe, le tableau 14 montre que :

- pour les poissons, les saumons et les sardines en conserve seraient plus particulièrement visés compte tenu de leur importante contribution à l'exposition quelle que soit la population étudiée (chez les enfants, les parts sont respectivement de 15,5 et 13,3% dans la contribution de 49% de la DJT). Les autres poissons contribuent pour moins de 5% à la DJT dans chacune des populations étudiées. Le pourcentage de rejet parmi les aliments analysés serait de l'ordre de 50% pour les saumons et de 80% pour les sardines. Enfin, il convient de préciser que d'autres espèces de poissons, comme les anguilles, les maquereaux, les chinchards ou les anchois non fortement contributeurs (<5% DJT) sur la base des données actuellement disponibles, seraient concernées par un fort pourcentage de rejet du marché, respectivement 83%, 64%, 77% et 76% compte tenu des niveaux importants de contamination observés.

La consommation de poissons gras (> 2% de matière grasse, liste en annexe) contribue fortement à l'exposition et représente en moyenne 75,5% de la contribution du groupe des poissons chez les adultes et 73,4% chez les enfants. Pour les femmes en âge de procréer, la répartition poissons gras-poissons maigres est de 69%-31%.

- Pour les viandes, ce sont les viandes porcine et bovine qui contribuent à plus de 5% de la DJT, respectivement 12,8 et 12,5% chez les enfants, 7 et 5,5% pour les 2 populations adultes. Ces données sont néanmoins à interpréter avec réserve, compte tenu du faible nombre d'analyses disponibles dans ces viandes. Les autres viandes, telle que la volaille, contribuent pour moins de 5% à la DJT quelle que soit la population.
- Pour les produits laitiers, les fromages et le beurre contribuent à 7% de la DJT chez les enfants et environ 5 et 4% dans les 2 autres populations. L'ultra-frais laitier est le 3^{ème} contributeur (<5% DJT).

Annexe 4 :

Liste des poissons présents dans l'enquête INCA et utilisés dans l'estimation de l'exposition aux PCB-NDL avec la distinction poissons « gras » et poissons « non-gras ».

Poissons « gras » (>2% de matière grasse)

anchois en conserve
anguille
carpe
espadon
hareng
hareng fumé
maquereau
maquereau en conserve
plie
sardine
sardine en conserve
saumon
saumon fumé
bar
rouget
turbot

Poissons « non-gras » (<2% de matière grasse)

baudroie
brochet
lieu
limande-sole
lingue
merlan
merlu
morue
perche
raie
rascasse
roussette
sole
thon
thon en conserve