

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

relatif aux analyses de retardateurs de flamme bromés (RFB) à mettre en œuvre dans le cadre des prochains plans de surveillance

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 24 septembre 2010 par la direction générale de l'Alimentation (DGAI) d'une demande d'avis relatif aux analyses de retardateurs de flamme bromés (RFB) à mettre en œuvre dans le cadre des prochains plans de surveillance.

1. CONTEXTE ET OBJET DE LA SAISINE

Les retardateurs de flamme bromés (RFB) sont des substances chimiques ignifuges incorporées dans les matières plastiques d'appareils électriques (ordinateurs, télévisions) et de circuits électroniques. Elles sont également présentes dans des mousses et des matériaux de capitonnage (domestiques et industriels), les intérieurs de voitures et d'avions ainsi que dans certains textiles.

Cette famille regroupe de nombreux composés de structures chimiques différentes, dont notamment :

- l'hexabromocyclododécane (HBCD) ;
- les polybromodiphényléthers (PBDE) dont seul le déca-BDE (BDE-209) reste autorisé en Europe (hors appareils électriques et électroniques) ;
- le tétrabromobisphénol A (TBBPA) ;
- les polybromobiphényles (PBB), interdits en Europe et n'étant plus produits depuis 2000.

Les RFB sont des polluants organiques persistants (POP) auxquels les consommateurs peuvent être exposés, notamment via la consommation de denrées animales alimentaires ou d'origine animale (DAOA).

N'étant pas réglementés pour les denrées alimentaires, les RFB ne sont pas assujettis à une limite maximale. Par ailleurs, le BDE-209 et l'HBCD ont été enregistrés dans le cadre de REACH¹ en 2010 et 2011.

En 2006, l'AFSSA a rendu un avis relatif au risque alimentaire lié à ces contaminants (avis du 24 juillet 2006). Elle a notamment recommandé d'exercer une surveillance des concentrations de certains RFB (PBDE, HBCD, TBBPA) dans les denrées, en particulier celles d'origine animale. Suite à la mise en œuvre par la DGAI d'un plan de surveillance des DAOA en 2008 et 2009, la DGAL interroge l'Anses sur les points suivants :

- Compte tenu des résultats déjà disponibles au niveau français et dans la littérature, est-il nécessaire de reconduire un plan de surveillance (PS) RFB sur l'ensemble des DAOA ?
- Compte tenu des plans de surveillance centrés sur les produits issus d'animaux terrestres en 2008 et 2009 et de l'étude CALIPSO sur la contamination des produits de la mer pêchés dans les eaux françaises, un plan spécifique produits de la mer importés est-il nécessaire ?
- En se basant sur les résultats ponctuels très élevés pour certaines matrices aviaires au regard des faibles niveaux moyens de contamination de l'ensemble des DAOA, quel serait le nombre de prélèvements nécessaires, d'un point de vue statistique, pour mieux connaître la distribution de la contamination dans ces élevages de la filière avicole ?

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 collective a été réalisée par le comité d'experts spécialisé « Résidus et contaminants chimiques et physiques » (CES RCCP), réuni les 13 septembre, 10 octobre et 14 novembre 2011, sur la base de rapports initiaux rédigés par 5 rapporteurs.

L'expertise s'est appuyée sur les données suivantes :

- Plans de surveillance 2008 et 2009 sur les denrées animales ou d'origine animale (HBCD, PBB et PBDE) ;
- Etude EAT2 (ANSES 2011): données de contamination en PBB, HBCD et PBDE et calculs d'exposition ;
- Etude CALIPSO (AFSSA 2006): données de contamination en PBDE des produits de la mer et calculs d'exposition de forts consommateurs de produits de la mer ;

3. ANALYSE ET CONCLUSIONS DU CES RCCP

Les éléments de réponse rassemblés par le CES RCCP sont présentés par type de RFB.

HBCD (hexabromocyclododécane)

L'HBCD est un contaminant émergent qui entre dans la composition de nombreux produits d'utilisation courante. Il est utilisé en tant que retardateur de flamme dans la construction

¹ REACH est le règlement sur l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions des substances chimiques. Il est entré en vigueur le 1er juin 2007. L'un des objectifs de REACH est d'assurer un niveau élevé de protection de la santé humaine et l'environnement contre les risques que peuvent poser les produits chimiques.

(mousses isolantes, utilisé en additif du polystyrène extrudé ou expansé), dans le textile et de manière plus restreinte dans les équipements électroniques (BSEF 2009). En 2000, environ 10 000 tonnes ont été utilisées en Europe (CEFIC 2006).

Les sources d'émission potentielles sont les usines de synthèse ou d'incorporation du composé mais également les procédés d'usage ou de destruction de ces matériaux ; ces sources peuvent être diffuses ou localisées.

L'alimentation constitue le vecteur majoritaire de contamination pour la population générale (Environnement Canada et Santé Canada, 2010).

Les résultats de l'EAT2 (Anses 2011), montrent que les aliments les plus contaminés en HBCD (alpha, bêta et gamma) sont par ordre croissant les poissons, la charcuterie, les crustacés/mollusques et la viande (cf. annexe : tableau 1). En termes de contribution, la charcuterie et la viande sont les deux principaux contributeurs, suivis par les poissons pour les adultes et les plats composés pour les enfants.

Selon un rapport récent de l'EFSA (EFSA 2011), les estimations d'exposition française aux HBCD (0,16-0,21 ng/kg pc/j) et européenne (0,09-0,99 ng/kg pc/j) sont du même ordre de grandeur. Sur la base d'une BMDL₁₀ de 0,79 mg/kg pc/j, calculée à partir de données de toxicité neurodéveloppementale, l'EFSA conclut à l'absence de risque pour la population générale. Le CES préconise de suivre la même démarche et conclut à une situation non préoccupante en France, au regard des niveaux d'exposition aux HBCD de la population française.

Cas particulier des échantillons atypiques obtenus lors des PS 2008-2009 :

Bien que globalement du même ordre de grandeur que les données de contamination européennes, les données des plans de surveillance et de contrôle 2008 et 2009 ont révélé, pour certaines matrices, des teneurs en HBCD anormalement élevées (cf. annexe : tableau 2)). Si les valeurs médianes sont de l'ordre du ng/g de matière grasse (MG), les valeurs maximales atteignent 3050, 464 et 380 ng/g MG, respectivement, dans le muscle de volailles, de porcins et de bovins, et jusqu'à 3300 ng/g MG dans des œufs de poule. Chez la volaille, le ratio entre valeurs maximales et valeurs médianes en HBCD dépasse 20 000 pour l'œuf, avoisine les 10 000 pour le muscle, contrairement aux PBDE pour lesquels ce ratio est respectivement de 19 et 7. Contrairement aux autres RFB, un certain nombre d'échantillons présentent des valeurs extrêmes en HBCD. Ces valeurs extrêmes ne peuvent être considérées comme des artefacts analytiques car les analyses ont été réalisées selon l'état de l'art². Il y a donc pour l'HBCD une variabilité atypique avec une distribution des concentrations de type bimodal.

Certaines études indiquent que des teneurs comparables ont pu être mesurées dans des matrices équivalentes issues d'espèces sauvages ou domestiques. En effet, des concentrations allant jusqu'à 3100 ng/g de MG ont été retrouvées dans les œufs d'aigles

² Les teneurs ont été obtenues par spectrométrie de masse bidimensionnelle en couplage chromatographie liquide et ionisation électrospray pour les 3 diastéréoisomères HBCD et spectrométrie de masse haute résolution (R>10,000) sur secteur électromagnétique en couplage chromatographie en phase gazeuse. Les techniques de quantification ont reposé sur le principe de la dilution isotopique (étalons internes marqués au ¹³C)

marins (Janák et al. 2008). De même en Suède, la moyenne de contamination des œufs de faucons d'élevage variait de 220 à 520 ng/g de MG en fonction de la région d'élevage (Johansson et al. 2009). Sur ce type de matrice sentinelle, la quantification en HBCD est fréquente. Une forte variabilité des teneurs (écart entre moyenne et maximum) est également décrite. Par ailleurs, les études environnementales indiquent une tendance à l'augmentation du niveau de contamination des espèces sauvages en HBCD (Bignert et al. 2010; Esslinger et al. 2011). En Allemagne, une situation similaire à celle des plans de surveillance français est décrite pour les œufs de volailles. Quatre pourcent des données de contamination en HBCD des œufs prélevés au cours de plans de surveillance sont supérieures à 30 ng/g de MG (Hiebl & Vetter 2007). Une autre étude, conduite en Belgique sur des œufs issus de volailles élevées en plein air par des particuliers, indique une forte disparité au niveau des teneurs mesurées. La teneur maximale en HBCD relevée dans les œufs est de 62 ng/g de MG avec 50% des échantillons inférieurs à la LOQ (= 0,1 ng/g de MG) (Covaci et al. 2009).

Les forts niveaux de contamination dans des produits issus de la filière avicole pourraient être liés à l'ingestion d'une matrice directement contaminée en HBCD. L'hypothèse de l'ingestion d'un matériau ignifuge directement au contact des volailles a déjà été évoquée par certains auteurs (Hiebl & Vetter 2007) et demande à être confirmée expérimentalement par l'étude de la relation dose-imprégnation. En effet, chez la poule, le transfert d'HBCD de la nourriture à l'œuf a été démontré expérimentalement (Fournier et al. 2011). Si l'on se base sur le taux de transfert mesuré dans cette étude, une poule devrait ingérer 1 mg/kg pc/j pour atteindre les taux élevés relevés dans les plans de surveillance 2008-2009.

Certaines valeurs très élevées observées au cours des plans de surveillance 2008 (viandes et œufs) 2009 (œufs) ne sont pas représentatives du bruit de fond mais ne semblent pas atypiques au regard des données retrouvées dans la littérature. Par ailleurs, ces valeurs élevées, bien que minoritaires (et peut-être d'origine accidentelle) suscitent des interrogations en termes de risque pour la population générale puisque l'ingestion d'un seul de ces œufs fortement contaminés pourrait représenter une fraction importante de l'exposition alimentaire annuelle d'un individu.

A titre indicatif, les données obtenues dans le cadre de l'étude EAT2 montrent une contamination moyenne en HBCD semblable à celle observée en 2009 et 2008 à l'exception des œufs en 2009, ainsi que des viandes en 2008.

Au vu des ces éléments, le CES RCCP considère qu'il est nécessaire :

- **de suivre les HBCD dans différentes matrices alimentaires et notamment dans celles d'origine animale ;**
- **si le nouveau plan de surveillance confirme l'existence de valeurs extrêmes de contamination, il serait utile de mener des travaux de recherche pour comprendre les raisons des contaminations élevées retrouvées sur certaines matrices issues de la filière avicole avant de préciser les modalités d'un plan de contrôle orienté spécifiquement sur cette filière. Pour cela, plusieurs types d'informations paraissent nécessaires (typologie des élevages concernés, réalisation d'un inventaire précis des usages d'HBCD,**

confirmation expérimentale de la relation dose-imprégnation entre l'ingestion d'un matériau au contact des volailles et les fortes teneurs en HBCD retrouvées dans la viande et les œufs, etc.).

PBDE (Polybromodiphényléthers)

Les polybromodiphényléthers (PBDE) constituent une famille de 209 molécules (ou congénères) qui s'apparentent chimiquement aux polychlorobiphényles (PCB).

Ces composés ont été utilisés depuis de nombreuses années comme agents ignifugeants dans les mousses, les résines de polymères et notamment les composants électroniques. Présents dans de nombreux produits manufacturés, ils sont susceptibles de contaminer l'environnement non seulement lors de leur fabrication mais aussi lors de leur devenir ultime. Chacun des trois mélanges commerciaux mis sur le marché (PentaBDE, OctaBDE et DécaBDE) est composé de plusieurs congénères présentant différentes teneurs en brome. Les préparations commerciales de PentaBDE et OctaBDE ne sont plus fabriquées à l'échelle mondiale, de sorte que les préoccupations sanitaires restent liées à la gestion des produits en fin de vie utile. Les USA ont décidé de ne plus fabriquer ni importer le mélange commercial de DécaBDE à partir de 2013. Il reste cependant encore utilisé en France.

En dehors de l'exposition professionnelle, la principale voie de contamination de la population générale relève de l'ingestion d'aliments contaminés par ces composés (Johnson-Restrepo & Kannan 2009). Les analyses portent généralement sur les 8 congénères le plus souvent retrouvés dans les matrices alimentaires (BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 et -209). L'exclusion du congénère 209 dans certaines analyses peut conduire à une sous estimation de la contamination des aliments en PBDE sauf pour les poissons.

En France, les aliments les plus contaminés en PBDE³ sont les poissons, les produits à base de lait (entremets/crèmes dessert), des sandwichs et la margarine (ANSES 2011). Les données issues des PS/PC 2008-2009 indiquent un niveau de contamination similaire à celui retrouvé dans les matrices analysées dans le cadre de l'étude EAT2.

Pour la population générale, l'exposition moyenne aux 8 PBDE par voie alimentaire s'élève à 0,6 ng/kg pc/j pour les adultes et 1,0 ng/kg pc/j chez les enfants. Au 95^e percentile, ces niveaux atteignent 1,2 ng/kg pc/j et 2,4 ng/kg pc/j chez les adultes et les enfants respectivement. Dans l'étude CALIPSO qui a porté sur les forts consommateurs de produits de la mer et qui n'a analysé que 7 PBDE (BDE 209 exclu), l'exposition atteint, en fonction des régions, entre 1,6 et 2,6 ng/kg pc/j en moyenne et jusqu'à 7,0 ng/kg pc/j au P95.

En France, les entremets/crèmes dessert (>14%), les poissons (>12%) et les produits laitiers ultra-frais (>11%) sont les contributeurs majoritaires.

³ 8 congénères : BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 et -209

Les institutions réglementaires n'ont pas fixé de valeur toxicologique de référence orale spécifique aux PBDE. En l'absence de données toxicologiques, le CES RCCP propose de retenir à titre transitoire la DJT de 10 ng/kg pc/j utilisée pour les 6 PCB-NDL les plus fréquemment retrouvés dans les aliments (Afssa, 2007). Le choix de cette VTR temporaire se fonde sur les résultats des études *in vivo* et *in vitro* suggérant l'existence d'un mécanisme d'action commun entre PCB-NDL et PBDE (Hallgren & Darnerud 2002; Meerts et al. 2001, 2000; Sanoh et al. 2010). Au regard des niveaux d'exposition calculés pour l'ensemble des PBDE dans l'étude EAT2 et de la DJT de 10 ng/kg pc/j, le CES estime que l'exposition alimentaire aux seuls PBDE n'entraîne pas de risque pour la population générale, quel que soit le profil des consommateurs. Il convient de noter que l'EFSA propose une VTR basée sur une approche par congénère (BMDL₁₀ individuelle pour 3 congénères (-BDE 47, -99 et -153) et une valeur pour le BDE-209).

En retenant l'hypothèse d'un mécanisme d'action commun aux PCB-NDL et aux PBDE, l'exposition cumulée aux PBDE et aux PCB-NDL peut être comparée à la DJT de 10 ng/kg pc/j. Une telle démarche montre que cette exposition cumulée est 20 à 30% supérieure à celle des seuls PCB-NDL, entraînant des dépassements plus importants de la VTR, notamment chez les forts consommateurs de poissons.

Dans l'attente d'une caractérisation plus précise du danger lié aux mélanges de PBDE ainsi que de leurs potentiels effets additifs avec les PCB-NDL, le CES RCCP estime pertinent de mettre en œuvre un PS/PC spécifique aux 8 PBDE (28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183 et 209) au même titre qu'il existe une surveillance des niveaux de contamination des aliments pour les PCB. Dans un premier temps, ce plan pourrait s'intéresser à la contamination des aliments les plus contributeurs, à savoir les poissons et les produits laitiers. Les PBDE étant pris en charge dans le cadre de la future étude sur l'alimentation totale infantile, le risque identifié par l'EFSA concernant le BDE-99 pourra être quantifié pour la population française des enfants de moins de 3 ans une fois les données disponibles.

TBBPA (tétrabromobisphénol-A)

Le tétrabromobisphénol-A (TBBPA) est le retardateur de flamme bromé le plus utilisé au monde avec une consommation annuelle totale de plus de 200 000 tonnes (Birnbaum & Staskal 2004). Cette substance est utilisée en quantité importante comme intermédiaire dans la fabrication des résines époxy ou de polycarbonates servant à la production des circuits imprimés. La molécule est caractérisée par des propriétés physico-chimiques significativement différentes des autres RFB ; bien que lipophile (log Kow = 4,5), le TBBPA possède deux fonctions phénoliques qui le rendent conjugable, donc plus hydrosoluble et *in fine* plus facilement éliminable de l'organisme.

La présence de ce composé dans l'environnement a déjà été rapportée (Morris et al. 2004; Schlabach et al. 2001) dans les sédiments marins et d'eau douce (Angleterre⁴, Belgique, Pays-Bas, Norvège) à des concentrations de l'ordre du µg/kg de matière sèche et chez

⁴ Concentration maximale de 9750 µg/kg de matière sèche relevée sur un prélèvement effectué à proximité d'une usine de production de RFB

certaines espèces aquatiques⁵ à des concentrations comprises entre < 0.2 to 245 µg/kg MG (Morris et al. 2004). Une étude récente, menée en France (Cariou et al. 2008) a démontré chez l'homme la présence de TBBPA dans le sang et le lait maternel, mais aussi dans le sang du cordon ombilical.

Le TBBPA ne fait pas l'objet de classification pour la santé humaine. La dose létale 50 (DL₅₀) du TBBPA par voie orale est élevée chez le rat comme chez la souris. Chez l'Homme en milieu professionnel, il n'est pas considéré comme un sensibilisant cutané ou respiratoire (EU-RAR-HH 2006).

Les études expérimentales, après administrations orales répétées et les études *in vitro*, indiquent que la fonction thyroïdienne est une cible critique du TBBPA, dans les deux sexes (EU-RAR-HH 2006). L'EFSA a retenu une BMDL₁₀ de 16 mg/kg pc (EFSA 2011) proposée dans une étude de toxicité de la reproduction (Van der Ven et al. 2008) sur la base des perturbations observées sur le taux circulant des hormones thyroïdiennes (notamment la thyroxine). En outre, il existe un faisceau convergent d'éléments en faveur d'une neurotoxicité développementale, bien que leur interprétation soit difficile. Cependant, les effets thyroïdiens n'ont pas été retenus dans le rapport de l'UE qui a considéré, pour la caractérisation du risque :

- Une Dose Sans Effet Nocif Observé (DSENO) de 1000 mg/kg/j, sur la base d'une étude de toxicité de 90 jours chez le rat (étude non publiée, par le MPI Research, 2002)
- Une DSENO de 40 mg/kg/j à appliquer pour les enfants, en raison d'une potentialité néphrotoxique dans une étude de toxicité juvénile chez le rat (Fukuda et al. 2004)

A l'heure actuelle, il n'existe en France aucune donnée de contamination des denrées par le TBBPA. L'étude Alimentation Totale anglaise (FSA 2004) n'a pas mis en évidence de TBBPA dans les 121 groupes d'aliments testés (limite de détection de 0,05 µg/kg MG). De la même façon, l'EFSA indique n'avoir eu accès qu'à très peu des données de contamination (344 données de Norvège et d'Espagne) systématiquement non quantifiées (limite de quantification de 1 µg/kg de poids frais) et ne concernant que des produits de la mer (EFSA 2011).

Au vu de ces différents éléments, le CES considère qu'il est nécessaire de mettre en place un plan de surveillance pour le TBBPA. Dans un premier temps, ce suivi pourra être réalisé sur des échantillons d'ores et déjà collectés (EAT2).

PBB (Polybromobiphényles)

Les polybromobiphényles (209 congénères) ont été utilisés comme produits ignifuges dans une vaste gamme de produits de consommation (appareils électroniques, pièces automobiles, etc.), ajoutés par exemple à la mousse de polyuréthane et dans divers plastiques. Ils ont été interdits aux USA en 1976. Ils sont restés très peu utilisés en Europe où ils ont été interdits en 2000.

⁵ Merlan, crabes, anguilles, étoiles de mer, etc.

Dans l'étude EAT2 (2007-2009), les PBB ont été les RFB les moins souvent détectés. Les BB-101 et BB-52 ont été détectés dans moins de 10% des échantillons. Dans les données PS/PC 2008 et 2009, ce taux de détection s'est avéré inférieur à 3%. Le BB-153 est le composé le plus fréquemment retrouvé puisque détecté dans 75% des échantillons.

Compte tenu de la DSENO⁶ de 0,15 mg/kg pc/j retenue récemment par l'EFSA, la marge d'exposition des enfants (groupe plus exposé que les adultes) sur la base des données de l'EAT2 au 95^{ème} percentile d'exposition, s'élève à $2,5 \cdot 10^6$ sous l'hypothèse haute⁷. L'étude conclut que le risque lié à l'exposition aux PBB ne constitue donc pas un problème de santé publique.

Les conclusions de l'EFSA convergent avec celles de l'ANSES pour ce qui concerne les enfants (marge de 10^5) ; l'EFSA s'est intéressée en outre aux forts consommateurs de poissons gras pour lesquels elle conclut à une faible exposition (marge de 10^6).

Le CES RCCP estime que sur la base de l'ensemble de ces éléments la mise en place d'un plan de surveillance pour les PBB n'est pas justifiée.

Eléments de réponse relatifs à l'opportunité de réaliser un plan de surveillance spécifique aux produits de la mer importés

Le CES indique que les données de contamination analysées (PS/PC 2008-2009 et EAT2) ne justifient pas la mise en place d'un plan de surveillance spécifique aux produits de la mer importés en France métropolitaine. Concernant la France d'outre-mer, l'approvisionnement et l'origine des poissons consommés pouvant être différents de ceux de métropole, l'opportunité d'une telle mesure ne pourra être évaluée qu'au regard de données locales de contamination.

Conclusions du CES

Le CES RCCP conclut que la contamination des denrées animales ou d'origine animale en RFB nécessite une surveillance selon les modalités suivantes :

- **rechercher la présence d'HBCD prioritairement dans les œufs et la viande de volaille, les poissons et dans la viande bovine et porcine ;**
- **dans le cas d'une confirmation de l'existence d'échantillons présentant des teneurs 100 à 1000 fois supérieures au bruit de fond, mener des travaux de recherche permettant de recueillir notamment des informations sur les usages des HBCD, sur la typologie des élevages avicoles et sur la confirmation expérimentale de la relation dose-imprégnation entre l'ingestion**

⁶ Dose Sans Effet Nocif Observé

⁷ L'hypothèse haute est une hypothèse permettant de prendre en compte les données censurées. Selon les recommandations de l'OMS, elle correspond à une méthode de calcul pour laquelle les valeurs non détectées sont estimées égales à la limite de détection de la méthode analytique et les valeurs détectées mais non quantifiées sont estimées égales à la limite de quantification. Il s'agit d'une approche maximaliste.

d'un matériau au contact des volailles et les fortes teneurs en HBCD retrouvées dans la viande et les œufs, avant de préciser les modalités d'un plan de contrôle orienté spécifiquement sur la filière avicole ;

- rechercher les 8 PBDE dans les aliments les plus contributeurs, à savoir les poissons et les produits laitiers ;
- rechercher le TBBPA dans un premier temps sur des matrices sentinelles pour lesquelles des prélèvements sont d'ores et déjà disponibles, comme les poissons ou le lait ;

Par ailleurs, le CES RCCP considère que :

- aucun élément ne justifie la surveillance des teneurs en PBB dans les aliments ;
- le risque potentiel lié à l'exposition au BDE-99 des enfants de 1-3 ans documenté par l'EFSA sera évaluable en France, une fois les données de l'EAT infantile disponibles ;
- les données de contamination analysées ne justifient pas la mise en place d'un plan de surveillance spécifique aux produits de la mer importés en France métropolitaine.

4. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS DE L'AGENCE

L'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail endosse les conclusions du CES RCCP. Elle précise que cette analyse qui a pour but d'orienter la réalisation de futurs plans de surveillance en matière de RFB, se fonde sur les données toxicologiques actuellement validées et ne préjuge pas des conclusions des évaluations en cours de certaines de ces molécules par l'Anses, notamment au regard du caractère perturbateur endocrinien potentiel de certaines substances.

Le directeur général

Marc Mortureux

MOTS-CLES

Retardateurs de flamme bromés, surveillance, aliments.

BIBLIOGRAPHIE

- AFSSA (2006) Etude des Consommations ALimentaires de produits de la mer et Imprégnation aux éléments traces, PolluantS et Oméga 3 – CALIPSO. (p. 162) Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments.
- ANSES (2011) Étude de l'alimentation totale française 2 (EAT 2): Tome 1 - Contaminants inorganiques, minéraux, polluants organiques persistants, mycotoxines, phyto-estrogènes. (p. 348) Agence Nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.
- Bignert, A., Danielsson, S., & Elisabeth, N. (2010) Hexabromocyclododecane (HBCD) concentrations in herring muscle and Guillemot egg. HELCOM Indicator Fact Sheets 2010. Accédé le 15 décembre 2011 : http://www.helcom.fi/BSAP_assessment/ifs/ifs2010/en_GB/hbcd_biota/
- Birnbaum, L.S., & Staskal, D.F. (2004) Brominated flame retardants: cause for concern? *Environmental Health Perspectives* 112(1), 9-17.
- BSEF (2009) Fact Sheet: HBCD (hexabromocyclododecane). Bromine Science and Environmental Forum: Bruxelles.
- Cariou, R., Antignac, J.P., Zalko, D., Berrebi, A., Cravedi, J.P., Maume, D., Marchand, P., et al. (2008) Exposure assessment of French women and their newborns to tetrabromobisphenol-A: Occurrence measurements in maternal adipose tissue, serum, breast milk and cord serum. *Chemosphere* 73(7), 1036-1041.
- CEFIC (2006) Flame Retardant Fact Sheet: Hexabromocyclododecane (HBCD). European Chemical Industry Council. www.cefic-efra.org
- Covaci, A., Roosens, L., Dirtu, A.C., Waegeneers, N., Van Overmeire, I., Neels, H., & Goeyens, L. (2009) Brominated flame retardants in Belgian home-produced eggs: levels and contamination sources. *Science of the Total Environment* 407(15), 4387-4396.
- EFSA (2011) Scientific Opinion on Hexabromocyclododecanes (HBCDDs) in Food. *EFSA Journal* 9(7), 118 pp. doi:10.2903/j.efsa.2011.2296
- EFSA (2011) Scientific Opinion on Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and its derivatives in food. *EFSA Journal* 9(12). 61 pp. doi:10.2903/j.efsa.2011.2477
- Esslinger, S., Becker, R., Jung, C., Schroter-Kermani, C., Bremser, W., & Nehls, I. (2011) Temporal trend (1988-2008) of hexabromocyclododecane enantiomers in herring gull eggs from the german coastal region. *Chemosphere* 83(2), 161-167.
- EU-RAR-HH (2006) European Union Risk Assessment Report. 2,2',6,6'-tetrabromo-4,4'-isopropylidenediphenol (tetrabromobisphenol-A or TBBP-A) (CAS: 79-94-7) Part II –human health. Institute for Health and Consumer Protection. Office for Official Publications of the European Communities (p. 1-158) European Chemicals Bureau, European Commission Joint Research Centre: Luxembourg.
- Fournier, A., Feidt, C., Marchand, P., Vénisseau, A., Le Bizec, B., Sellier, N., Engel, E., et al. (2011) Kinetic study of γ -hexabromocyclododecane orally given to laying hens (*Gallus domesticus*). *Environmental Science and Pollution Research* 1-8.
- FSA (2004) Brominated flame retardants in trout and eels from the Skerne-Tees river system and total diet study samples. Food Standards Agency. <http://www.food.gov.uk/science/surveillance/fsis2004branch/fsis5204>

- Fukuda, N., Ito, Y., Yamaguchi, M., Mitumori, K., Koizumi, M., Hasegawa, R., Kamata, E., et al. (2004) Unexpected nephrotoxicity induced by tetrabromobisphenol A in newborn rats. *Toxicology letters* 150(2), 145-155.
- Hallgren, S., & Darnerud, P.O. (2002) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), polychlorinated biphenyls (PCBs) and chlorinated paraffins (CPs) in rats--testing interactions and mechanisms for thyroid hormone effects. *Toxicology* 177(2-3), 227-243.
- Hiebl, J., & Vetter, W. (2007) Detection of hexabromocyclododecane and its metabolite pentabromocyclododecene in chicken egg and fish from the official food control. *Journal of agricultural and food chemistry* 55(9), 3319-3324.
- Janák, K., Sellstrom, U., Johansson, A.K., Becher, G., De Wit, C.A., Lindberg, P., & Helander, B. (2008) Enantiomer-specific accumulation of hexabromocyclododecanes in eggs of predatory birds. *Chemosphere* 73(1), 193-200.
- Johansson, A.K., Sellström, U., Lindberg, P., Bignert, A., & De Wit, C.A. (2009) Polybrominated diphenyl ether congener patterns, hexabromocyclododecane, and brominated biphenyl 153 in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28(1), 9-17.
- Johnson-Restrepo, B., & Kannan, K. (2009) An assessment of sources and pathways of human exposure to polybrominated diphenyl ethers in the United States. *Chemosphere* 76(4), 542-548.
- Meerts, I., Letcher, R.J., Hoving, S., Marsh, G., Bergman, A., Lemmen, J.G., van der Burg, B., et al. (2001) In vitro estrogenicity of polybrominated diphenyl ethers, hydroxylated PDBEs, and polybrominated bisphenol A compounds. *Environmental health perspectives* 109(4), 399-407.
- Meerts, I., Van Zanden, J.J., Luijks, E.A., van Leeuwen-Bol, I., Marsh, G., Jakobsson, E., Bergman, Å., et al. (2000) Potent competitive interactions of some brominated flame retardants and related compounds with human transthyretin in vitro. *Toxicological Sciences* 56(1), 95-104.
- Morris, S., Allchin, C.R., Zegers, B.N., Haftka, J.J.H., Boon, J.P., Belpaire, C., Leonards, P.E.G., et al. (2004) Distribution and Fate of HBCD and TBBPA Brominated Flame Retardants in North Sea Estuaries and Aquatic Food Webs. *Environ. Sci. Technol.* 38(21), 5497-5504. doi:10.1021/es049640i
- Sanoh, S., Iwase, E., Matsubara, K., Sugihara, K., Fujimoto, N., Naoto, U., Kitamura, S., et al. (2010) Comparative Study of Affinity for Thyroid Hormone and Estrogen Receptors of Hydroxylated Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers Présenté à BFR2010, (Kyoto (Japan)). <http://bfr2010.com/abstract-download/2010/90052.pdf>
- Schlabach, M., Fjeld, E., Gundersen, H., Mariussen, E., Kjellberg, G., & Breivik, B. (2001) Pollution of Lake Mjøsa by brominated flame retardants. *Organohal. Compds.* 66, 3779-3785.
- Van der Ven L, Van de Kuil T, Verhoef A, et al. (2008) Endocrine effects of tetrabromobisphenol-A (TBBPA) in Wistar rats as tested in a one-generation reproduction study and a subacute toxicity study. *Toxicology.* 245(1):76-89.

ANNEXE : ESTIMATION DE LA CONTAMINATION EN HBCD DES ALIMENTS

Tableau 1 : Contamination en HBCD des aliments tels que consommés (données issues de l'étude EAT2- 2011)

Groupes d'aliments	Nb	Somme HBCD (ng/g MG)	
		LB ¹	UB ¹
Lait	37	0,63	2,40
Ultra-frais laitier	74	2,18	3,33
Fromages	31	0,03	0,10
Oeufs et dérivés	30	0,17	0,23
Beurre	6	0,01	0,05
Huile	3	0,01	0,07
Margarine	4	0,01	0,04
Viande	64	0,79	0,84
Volaille et gibier	38	1,16	1,28
Abats	16	0,35	0,45
Charcuterie	80	0,54	0,58
Poissons	45	1,93	2,18
Crustacés et mollusques	37	5,61	5,91
Légumes (hors pomme de terre)	3	0,11	0,22
Pizzas, quiches et pâtisseries salées	4	0,12	0,19
Sandwiches, casse-croûte	18	0,32	0,38
Plats composés	61	0,43	0,47
Entremets, crèmes desserts et laits gélifiés	22	0,10	0,26
Condiments et sauces	3	0,04	0,13

Tableau 2 : Synthèse des données de contamination moyennes en HBCD issues des plans de surveillance DGAI 2008-2009

Type de denrées	Somme HBCD (ng/g MG)									
	2008					2009				
	Nb	% de censure ²	Médiane ³	Moyenne ³	Maximum	Nb	% de censure ²	Médiane ³	Moyenne ³	Maximum
viande bovine et ovine	25	56	0,16	15,39	379,58	23	30	0,15	0,44	4,95
viande porcine	17	29	0,37	29,75	463,79	16	44	0,18	0,56	5,49
Viande de volaille	18	44	0,32	170,86	3054,73	20	30	0,21	0,53	2,29
gibier	4	100	0,32	0,31	0,45	3	33	0,27	0,67	1,59
Autres viandes	4	50	0,25	0,30	0,56	5	80	0,20	0,20	0,23
Foie (bovin, volaille, ovin, porcine)	4	75	0,09	0,08	0,11	7	29	0,17	0,21	0,39
œufs	39	44	0,08	122,53	3388,87	36	14	0,18	16,18	514,06
Lait et produits dérivés	19	42	0,04	1,56	28,75	19	0	0,04	0,12	0,57

¹ : L'hypothèse basse (LB) correspond à une méthode de calcul pour laquelle les valeurs non détectées sont estimées égales à 0 et les valeurs détectées mais non quantifiées sont estimées égales à la limite de détection (LOD). L'hypothèse haute (UB) correspond à une méthode de calcul pour laquelle les valeurs non détectées sont estimées égales à la LOD et les valeurs détectées mais non quantifiées sont estimées égales à la limite de quantification. L'hypothèse LB est donc minimaliste, l'hypothèse UB maximaliste.

² : le pourcentage de censure correspond au pourcentage d'échantillons pour lesquels aucun des trois congénères HBCD (alpha, bêta, gamma) n'a été détecté.

³ : Les données censurées ont été remplacées par une estimation correspondant à une hypothèse moyenne ou « middle bound » (MB) : les concentrations inférieures à la LOD (substances non détectées) ont été remplacées par ½ LOD, et les concentrations inférieures à la LOQ mais supérieures à la LOD ont été remplacées par ½ LOQ.