



Distr. : Générale
4 décembre 2007

Français
Original : Anglais



**Programme des
Nations Unies pour
l'environnement**

Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants
Comité d'étude des polluants organiques persistants
Troisième réunion
Genève, 19-23 novembre 2007

**Rapport du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur
les travaux de sa troisième réunion**

Additif

Descriptif des risques liés à l'octabromodiphényléther commercial

A sa troisième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté le descriptif des risques liés à l'octabromodiphényléther commercial sur la base de l'ébauche qui figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.3/14. Le texte de ce descriptif des risques, tel qu'amendé, est reproduit dans les pages qui suivent. Il n'a pas été revu par les services de contrôle de la rédaction.

OCTABROMODIPHENYLETHER COMMERCIAL

DESCRIPTIF DES RISQUES

Adopté par le
Comité d'étude des polluants organiques persistants
à sa troisième réunion

Novembre 2007

Table des matières

Résumé.....	4
1. Introduction.....	6
1.1 Identité chimique.....	6
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations requises à l'Annexe D.....	7
1.3 Sources des données.....	7
1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales.....	8
2. Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques.....	8
2.1 Sources.....	8
2.2 Devenir écologique.....	9
2.2.1 Persistance.....	9
2.2.2 Bioaccumulation.....	9
2.2.3 Propagation à longue distance dans l'environnement.....	11
2.3 Exposition.....	11
2.3.1 Atmosphère.....	11
2.3.2 Eau.....	12
2.3.3 Sédiments.....	12
2.3.4 Sol.....	12
2.3.5 Déchets, effluents et biosolides.....	13
2.3.6 Biote.....	13
2.3.7 Etres humains.....	14
2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants.....	15
2.4.1. Etudes expérimentales.....	15
2.4.2. Données de surveillance sur les effets.....	17
3. Synthèse des informations.....	17
4. Conclusion générale.....	19
Bibliographie.....	20

Résumé

L'Union européenne et ses Etats membres qui sont Parties à la Convention de Stockholm ont, en juillet 2006, soumis une proposition visant à inscrire l'octabromodiphényléther à l'Annexe A de la Convention de Stockholm conformément au paragraphe 1 de l'article 8 de la Convention. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a convenu que l'octabromodiphényléther commercial (c-octaBDE) – qui est en fait un mélange, comme décrit ci-après – répondait aux critères de sélection de l'Annexe D de la Convention. Le projet de descriptif des risques examine les informations disponibles concernant le mélange commercial et ses principaux composants : l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE.

Les diphényléthers polybromés sont généralement utilisés comme retardateurs de flamme de type additif. Ces derniers se mélangent mais ne se lient pas chimiquement (comme c'est le cas pour les ignifugeants réactifs) aux matériaux traités. Les produits du commerce recouvrent plusieurs congénères possédant des degrés de bromation différents. Selon les renseignements fournis par les intervenants de la filière du brome, l'octaBDE commercial a été produit aux Pays-Bas, en France, aux Etats-Unis, au Japon, au Royaume-Uni et en Israël mais ne l'est plus depuis 2004 dans les pays de l'Union européenne, aux Etats Unis et dans le bassin du Pacifique, et rien n'indique que les pays en développement en produisent. Selon le « Bromine Science and Environmental Forum », l'octaBDE a été mis sur le marché vers le milieu des années 1970. Au début des années 2000, la production mondiale était inférieure à 4 000 tonnes par an, et lorsque celle-ci a cessé, la demande était inférieure à 500 tonnes par an; en partant de l'hypothèse d'une production annuelle de 6 000 tonnes sur une période de 30 ans, le volume total fabriqué à ce jour serait d'environ 180 000 tonnes.

Bien que l'octaBDE commercial ne soit apparemment plus produit, les quantités émises jusqu'à la fin de la vie utile des articles qui en contiennent et lors de l'élimination de ces derniers demeurent non négligeables. La Suisse a fait savoir que les émissions diffuses provenant de l'utilisation de tels produits s'élevaient, sur son territoire, à environ 0,37 tonne/an pour un stock total de 680 tonnes (dans le pire des cas).

On dispose d'une documentation abondante sur la persistance des composants de l'octaBDE commercial dans l'environnement. Les seuls facteurs de dégradation pertinents identifiés à ce jour sont la photolyse ainsi que le métabolisme et la dégradation anaérobie dans le biote, qui agissent par débromation et produisent d'autres BDE pouvant présenter une toxicité et un potentiel de bioaccumulation plus élevés.

L'évaluation du potentiel de bioaccumulation de l'octaBDE commercial constitue un des principaux problèmes de ce descriptif des risques. Il a été démontré que l'hexaBDE a un potentiel de bioaccumulation élevé (avec un potentiel de bioconcentration modéré) et un fort potentiel de bioamplification dans la chaîne alimentaire, ce qui cadre entièrement avec les taux d'élimination communiqués. Il a également été signalé qu'il se bioamplifie dans le réseau alimentaire, mais moins que le laisse prévoir son coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}). Cela peut s'attribuer à une métabolisation se traduisant par une demi-vie relativement courte, ce qui a été démontré de façon expérimentale et que les auteurs expliquent par la débromation. La présence d'octa- et de nonaBDE dans le biote est bien documentée, mais leur potentiel de bioaccumulation via l'eau et l'alimentation est beaucoup plus faible que le laisserait supposer leur K_{oe} . Les raisons de cet écart peuvent être une disponibilité réduite de ces composés, leur métabolisation ou les deux. Le nombre de documents scientifiques démontrant la décomposition des diphényléthers octa- à décabromés en d'autres PBDE ne cesse d'augmenter; l'étude de ce phénomène est capitale pour l'évaluation car la faiblesse apparente du potentiel de bioaccumulation pourrait en fait être la conséquence d'une transformation métabolique des substances considérées en PBDE qui, eux, sont bioaccumulatifs. On n'est pas encore en mesure de présenter une estimation quantitative, mais une telle débromation a déjà été observée chez certains organismes aquatiques, mammifères et oiseaux. Ce sujet fait l'objet de recherches actives, et il faudra que le Comité d'étude des polluants organiques persistants évalue les nouveaux résultats à mesure de leur apparition dans les publications pratiquant l'examen collégial.

Les données de surveillance du biote des régions reculées apportent les meilleurs éléments d'information quant au potentiel de propagation à longue distance des composants de l'octaBDE commercial, en particulier l'hexa- et l'heptaBDE. Le fait qu'on en a détecté dans certains lacs alpins prouve le rôle joué par le transport éolien. L'aptitude du décaBDE à se propager à longue distance a été établie. Celle de l'octa- et du nonaBDE n'a pas pu être confirmée, peut-être parce que leur contribution relative est moins importante ou parce qu'ils subissent une transformation métabolique qui réduit leur degré de bromation.

Les études sur des organismes aquatiques, des sédiments et des sols effectuées en laboratoire n'ont relevé aucun effet significatif; toutefois, les indicateurs cliniques et les paramètres d'exposition retenus pour ces essais étaient clairement insuffisants pour évaluer de façon adéquate des substances chimiques du genre des diphényléthers hexa- à nonabromés.

Les informations disponibles sur les mammifères et les oiseaux apportent des enseignements utiles. La plus faible concentration sans effet nocif observé (CSENO) signalée pour les indicateurs cliniques classiques est de 2 à 5 mg/kg poids corporel/j. Ces indicateurs sont pertinents pour l'évaluation sanitaire et écologique, et donc utiles lors de l'évaluation des risques pour l'homme et la nature. Les effets immunotoxicologiques, en particulier les effets neurotoxiques retardés observés après administration d'une dose unique méritent en outre une attention particulière. La charge corporelle critique dans le cas de l'hexaBDE 153 a été estimée à 2 000 µg/kg lipides sur la base d'une concentration sans effet observé (CSEO) de 0,45 mg/kg. Il est à noter que des concentrations d'hexaBDE 153 proches de ces valeurs ont été trouvées chez diverses espèces et dans plusieurs sites géographiques, et qu'il est fréquent de voir les concentrations totales de PBDE largement dépasser le seuil précité.

L'évaluation des risques que l'octaBDE commercial fait courir à l'homme et à l'environnement en raison de son potentiel de propagation à longue distance doit tenir compte non seulement du fait qu'il s'agit d'un mélange de substances possédant des propriétés et des caractéristiques différentes qui entrent également dans la composition d'autres PBDE du commerce et peuvent ainsi être libérées dans l'environnement, mais aussi de la possibilité que ces substances se forment dans le milieu par débromation du décaBDE commercial.

Le plus difficile est d'estimer le danger que peuvent présenter le mélange commercial et ses composants. Un certain nombre d'études écotoxicologiques et toxicologiques classiques n'ont décelé aucun effet, même à des niveaux de concentration excessivement élevés, mais une évaluation approfondie de ces études, en particulier sur le plan de propriétés et de la toxicocinétique des PBDE, montre que la conception des essais, les conditions d'exposition et les indicateurs cliniques retenus ne se prêtent pas à une évaluation correcte de tels produits chimiques. L'absence d'effets dont font état les études précitées devrait donc être interprétée avec prudence. Des études spécifiques ont révélé l'existence de certains dangers, tels que la neurotoxicité et l'immunotoxicité retardées, qui pourraient être particulièrement importants pour l'évaluation des risques sanitaires et écologiques. Les informations disponibles à l'heure actuelle ne permettent pas d'effectuer une évaluation quantitative de ces effets du point de vue des dangers qu'ils constituent pour la santé humaine et les écosystèmes, mais cela pourrait bientôt être possible si la production de données supplémentaires scientifiquement fiables se poursuit au même rythme que ces dernières années.

Vu les preuves dont on dispose, on peut conclure que l'hexa- et l'heptaBDE contenus dans l'octabromodiphényléther commercial sont, en raison de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine ou sur l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial.

Les preuves de plus en plus nombreuses de la conversion par débromation de l'octa- et du nonaBDE en d'autres BDE possédant des caractéristiques de polluants organiques persistants permettent également, compte tenu du paragraphe 7 a) de l'article 8 de la Convention selon lequel l'absence de certitude scientifique absolue n'empêche pas de donner suite à une proposition, de conclure que l'octa- et le nonaBDE contenus dans l'octabromodiphényléther commercial sont, en raison de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles de produire des effets nocifs importants sur la santé humaine ou sur l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial.

1. Introduction

La Convention de Stockholm est un traité mondial visant à protéger la santé humaine et l'environnement contre les polluants organiques persistants, dont 12 figurent dans la liste de la Convention. Les polluants organiques persistants sont des substances chimiques qui restent intactes dans l'environnement pendant longtemps, se répartissent sur un large champ géographique, s'accumulent dans les tissus des organismes vivants et peuvent être néfastes pour les êtres humains et l'environnement. L'Union européenne et ses Etats membres, qui sont Parties à la Convention de Stockholm, ont soumis, en juillet 2006, une proposition visant à inscrire l'octabromodiphényléther à l'Annexe A de la Convention de Stockholm conformément au paragraphe 1 de l'article 8 de cette Convention, et le Comité d'étude des polluants organiques persistants a convenu que l'octabromodiphényléther commercial – qui est en fait un mélange, comme décrit ci-après – répondait aux critères de sélection énoncés à l'Annexe D de ladite Convention.

1.1 Identité chimique

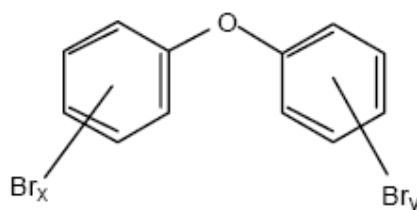
La présente proposition concerne l'octaBDE commercial, un produit contenant plusieurs substances dont les propriétés et les risques potentiels sont différents. Le document se penche donc tout d'abord sur les constituants individuels avant d'établir, à partir des résultats de cet examen, une évaluation globale du mélange.

La production d'octaBDE commercial se serait fortement ralentie, voire arrêtée, depuis que le principal fournisseur, situé en Amérique du Nord, a cessé d'en fabriquer, en 2004. Ce produit était un mélange complexe contenant généralement (depuis 2001, pour ce qui est des pays membres de l'Union européenne) $\leq 0,5$ % d'isomères du pentabromodiphényléther, ≤ 12 % d'isomères de l'hexabromodiphényléther, ≤ 45 % d'isomères de l'heptabromodiphényléther, ≤ 33 % d'isomères de l'octaBDE, ≤ 10 % d'isomères du nonabromodiphényléther et $\leq 0,7$ % de décabromodiphényléther. La composition des produits plus anciens ou provenant de pays situés hors de l'Union européenne peut être différente.

L'octaBDE commercial est vendu comme produit de qualité technique sous le numéro CAS de l'octaBDE.

Appellation UICPA :	Diphényléther, dérivé octabromé (octabromodiphényléther, octaBDE)
Synonymes :	oxyde de biphenyle, dérivé octabromé; oxyde de diphenyle, dérivé octabromé; éther octabromodiphénylique; éther diphenylique octabromé; octabromo phénoxybenzène; benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé octabromé
Numéro CAS :	32536-52-0
Formule brute :	$C_{12}H_2Br_8O$
Poids moléculaire :	801,38

Structure chimique : ($x + y = 8$)



Trois diphényléthers polybromés ignifugeants étaient autrefois disponibles sur le marché. On les appelle penta-, octa- et décabromodiphényléther, mais ce sont tous des mélanges de diphényléthers présentant divers degrés de bromation. Plusieurs synonymes et abréviations sont utilisés pour désigner les diphényléthers polybromés, en l'occurrence, les suivants :

éthers biphenyliques polybromés = polybromobiphényléthers – PBBE
oxydes de biphenyle polybromé = oxydes de polybromobiphényle - PBBO
éthers diphenyliques polybromés = polybromodiphényléthers - PBDPE
oxydes de diphenyle polybromé = oxydes de polybromodiphényle – PBDPO

Dans la suite de ce document, nous emploierons les abréviations PBDE et BDE précédées du nombre d'atomes de brome (par exemple heptaBDE). Les mélanges commerciaux seront indiqués par la mention « du commerce » ou « commercial » (par exemple octaBDE du commerce).

Les compositions des trois PBDE du commerce, déterminées à partir d'échantillons composites obtenus auprès des fournisseurs de l'Union européenne, sont données dans le tableau 1.1 ci-après. Ces PBDE sont ceux qui ont servi il y a peu pour les essais sur lesquels l'Union européenne s'est basée pour établir ses rapports d'évaluation des risques. La Guardia et al. (2006) ont récemment communiqué des informations supplémentaires sur leur composition.

La rubrique relative à l'octaBDE du commerce, tel que défini par le Comité d'étude des polluants organiques persistants, couvre donc une combinaison complexe d'isomères et de congénères. Le présent document se concentre sur la série des homologues de l'hexa-, de l'hepta-, de l'octa- et du nonaBDE, ceux du penta- et du décaBDE étant abordés dans les descriptifs des risques se rapportant aux mélanges commerciaux correspondants. Dans la littérature scientifique, le même système de numérotation que pour les biphényles polychlorés est souvent utilisé pour les congénères des PBDE, ce qui donne les appellations suivantes :

- Hexabromodiphényléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé hexabromé; hexaBDE) (N° CAS : 36483-60-0; N° UICPA : BDE-128 à BDE-169)
- Heptabromodiphényléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé heptabromé; heptaBDE) (N° CAS : 68928-80-3; N° UICPA : BDE-170 à BDE-193)
- Octabromodiphényléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé octabromé; octaBDE) (N° CAS : 32536-52-0; N° UICPA : BDE-194 à BDE-205)
- Nonabromodiphényléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé nonabromé; nonaBDE) (N° CAS : 63936-56-1; N° UICPA : BDE-206 à BDE-208)

Tableau 1-1. Composition des PBDE commerciaux d'après le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne

Composant	Composition du produit commercial (%)			
	Penta-		Octa-	Déca-
	1997	2000	1997	1997
Tribromodiphényléther		0,23		
Tétabromodiphényléther	33,7	36,02		
Pentabromodiphényléther	54,6	55,10		
Hexabromodiphényléther	11,7	8,58	5,5	
Heptabromodiphényléther			42,3	
Octabromodiphényléther			36,1	0,04
Nonabromodiphényléther			13,9	2,5
Décabromodiphényléther			2,1	97,4

Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a déjà, dans le cas du pentabromodiphényléther commercial, exposé les difficultés liées à l'établissement d'un descriptif des risques pour un mélange complexe. Il n'existe aucun ensemble complet de données permettant d'élaborer un tel document, ni pour le mélange commercial, ni pour ses composants individuels. On a donc, pour le présent descriptif des risques, combiné les différents éléments d'information disponibles, lesquels étaient particulièrement maigres en ce qui concerne les congénères de l'hepta-, de l'octa et du nonaBDE. Toutefois, la communauté scientifique s'intéresse maintenant de plus en plus à l'étude de ces congénères. Pour l'heure, il n'est pas encore possible d'effectuer une évaluation quantitative, mais cela devrait bientôt l'être si la production de données supplémentaires scientifiquement fiables se poursuit au même rythme que ces dernières années.

1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations requises à l'Annexe D

Le Comité a évalué les informations visées à l'Annexe D de la Convention et a conclu que la proposition répond aux exigences de l'article 8 et de la susdite annexe (POPRC-2/6).

1.3 Sources des données

Le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne (CE, 2003), le rapport d'évaluation établi par le gouvernement canadien (Environnement Canada, 2004), et les références citées dans le rapport de l'Organisation mondiale de la santé paru en 1994 ont été les principales sources d'informations utilisées par le Comité pour l'examen prévu à l'Annexe D. Des renseignements supplémentaires ont été fournis par les pays suivants : Allemagne, Canada, Etats-Unis, Japon, Lituanie, Norvège, République tchèque, Royaume-Uni, Suisse, et Turquie, ainsi que par l'organisation non gouvernementale « Environmental Health Fund », au nom du Réseau international pour

l'élimination des polluants organiques persistants, et par l'organisme industriel « Bromine Science and Environmental Forum ». On a également reçu d'autres informations durant la consultation. Vu l'abondance des nouvelles informations scientifiques qui sont parues ces derniers temps, on a également passé en revue les publications scientifiques récentes. Elles ont constitué une source primordiale de données pour le présent rapport.

1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales

- Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est, dite Convention OSPAR : l'octaBDE fait partie des substances sélectionnées pour inscription sur les listes de cette Convention (no. 236). Il figure dans la section C de la liste révisée – comprenant les substances mises en attente parce qu'elles ne sont pas produites ou utilisées dans la région visée par la Convention ou parce qu'elles sont utilisées dans des installations offrant des mesures de confinement suffisantes pour les rendre peu susceptibles de représenter une menace pour l'environnement marin;
- Convention sur la pollution transfrontière à longue distance de l'ONU-CEE et son Protocole relatif aux polluants organiques persistants : la procédure d'examen de l'octaBDE aux fins de son inclusion dans le Protocole est en cours.

2. Informations récapitulatives pertinentes pour le descriptif des risques

2.1 Sources

Selon les renseignements fournis par les intervenants de la filière du brome, l'octaBDE commercial a été produit aux Pays-Bas, en France, aux Etats-Unis, au Japon, au Royaume Uni et en Israël mais ne l'est plus depuis 2004 dans les pays de l'Union européenne, aux Etats Unis et dans le bassin du Pacifique, et on ne possède aucune information indiquant que les pays en développement en produisent.

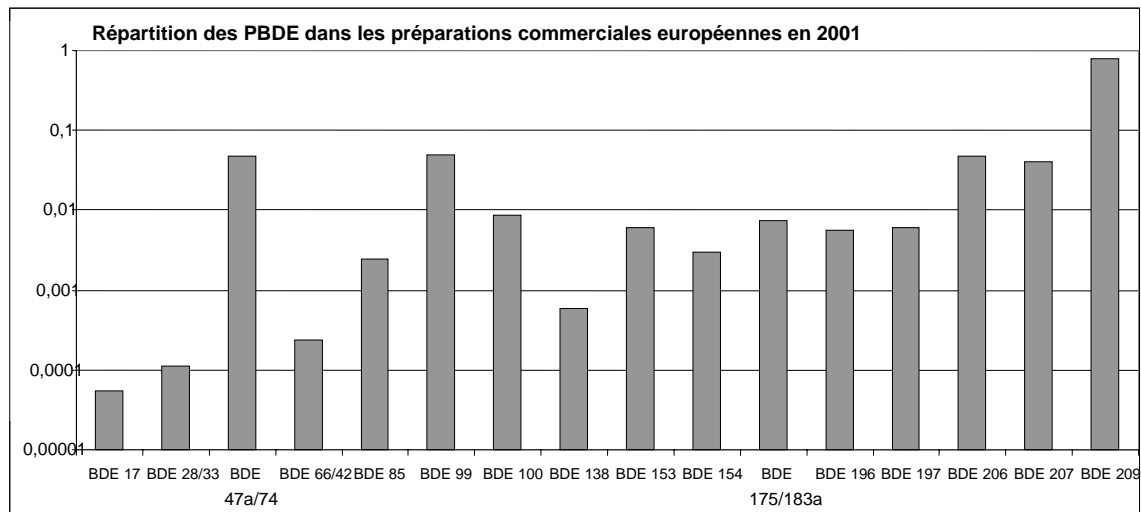
Les diphenyléthers polybromés sont généralement utilisés comme retardateurs de flamme de type additif. Ces derniers se mélangent mais ne se lient pas chimiquement (comme c'est le cas pour les ignifugeants réactifs) aux matériaux traités. Cela signifie qu'ils peuvent éventuellement s'en échapper. D'après les professionnels du secteur, l'octaBDE s'utilise toujours en conjonction avec le trioxyde d'antimoine. En Europe, il sert principalement à ignifuger les polymères d'acrylonitrile-butadiène-styrène (résines ABS), où il peut constituer entre 12 et 18 % du poids du produit final. Cette application représente environ 95 % du volume total d'octaBDE consommé par l'Union européenne. Les 5 % restants sont utilisés, entre autres, pour la production de polystyrène choc, de polybutylène téréphtalate et de polyamides, où l'octaBDE représente en général de 12 à 18% du poids du produit final, et d'autres applications mineures. Parfois, on incorpore des quantités légèrement plus importantes de retardateur de flamme dans le polymère de base dont sont tirés les granules (mélange-maître) employés comme matière première, en vue d'aboutir à des produits possédant une teneur en ignifugeant du même ordre que celles indiquées précédemment.

Les polymères ignifugés ainsi obtenus servent essentiellement à fabriquer des boîtiers d'appareils et machines de bureau. L'octaBDE s'utiliserait également dans le nylon, le polyéthylène basse densité (OMS, 1994), le polycarbonate, les résines phénol-formaldéhyde et polyesters non saturés (OECD, 1994) et certains adhésifs et revêtements (WHO, 1994).

Si, effectivement, l'octaBDE commercial n'est plus fabriqué, les quantités présentes dans l'environnement proviennent nécessairement des activités passées et des émissions produites par les articles contenant ce composé durant leur vie utile et à la fin de celle-ci, lors de leur élimination. L'étude documentaire effectuée par La Guardia et al. (2006) permet d'estimer la contribution relative de chaque congénère au volume total des PBDE circulant dans différents marchés à une époque donnée. La Figure 1-1 donne, par exemple, les estimations pour les produits commercialisés en Europe en 2001.

Bien que quelques statistiques relatives à sa production annuelle existent, on ne possède aucune donnée fiable concernant les quantités d'octaBDE commercial ou de ses homologues individuels contenues dans tous les articles en service et mis au rebut de par le monde mais, étant donné que la production a été estimée à environ 6 000 tonnes par an (OMS, 1994), le volume total devrait se trouver entre 10^5 et 10^6 tonnes. Selon le « Bromine Science and Environmental Forum », l'octaBDE a été mis sur le marché vers le milieu des années 1970. Au début des années 2000, la production mondiale était inférieure à 4 000 tonnes par an, et lorsque celle-ci a cessé, la demande annuelle était inférieure à 500 tonnes. Dans l'hypothèse d'une production continue pendant 30 ans, à raison de 6 000 tonnes par an, on arrive à un total de 180 000 tonnes, chiffre qui cadre avec l'estimation précédente.

Figure 1-1. Contributions relatives de différents congénères au volume total des BDE contenus dans les produits mis en circulation sur le marché européen en 2001. Calculées à partir des données publiées par La Guardia et al., 2006 (échelle logarithmique).



Morf et al. (2002) ont, en ce qui concerne la Suisse, signalé que les émissions diffuses provenant de l'utilisation de produits contenant de l'octaBDE s'y élevaient à environ 0,37 tonne/an pour un stock total de 680 tonnes (dans le pire des cas).

2.2 Devenir écologique

2.2.1 Persistance

Les estimations du Programme BIOWIN sur le caractère récalcitrant des diphenyléthers hexa-, hepta-, octa- et nonabromés ne laissent entrevoir aucune possibilité de biodégradation aérobie de ces derniers et la consommation d'oxygène mesurée à l'issue d'un essai en flacon fermé sur 28 jours selon la méthode OCDE 301 D n'a indiqué aucune dégradation (CE, 2003).

Gerecke et al. (2005) ont constaté une dégradation anaérobie du nonaBDE 206 et 207 ainsi que du décaBDE en octaBDE dans des échantillons inoculés avec des boues d'épuration; ce résultat a été confirmé par d'autres études (Gaul et al., 2006; He et al., 2006).

D'après les prévisions du programme EPIWIN, les demi-vies de l'hexa-, de l'hepta-, de l'octa- et du nonaBDE par réaction avec les radicaux hydroxyles de l'air devraient varier entre 30,4 et 161,0 jours. On s'attend toutefois à ce qu'ils s'adsorbent fortement sur les particules atmosphériques, dont ils se détacheront ensuite par dépôt humide ou sec. Il est à noter que les prévisions concernant les demi-vies n'ont pas été corroborées expérimentalement et qu'elles ne sont rapportées qu'à titre indicatif.

Un certain nombre d'études se sont penchées sur la photodécomposition de divers BDE dans différentes matrices comme, par exemple, un tube de polyéthylène scellé exposé à la lumière naturelle pendant un laps de temps pouvant aller jusqu'à 120 minutes (Peterman et al. 2003) ou dans l'eau (Sanchez-Prado et al., 2006). De manière générale, les diphenyléthers fortement bromés se sont dégradés plus rapidement que les autres. Rayne et al. (2006) ont avancé l'hypothèse que la demi-vie de l'hexaBDE153 par dégradation photochimique en milieu aqueux est courte, ce composé subissant rapidement une débromation par photohydrolyse qui le transforme en certains des penta- et tétraBDE prédominants.

2.2.2 Bioaccumulation

Les composants du mélange commercial possèdent des potentiels de bioaccumulation très différents. En vue de faciliter l'évaluation, les différents processus de bioaccumulation seront présentés séparément.

2.2.2.1. Bioconcentration à partir de l'eau

La bioconcentration à partir de l'eau n'est jugée pertinente que pour l'hexaBDE. Le Royaume-Uni a effectué une nouvelle analyse des données CITI (1982) dont il ressort que les composants D et E (des hexaBDPE) présenteraient des facteurs de bioconcentration atteignant respectivement ~5 640 et ~2 580 l/kg.

Des mesures des facteurs de bioconcentration chez la carpe ont été faites (CE, 2003). Si on suppose que les concentrations réelles des différents composants de l'octaBDE commercial dans le milieu étudié étaient égales au taux de solubilité annoncé du mélange, soit 0,5 µg/l, ou en étaient proches, alors le facteur de concentration serait inférieur à 9,5 pour l'octaBDE, compris entre <1,1 et 3,8 pour l'heptaBDE, et compris entre <10 et 36 pour l'octaBDE commercial. Ces valeurs sont inférieures à celles que laissaient prévoir les K_{oc} , ce qui peut être dû à une biodisponibilité réduite de ces composés ou à leur métabolisation, l'une n'excluant pas l'autre.

2.2.2.2. Bioaccumulation et bioamplification résultant de l'exposition via les aliments

On pense que l'exposition aux substances chimiques contenues dans l'octaBDE se fait principalement par voie orale. Van Beusekom et al. (2006) ont fait état de facteurs d'accumulation biote-sédiments compris entre 1 et 3 pour l'hexa- et l'heptaBDE chez deux espèces de poissons d'eau douce d'Espagne, à savoir l'ablette (*Alburnus alburnus*) et le barbeau (*Barbus graellsii*), et ont conclu que chez la première, l'exposition était entièrement due à l'alimentation et, chez la deuxième, à l'alimentation et aux sédiments.

Le transfert et l'accumulation de PBDE à partir des aliments ont été évalués chez des saumons atlantiques (*Salmo salar*) d'élevage dans le cadre d'un essai contrôlé d'alimentation. En moyenne, on a retrouvé 95 % des PBDE contenus dans l'alimentation, dont l'heptaBDE 183, dans les tissus des poissons étudiés (Isosaari, et al. 2005).

Il a été prouvé que l'hexa- ainsi que l'heptaBDE peuvent se bioamplifier (Burreau et al., 2004; 2006; Sormo et al., 2006; Tomy et al., 2004) et on pense, plus récemment, que le décaBDE en est aussi capable (Law et al., 2006).

En milieu aquatique, aucune bioamplification de l'octa- et du nonaBDE le long de la chaîne alimentaire n'a été observée mais on a trouvé des congénères de ces substances dans le biote, depuis le zooplancton jusqu'à certaines espèces de poisson (Burreau et al. 2006).

2.2.2.3. Bioaccumulation résultant de l'exposition via les sédiments

Ciparis et Hale (2005) ont constaté une bioaccumulation rapide de l'hexaBDE chez les oligochètes aquatiques *Lumbriculus variegatus* exposés de diverses manières, par le biais des sédiments, à différents isomères. Ils ont trouvé un facteur d'accumulation biote-sédiment de $9,1 \pm 1,1$ pour le BDE 154, la concentration la plus élevée étant observée au quinzième jour, et une constante d'élimination de $0,032 \pm 0,016$ jour⁻¹.

2.2.2.4 Toxicocinétique et importance des réactions métaboliques

Le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification de ces types de molécules peut être calculé au moyen de modèles toxicocinétiques basés sur leur métabolisation et leur élimination. Les différences qui existent entre les isomères et entre les modes de débromation observés introduisent des incertitudes supplémentaires lors de l'analyse des données de terrain.

Dans le cadre d'une étude d'alimentation réalisée sur des carpes, Stapleton et al. (2004) ont trouvé des constantes d'élimination de $0,051 \pm 0,036$ jour⁻¹ et des efficacités d'assimilation de 4 ± 3 % pour l'hexaBDE 153. Des études d'alimentation menées par Stapleton et Baker (2003) et Stapleton et al. (2004b) sur la carpe commune (*Cyprinus carpio*) ont montré une débromation rapide et importante de l'heptaBDE 183 le transformant en hexaBDE 154 et en un hexaBDE non identifié dans les tissus intestinaux après ingestion des aliments. Des études *in vitro* ont mis en évidence la débromation microsomale chez les poissons (Stapleton et al., 2006).

Tomy et al (2004) ont, en laboratoire, soumis des truites grises juvéniles (*Salvelinus namaycush*), via l'alimentation, à trois concentrations différentes de 13 diphényléthers tri- à décabromés pendant 56 jours, puis à un régime sans contaminants pendant 112 jours. Pour certains congénères (par exemple les BDE 85 et 190), on a observé des demi-vies beaucoup plus courtes que le laissait supposer leur K_{oc} , alors que les demi-vies d'autres congénères (comme les BDE 66, 77, 153, et 154) étaient beaucoup plus longues que prévu, ce qu'on a imputé à la débromation. La présence d'un pentaBDE inconnu, de BDE 140 et d'un hexaBDE inconnu dans les tissus de ces poissons, des congénères qui ne se trouvaient pas dans les aliments qu'on leur avait administrés et dont on n'a trouvé aucune trace chez les poissons du groupe de contrôle, a fourni une preuve supplémentaire de cette débromation.

L'incidence du niveau d'exposition sur le rythme d'élimination de plusieurs substances chimiques, dont l'hexaBDE 153, a été étudiée par le Laboratoire de physico- et toxicochimie des systèmes naturels de l'Université de Bordeaux-I et le laboratoire d'écotoxicologie de l'INIA dans le cadre du projet de recherche ECO-1AINIA-1100 du programme « Long-range Research Initiative » (LRI) du Conseil européen de l'industrie chimique (CEFIC). Les taux d'élimination obtenus chez *Sparus aurata* et *Mytilus edulis* ont été de 0,03-0,05 (Alonso et al., 2006).

Une débromation de certains PBDE, notamment d'un pentaBDE du commerce et du décaBDE, a également été observée chez des mammifères, en l'occurrence, des souris (Qiu et al., 2007) et, respectivement, des vaches (Kierkegaard et al., 2007).

Une étude récente d'une durée de 36 jours (Drouillard et al., 2007) a fait état d'une constante d'élimination de $0,016$ jour⁻¹ pour l'hexaBDE chez des crécerelles d'Amérique juvéniles (*Falco sparverius*), avec un taux de rétention d'environ 50% de la dose administrée.

A l'issue d'une expérience au cours de laquelle ils ont utilisé des implants en silastique pour exposer des étourneaux sansonnets (*Sturnus vulgaris*) au décaBDE 209, Van den Steen et al. (2007) ont trouvé, outre ce congénère, de l'octaBDE (196 et 197) et du nonaBDE (206, 207 et 208) dans les muscles et le foie des sujets, montrant ainsi, pour la première fois, qu'une débromation peut aussi se produire chez les oiseaux.

2.2.2.5 Evaluation intégrée du potentiel de bioaccumulation

Il a été démontré que l'hexaBDE a un potentiel de bioaccumulation élevé (avec un potentiel de bioconcentration modéré) et un fort potentiel de bioamplification dans la chaîne alimentaire, ce qui cadre entièrement avec les taux d'élimination communiqués.

Il a également été prouvé qu'il se bioamplifie dans le réseau alimentaire, mais moins que le laisse prévoir son K_{oc} . Cela peut s'attribuer à une métabolisation se traduisant par une demi-vie relativement courte (ce qui a été démontré de façon expérimentale et que les auteurs expliquent par la débromation).

La présence d'octa- et de nonaBDE dans le biote est bien documentée, mais leur potentiel de bioaccumulation via l'eau et l'alimentation est beaucoup plus faible que le laisserait supposer leur K_{oc} . Les raisons de cet écart peuvent être une disponibilité réduite de ces composés, leur métabolisation ou les deux. Le nombre de documents scientifiques démontrant la décomposition des diphényléthers octa- à décabromés en d'autres PBDE ne cesse d'augmenter. L'étude de ce phénomène est capitale pour l'évaluation car la faiblesse apparente du potentiel de bioaccumulation pourrait, en fait, être la conséquence d'une transformation métabolique des substances considérées en PBDE qui, eux, sont bioaccumulatifs. On n'est pas encore en mesure de présenter une estimation quantitative, mais une telle débromation a déjà été observée chez certains organismes aquatiques, mammifères et oiseaux.

2.2.3 Propagation à longue distance dans l'environnement

Le fait qu'on a trouvé des constituants de l'octaBDE commercial dans des régions reculées (par exemple, info. Norvège, info. 2 Norvège, info. 2 Canada, info. 2 Suisse, info. Japon) est considéré comme la meilleure preuve du potentiel de propagation à longue distance de ces composés. Puisqu'il a été prouvé qu'une débromation se produit dans le biote, on pourrait hypothétiquement attribuer l'existence d'hexa-, d'hepta-, d'octa- et de nonaBDE dans ces régions à un transport à longue distance du décaBDE, suivi d'une telle transformation, mais comme les caractéristiques de propagation atmosphérique à longue distance des diphényléthers hexa- à décabromés sont similaires du point de vue du partage avec une phase gazeuse et de la réactivité, c'est non seulement le transport à longue distance du décaBDE qui est ainsi démontré, mais aussi, indirectement, celui des diphényléthers hexa- à nonabromés.

Les prévisions établies antérieurement à l'aide de modèles (notamment Wania et Dugani, 2003) indiquaient un potentiel de propagation atmosphérique à longue distance peu élevé pour les diphényléthers fortement bromés. Toutefois, dans un article récent sur le décaBDE, Breivik et al. (2006) ont signalé que les substances chimiques qui s'adsorbent sur des particules et qui peuvent persister dans l'atmosphère, telles que le BDE-209, pourraient bien avoir un potentiel de propagation à longue distance plus élevé que prévu. Il peut en être de même des constituants de l'octaBDE commercial.

Récemment, Wegmann, et al. (2007) ont appliqué l'outil d'évaluation de la persistance globale dans l'environnement et du transport à longue distance mis au point par l'OCDE aux substances candidates actuelles, dont l'OctaBDE du commerce. Ils ont, en ce qui concerne les propriétés de ce dernier, utilisé les valeurs données par Wania et Dugani (2003), qu'ils considéraient plus correctes que celles présentées dans le document du Comité d'étude des polluants organiques persistants, pour leur analyse des incertitudes selon la méthode de Monte Carlo. Malgré de considérables incertitudes, les résultats ont montré que les caractéristiques de persistance globale et de transport à longue distance de l'octaBDE étaient similaires à celles de plusieurs polluants organiques persistants connus.

2.3 Exposition

2.3.1 Atmosphère

Strandberg et al. (2001) ont analysé des échantillons d'air provenant de sites urbains, ruraux et reculés de la région des Grands Lacs, aux Etats-Unis. En moyenne, les concentrations cumulées des congénères ayant un rapport avec l'octaBDE commercial (BDE 153, 154 et 190) qu'ils y ont relevées étaient d'environ 0,2 à 0,9 pg/m³.

Bergander et al. (1995) ont analysé des échantillons d'air prélevés en Suède dans deux régions éloignées des zones industrielles et ont trouvé de l'hexa- et de l'heptaBDE dans la phase particulaire de ces derniers.

Une étude de surveillance réalisée sur une période d'un an sur les zones côtières de Corée a révélé la présence de vingt PBDE différents dans des échantillons d'air provenant de sites urbains, périurbains et ruraux. Le décaBDE (BDE 209) était le congénère prédominant (<93 %). Les flux de dépôt allaient de 10,1 à 89,0 µg/m²/an (Moon et al., 2007a). Dans le nord-ouest de la Chine, les mesures du total des PBDE présents dans les échantillons prélevés à l'Observatoire de Waliguan (avril à mai 2005) ont donné des chiffres (8,3 ± 4,0 pg/m³) comparables à ceux d'autres régions éloignées (Cheng et al., 2007).

Des PBDE ont également été détectés au dessus de l'océan Indien (concentration moyenne de 2,5 pg/m³) ainsi que sur les côtes de Java, en Indonésie (valeurs de 15 pg/m³). Il est proposé de faire appel à une analyse rétrotrajectographique des mouvements de masses d'air entre les zones reculées et les régions plus industrialisées pour estimer le potentiel de propagation à longue distance des PBDE (Wurl et al. 2006).

Wang et al. (2005) ont signalé la présence de plusieurs composants de l'octaBDE commercial dans l'atmosphère d'un grand nombre de régions isolées et le rapport de synthèse établi par Wit et al. (2006) donne des informations supplémentaires sur celle de penta- et d'heptaBDE dans de nombreux endroits.

2.3.2 Eau

Luckey et al. (2002) ont, en 1999, trouvé dans les eaux de surface du lac Ontario des concentrations cumulées de diphenyléthers mono- à heptabromés d'environ 6 pg/l, les congénères hexaBDE 153 et 154 représentant, chacun, environ 5 à 8 % du total.

En 1987, aucun des constituants de l'octaBDE commercial n'a été détecté dans 75 échantillons d'eaux de surface prélevés au Japon, le seuil de détection étant de 0,1 µg/l. Il en a été de même en 1988, où l'analyse a porté sur 147 échantillons, avec un seuil de détection de 0,07 µg/l (Environment Agency Japan, 1991). Selon l'Union européenne (2003), ces résultats sont considérés comme représentatifs des régions industrielles, urbaines et rurales japonaises, mais on ignore si les sites choisis pour le prélèvement des échantillons comprennent des endroits situés à proximité d'une usine de PBDE ou de matières plastiques.

Des informations supplémentaires sur les concentrations de certains constituants de l'octaBDE commercial (hexaBDE 153 et 154) présentes, en phase dissoute, dans l'eau sont disponibles dans une étude réalisée par Law et al. (2006).

2.3.3 Sédiments

Au Royaume-Uni, la mesure des concentrations d'octaBDE commercial contenues dans les sédiments a donné des chiffres allant de <0,44 à 3 030 µg/kg poids sec (Allchin et al. 1999; Law et al. 1996; Environment Agency UK., 1997). Les taux les plus élevés ont été obtenus en aval d'un entrepôt où du décaBDE commercial était stocké. En 1987, une étude réalisée au Japon sur 51 échantillons de sédiments a détecté la présence d'octaBDE commercial dans trois d'entre eux, à des teneurs allant de 8 à 21 µg/kg (seuil de détection de 7 µg/kg; poids humide ou poids sec non précisé); en 1988, on en a trouvé dans trois échantillons sur 135, à des teneurs allant de 15 à 22 µg/kg (seuil de détection de 5 µg/kg; poids humide ou poids sec non précisé) (Environment Agency Japan, 1991).

Kolic et al. (2004) ont relevé les teneurs en PBDE des sédiments de divers cours d'eau se jetant dans le sud du lac Ontario et des biosolides de la région. Ils ont trouvé dans les échantillons de sédiments prélevés à 14 endroits (les résultats n'ont été communiqués que pour 6 d'entre eux) des concentrations cumulées d'hexa- et heptaBDE (BDE 138, 153, 154 et 183) d'environ 0,5 à 4,0 µg/kg poids sec.

Dans l'Arctique norvégien, l'étude de l'évolution passée des concentrations de PBDE dans les sédiments du lac Ellasjøen, où les polluants se propagent par voie éolienne et biologique, a montré que le niveau le plus élevé (0,73 ng/g poids sec) a été observé en 2001 (Evenset et al., 2007). Marvin et al. (2007) ont, de 1988 à 2004, étudié les tendances temporelles de la teneur en PBDE des sédiments en suspension dans le fleuve Niagara. Avant 1988, les concentrations de PBDE (16 congénères, dont le décaBDE) mesurées dans ces derniers, bien qu'en hausse depuis 1980, étaient généralement faibles (de l'ordre de quelques ppb) mais après 1988, elles ont augmenté à un rythme plus rapide, atteignant un maximum d'environ 35 ng/g en 1995. Le congénère prédominant était le décaBDE. Un scénario similaire a été observé en Europe (Eljarrat et al., 2005) ainsi qu'en Asie (Moon et al. 2007b).

L'étude réalisée par Law et al. (2006) donne des informations supplémentaires sur les quantités de certains constituants de l'octaBDE commercial (hexaBDE 153 et 154) présentes dans les sédiments en tant que concentrations de fond.

2.3.4 Sol

Hassanin et al. (2004) se sont penchés sur la teneur en PBDE de la couche superficielle (0-5 cm) et de la couche intermédiaire des sols non cultivés de zones boisées et prairies situées dans des régions rurales ou éloignées, sur un transect latitudinal traversant le Royaume-Uni et la Norvège. Ils ont, en tout, mesuré les concentrations de 22 diphenyléthers tri- à décabromés dans 66 échantillons de sols superficiels, trouvant, en ce qui concerne ces PBDE dans leur ensemble, des concentrations cumulées comprises entre 0,065 et 12,0 µg/kg poids sec et des concentrations médianes allant de 0,61 à 2,5 µg/kg poids sec, les congénères majoritaires étant les BDE 47, 99, 100, 153 et 154. La concentration médiane de la somme de ces cinq congénères variait entre 0,44 et 1,8 µg/kg poids sec. Les chercheurs ont remarqué qu'en Europe, le profil des congénères dans les sols naturels correspondait étroitement à celui qui avait été communiqué pour le pentaBDE commercial. Plus au Nord, le long du transect latitudinal, la contribution relative du BDE 47 et d'autres BDE plus légers devenait plus importante que celle des congénères fortement bromés.

2.3.5 Déchets, effluents et biosolides

Kolic et al. (2004) ont mesuré les teneurs en PBDE de sédiments collectés dans des cours d'eau qui se jettent dans le sud du lac Ontario et de biosolides provenant d'installations de traitement des eaux usées situées près de ces affluents. Ils ont trouvé dans lesdits biosolides des concentrations cumulées d'hexa- et heptaBDE (BDE 138, 153, 154 et 183) d'environ 111 à 178 µg/kg poids sec.

La Guardia (2001) a analysé 11 échantillons de boues d'épuration non traitées collectés au Canada et aux Etats-Unis et y a relevé des concentrations de diphényléthers hexa- à octabromés variant entre 40 et 2 080 µg/kg poids sec. Kolic et al. (2003) se sont penchés sur la teneur en PBDE des boues d'épuration dans 12 sites du sud de l'Ontario. Ils ont obtenu des valeurs comprises entre 124 et 705 µg/kg poids sec pour les concentrations cumulées de diphényléthers hexa- à octabromés. Aucun hexa-, hepta- ou octaBDE n'a été détecté dans les échantillons de purin mais on en a trouvé à de très faibles concentrations (maximum d'environ 3 µg/kg poids sec) dans les biosolides provenant d'une usine de cellulose.

En Espagne, Martinez et al. (2006) ont récemment signalé que les concentrations cumulées de diphényléthers hexa- à nonabromés dans les boues résiduaires de traitement des eaux usées étaient comprises entre 155 et 160 µg/kg poids sec dans les installations municipales et atteignaient 268 µg/kg poids sec dans les échantillons issus d'installations industrielles.

Au Koweït, Gevaot et al. (2006) ont mesuré les concentrations de PBDE dans des sédiments côtiers contaminés par des effluents industriels et municipaux. Les concentrations cumulées variaient de 80 à 3800 pg/g poids sec, le congénère majoritaire étant l'heptaBDE 183, avec un profil de distribution qui ressemblait à celui de la préparation commerciale Bromkal 79-8DE. Les effluents industriels semblaient constituer la principale source de cette pollution.

2.3.6 Biote

Law et al. (2003) ont étudié le degré de pollution du biote par les différents constituants de l'octaBDE commercial. Au Royaume-Uni, les concentrations d'octaBDE commercial (qui, dans le rapport, porte le nom de mélange commercial DE-79) relevées dans les tissus de divers animaux aquatiques allaient jusqu'à 325 µg/kg poids humide, valeur mesurée dans des foies de limandes (Allchin et al. 1999). Les poissons de ce pays avaient dans leurs muscles des concentrations comprises entre <1 et 1,2 µg/kg poids humide (Allchin et al. 1999). Au Japon, aucun octaBDE n'a pu être détecté dans les poissons ni en 1987, lors d'une étude portant sur 75 échantillons (seuil de détection de 5 µg/kg poids humide), ni en 1988-89, dans 144 échantillons provenant de 48 sites différents (seuil de détection de 4 µg/kg; poids humide ou poids sec non précisé) (Environment Agency Japan, 1991). En Suède, on a trouvé de l'heptaBDE, ainsi que d'autres PBDE, dans des œufs de faucons pèlerins (*Falco peregrinus*), à des concentrations allant de 56 à 1 300 µg/kg lipides (Lindberg et al. 2004).

Alaee et al. (1999) ont estimé les concentrations cumulées de congénères de l'hexa- et de l'heptaBDE dans des échantillons de truites grises provenant des lacs Supérieur, Huron et Ontario à des valeurs comprises entre 11 et 53 µg/kg lipides.

Rice et al. (2002) ont comparé les concentrations de PBDE et les profils des congénères chez la carpe et la perche dans deux régions industrielles de l'Est des Etats-Unis. Ils ont, à cet effet, soumis des poissons capturés en mai et juin 1999 dans les rivières Détroit, au Michigan, et Des Plaines, dans l'Illinois, à des analyses de la teneur en BDE 47, 99, 100, 153, 154, 181, 183 et 190. Les réseaux hydrographiques de ces deux cours d'eau sont considérés comme fortement pollués par des effluents industriels et municipaux. Le BDE 47 prédominait dans les poissons de la rivière Détroit, représentant en moyenne 53 à 56 % de l'ensemble des PBDE, en poids humide. Les BDE 99, 100, 153 et 154 constituaient chacun entre 8 et 9 %, et les BDE 181 et 183 environ 5 % du total. Aucun BDE 190 n'a été détecté. Les échantillons provenant de la rivière Des Plaines, entièrement constitués de carpes, présentaient un profil de congénères nettement différent du précédent. Les heptaBDE 181 et 183 y étaient majoritaires, avec un pourcentage respectif de 21 % et 19 %, le BDE 47 arrivant en troisième position avec 17 %. Les deux congénères de l'hexaBDE (BDE 153 et 154) représentaient de 8 à 13 %, ceux du pentaBDE (BDE 99 et 100) environ 5 %, et le BDE-190, dont on n'avait trouvé aucune trace dans les poissons de la rivière Détroit, environ 12% des PBDE présents.

En 2000, Norstrom et al. (2002) ont évalué la répartition géographique et les tendances temporelles (entre 1981 et 2000) des PBDE à partir des concentrations mesurées dans les œufs de goéland argenté (*Larus argentatus*) de colonies disséminées dans la région des Grands Lacs (voir Section 2.1.6.6 et Appendice D). Aucune concentration détectable d'octa-, de nona- et de décaBDE n'a été trouvée lors de l'analyse des échantillons (seuils de détection de 0,01 - 0,05 µg/kg poids humide) mais les concentrations cumulées d'hexa- et heptaBDE (BDE 153, 154 et 183) étaient de 6 à 30 fois plus élevées que celles de 1981 dans les œufs collectés sur les sites du lac Michigan (de 6,7 à 195,6 µg/kg poids humide), du lac Huron (de 13,8 à 87,6 µg/kg poids humide) et du lac Ontario (de 3,8 à 112,1 µg/kg poids humide), augmentation qui, toutefois, était moins spectaculaire que celle qui a touché les tétra- et pentaBDE.

Wakeford et al. (2002) ont, entre 1983 et 2000, analysé des œufs d'oiseaux sauvages de l'Ouest et du Nord du Canada. Ils y ont trouvé des concentrations cumulées d'hexa- et heptaBDE allant de 0,148 à 52,9 µg/kg poids humide chez le grand héron (*Ardea herodias*) (côte ouest), de 0,03 à 0,68 µg/kg poids humide chez le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) (Arctique) et de 0,009 à 0,499 µg/kg poids humide chez le guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) (Arctique). Aucun octa-, nona- et décaBDE n'a été détecté (seuil de détection non précisé).

Les tendances temporelles, spatiales et interspécifiques des PBDE ont été déterminées à partir d'œufs de différentes espèces d'oiseaux de mer et d'eau douce de la province de Colombie britannique (Canada). On a étudié les tendances temporelles dans l'estuaire du fleuve Fraser entre 1983 et 2003 en analysant des œufs de grands hérons (*Ardea herodias*) ainsi que dans l'écosystème marin du détroit de Géorgie entre 1979 et 2002 à partir d'œufs de cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*), ce qui a permis de constater une augmentation exponentielle de la teneur en PBDE, aussi bien chez les hérons que chez les cormorans, avec un temps de doublement de 5,7 ans. La plupart des années et dans la majorité des sites, le profil des congénères a été relativement constant, le BDE 47 étant le plus abondant, suivi des BDE 100, 99, 153, 154, 28, et 183. Ces résultats ont été interprétés comme la preuve que les sources primaire et secondaire de contamination étaient des mélanges techniques de pentaBDE et, respectivement, d'octaBDE. Une analyse à plus haute résolution effectuée sur un sous-échantillon d'œufs a révélé la présence de neuf autres congénères, dont le BDE 209 (de 0,9 à 1,8 µg/kg), ce qui indique une exposition – par ingestion – à des congénères issus du décaBDE dans les chaînes alimentaires d'Amérique du Nord (Elliot et al., 2005).

Une étude récente (Burreau et al., 2006) a mis en évidence la présence de diphényléthers hexa- à nonabromés dans le biote (zooplancton, sprat, hareng et saumon) de la Mer Baltique et de l'Atlantique-Nord.

2.3.7 Êtres humains

L'Union européenne (2003) a fourni des informations sur les concentrations de composants de l'octaBDE mesurées dans des échantillons de lait maternel, sang et tissus adipeux humains, entre autres. De façon générale, les chiffres obtenus variaient largement d'une personne à l'autre, mais on a également observé des différences notables entre le groupe de contrôle et celui des individus exposés à ces substances dans le cadre de leur profession.

En Australie, une étude récente (Toms et al., 2007) a révélé la présence dans le lait maternel de concentrations de PBDE (18 congénères allant du BDE 17 au BDE 183) qui étaient plus faibles qu'en Amérique du Nord mais plus élevées qu'en Europe et en Asie.

En 2007, Thomsen et al. ont mesuré les concentrations de PBDE dans 21 échantillons groupés de sérum collectés en Norvège, auprès de la population générale, entre 1977 et 2003. Ils ont constaté, chez les hommes âgés de 40 à 50 ans, une augmentation du taux sérique cumulé de sept PBDE (BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183) de 0,5 ng/g de lipides en 1977 à 4,8 ng/g de lipides en 1998. De 1999 à 2003, les concentrations de PBDE semblent s'être stabilisées.

Fernandez et al. (2007) ont fait état d'une étude menée en Espagne sur les PBDE présents dans les tissus adipeux des femmes, qui a donné des teneurs moyennes en Σ PBDE (BDE 28, 75, 71, 47, 66, 77, 100, 119, 99, 85, 154, 153, 138, et 183) de 3,85 et 0,36 ng/g de lipides. Les congénères les plus fréquents et les plus abondants étaient les BDE 153, 47, 183, 99, et 100. Ensemble, ils représentaient 96 % du total. Les concentrations de PBDE mesurées dans cette population étaient comparables à celles qui avaient été signalées dans d'autres régions espagnoles ainsi qu'en Suède et en Belgique, mais inférieures à celles trouvées dans d'autres pays occidentaux.

En Nouvelle-Zélande, l'analyse du sérum sanguin de 23 habitants de Wellington a montré que les concentrations cumulées des congénères 47, 99, 100, 153, 154 et 183 (Σ PBDE) – qui étaient, en moyenne, de 7,17 ng/g de lipides – y étaient du même ordre de grandeur que celles trouvées en Europe dans les tissus humains, mais étaient plus faibles qu'en Australie et en Amérique du nord (Harrad et al., 2007).

Une étude réalisée en Belgique à partir de la teneur en PBDE des viandes, poissons et produits laitiers a estimé la quantité de PBDE absorbée par chaque personne via l'alimentation à entre 23 et 48 ng/jour. En raison de leur teneur élevée en PBDE, les poissons, qui n'occupent pourtant qu'une place peu importante dans l'alimentation belge, y sont les principales sources alimentaires de ces composés (40 % environ), les viandes fournissant environ 30 % des apports quotidiens et les produits laitiers ainsi que les œufs une proportion moindre (moins de 30 %) (Voorspoels et al., 2007).

En Espagne, Schuhmacher et al. (2007) ont comparé les concentrations de PBDE dues à la consommation d'aliments contaminés à celles trouvées chez les personnes habitant près d'un incinérateur de déchets dangereux. Les résultats de l'étude indiquent que les aliments sont, pour l'homme, une plus importante source d'exposition aux PBDE que le fait de résider près d'un incinérateur de déchets dangereux. La quantité de PBDE ingérée quotidiennement par les femmes adultes normales était de 72 ng dans les zones urbaines et de 63 ng dans les zones industrielles. Les concentrations moyennes dans ces deux groupes étaient respectivement de 2,2 et 2,5 ng/g de graisse. Une étude menée en Corée a abouti à des résultats similaires (Lee et al., 2007)

L'exposition aux composants de l'octaBDE commercial dans les régions reculées a été confirmée et serait due, selon les données disponibles, aux rejets d'octaBDE commercial, de pentaBDE commercial (pour l'hexaBDE) et de décaBDE commercial (pour le nonaBDE) et à leur propagation, ainsi qu'à la débromation du décaBDE dans l'environnement, y compris dans le biote. On ne dispose pas d'informations suffisantes pour faire une évaluation quantitative de ces processus. La principale source d'exposition est l'alimentation. Outre les habitudes alimentaires, plusieurs facteurs parasites influent, chez les animaux sauvages, sur le profil des congénères, qui varie d'une espèce à l'autre. Au nombre de tels facteurs, on cite les différences interspécifiques dans l'assimilation, la métabolisation et l'élimination des isomères, même lorsque ceux-ci possèdent le même degré de bromation.

Les concentrations des composants hexa- et heptabromés de l'octaBDE commercial dans le biote des régions reculées semblent être les meilleurs éléments d'information dont on dispose pour estimer l'exposition occasionnée par la propagation à longue distance de ces composés. Dans le sud de la Norvège, Knudsen et al. (2005) ont récemment étudié les tendances temporelles des concentrations de PBDE dans les œufs de trois espèces d'oiseaux, sur trois sites et trois périodes d'échantillonnage différents (entre 1983 et 2003). Ils n'ont observé aucune différence spatiale, sauf pour l'hexaBDE 153, mais ont constaté une augmentation des concentrations d'hexaBDE 153 et 154 et d'heptaBDE 183 entre 1983 et 2003. Les valeurs moyennes se situaient aux alentours de 1 µg/kg poids humide pour tous les isomères, avec des valeurs maximales supérieures à 10 µg/kg poids humide pour les BDE 154 et 183. Les différences interspécifiques pourraient être liées aux habitudes alimentaires et à la migration. En général, les concentrations étaient inférieures à celles mesurées chez des espèces similaires dans les régions industrialisées et à celles observées chez les oiseaux prédateurs terrestres. La présence d'hexa- et heptaBDE dans les poissons de certains lacs reculés des Alpes suisses, une contamination qui serait due aux apports atmosphériques (Schmid et al., 2007), confirme le potentiel de propagation à longue distance de ces substances. On a également trouvé des diphényléthers hexa- à nonabromés dans des saumons capturés dans l'océan Atlantique, à l'ouest de l'Islande (Burreau et al., 2006).

Malgré la grande taille de leur molécule, il a été constaté que les composants de l'octaBDE peuvent traverser les membranes cellulaires et s'accumuler dans le biote. Bien que les informations disponibles soient limitées, il est possible que l'assimilation et la métabolisation de ces composés varient de façon considérable non seulement d'une espèce à l'autre, mais aussi en fonction de la dose administrée. Par conséquent, il est essentiel de bien comprendre leur toxicocinétique aux concentrations pertinentes sur le plan écologique. Ces variations expliqueraient les disparités observées lors de l'évaluation du potentiel de bioamplification pour différentes chaînes trophiques.

Comme pour les autres substances chimiques présentant des propriétés analogues, on pense que le vieillissement réduit la biodisponibilité de ces composés, hypothèse qui est indirectement validée par les expériences réalisées sur des organismes vivant dans les sédiments en vue de comparer la bioaccumulation en milieu sédimentaire dopé à celle résultant des biosolides contaminés.

2.4 Evaluation des dangers du point de vue des effets préoccupants

2.4.1. Etudes expérimentales

2.4.1.1. Organismes aquatiques

Selon le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne (CE, 2003), qui s'appuie sur une série d'études relatives au mélange commercial, on peut raisonnablement supposer que celui-ci risque peu d'avoir des effets nocifs sur les organismes aquatiques à des concentrations inférieures ou égales à son taux de solubilité dans l'eau. Il convient toutefois de noter, tout d'abord, que ces organismes subissent aussi une exposition par le biais de l'alimentation et/ou des sédiments et, ensuite, que dans le cas de produits chimiques tels que les PBDE, des essais sur plusieurs générations, ou du moins sur toute la durée du cycle de vie, couvrant les trois groupes taxonomiques et un large éventail d'effets sublétaux sont nécessaires pour arriver à une conclusion ferme, condition qui n'est pas encore réalisée pour le moment.

2.4.1.2. Organismes benthiques

L'octaBDE commercial a fait l'objet de deux études de 28 jours sur sédiments dopés réalisées avec des *Lumbriculus variegatus* (Great Lakes Chemical Corporation 2001a, b). Aucun effet statistiquement significatif sur la survie, la reproduction ou la croissance n'a été observé à ces deux occasions, même aux concentrations les plus élevées (valeurs mesurées de 1 272 et 1 340 mg/kg poids sec avec des sédiments à 2,4 et, respectivement, 5,9 % de carbone organique (OC)). Les données cinétiques communiquées par Ciparis and Hale (2005) confirment les prédictions relatives à l'exposition et à la bioaccumulation dans de telles conditions.

2.4.1.3. Organismes terricoles

La survie et la croissance de vers de terre *Eisenia fetida* exposés pendant 56 jours dans un sol artificiel à un mélange commercial d'octaBDE à des concentrations atteignant 1 470 mg/kg poids sec (concentration mesurée dans des sédiments à 4,7 % OC) n'ont pas été affectées (Great Lakes Chemical Corporation 2001c).

La toxicité de l'octaBDE pour le maïs (*Zea mays*), l'union (*Allium cepa*), l'ivraie vivace (*Lolium perenne*), le concombre (*Cucumis sativa*), le soja (*Glycine max*) et la tomate (*Lycopersicon esculentum*) a été évaluée au cours d'une étude de levée et de croissance d'une durée de 21 jours sur sol artificiel constitué de limon sableux (Great Lakes Chemical Corporation 2001d). Aucune différence statistiquement significative aux plans de la levée, de la survie et de la croissance n'a été observée aux concentrations testées (jusqu'à 1 190 mg/kg poids sec) entre les plantes de contrôle de chaque espèce et les plantes traitées.

2.4.1.4. Mammifères et oiseaux

La plus faible concentration sans effet nocif observé (CSENO) signalée pour les indicateurs cliniques classiques est de 2 mg/kg/j, chiffre calculé sur la base de la légère fœtotoxicité (un indicateur que le rapport de l'Union européenne juge pertinent) constatée à la dose de 5 mg/kg/j ou, pour ceux qui estiment que cet indicateur est peu approprié, de 5 mg/kg poids corporel/j sur la base de l'accroissement pondéral hépatique et de la réduction du gain de poids corporel chez les femelles en gestation ainsi que du retard dans l'ossification du squelette fœtal que Breslin et al. (1989) ont observés à la dose de 15 mg/kg poids corporel/j lors d'une étude de toxicité développementale sur des lapins New Zealand White exposés par gavage à du Saytex 111 entre le 7^e et le 19^e jour de gestation.

Des effets sur d'autres indicateurs cliniques ont été observés à de plus faibles concentrations, notamment :

- Une augmentation notable de la détoxification de l'EPN, de l'activité EROD et de la déméthylation du *p*-nitroanisole chez les rats Sprague-Dawley mâles exposés par voie orale à 0,60 mg/kg poids corporel/jour de préparation d'octaBDE sur une période de 14 jours.
- Une diminution dose-dépendante du taux sérique de thyroxine (T4) et une induction de pentoxyresorufin *O*-dééthylase (PROD) chez les rats exposés à des doses d'octaBDE commercial supérieures ou égales à 10 mg/kg poids corporel/jour (Zhou et al. 2001).
- Des effets neurotoxiques retardés : des souriceaux exposés 10 jours après leur naissance à une dose unique de 0,45 mg de BDE 153/kg poids corporel ont montré, à l'âge de 2, 4 et 6 mois, une altération du comportement moteur. Les capacités d'apprentissage spatial et les fonctions mémorielles des souris adultes étaient également affectées (Viberg et al., 2001).
- Des effets neurotoxiques (réponses comportementales aberrantes), confirmés par Eriksson et al. (2002), chez des souriceaux mâles exposés à des doses allant de 0,45 à 9,0 mg/kg poids corporel de BDE-153 au 10^e jour de leur développement. Ces effets étant comparables à ceux observés pour les PCB-153, les auteurs en déduisent la possibilité d'une action neurotoxique interactive entre les deux composés.
- Les mêmes effets neurotoxiques, avec des perturbations du comportement spontané se traduisant par des troubles de l'habituation et par de l'hyperactivité, chez des souris adultes âgées de deux mois exposées par voie orale le 3^e ou le 10^e jour après leur naissance à une dose unique de nonaBDE 206, d'octaBDE 203, ou de BDE 183 (Viberg et al., 2006).
- Des effets d'immunomodulation, signalés par Fernie et al. (2005), chez de jeunes crécerelles d'Amérique (*Falco sparverius*) en captivité. Ils avaient injecté dans les œufs de chaque couvée, classés selon la date de ponte, de l'huile de carthame pure ou contenant un mélange de pentaBDE-47, -99, -100, et -153 (18,7 µg PBDE/œuf), puis, pendant 29 jours après l'éclosion des œufs, administré aux oisillons, par voie orale, le même mélange à la dose de 15,6 ± 0,3 ng/g poids corporel/jour, ce qui avait porté leur charge corporelle de PBDE à des valeurs 120 fois plus élevées (86,1 ± 29,1 ng/g poids humide) que celles trouvées dans le groupe de contrôle (0,73 ± 0,5 ng/g poids humide). Chez les oiseaux traités, ils ont observé une réaction plus importante à la phytohémagglutinine (immunité à médiation cellulaire mettant en jeu des lymphocytes T), qui était négativement corrélée à l'augmentation des concentrations de BDE 47, et une réponse immunitaire humorale réduite qui, elle, était positivement corrélée à l'augmentation des concentrations de BDE 183. Ils ont également constaté des changements structurels au niveau de la rate (moins de centres germinatifs), de la bourse de Fabricius (apoptose réduite) et du thymus (accroissement du nombre de macrophages), ainsi qu'une corrélation négative entre les index somatiques de la rate et, respectivement, de la bourse de Fabricius et les charges corporelles de PBDE et de BDE-47. L'immunomodulation causée par l'exposition aux PBDE peut être exacerbée chez les oiseaux sauvages victimes de stress environnementaux plus importants.

- Selon Fernie et al. (2006), aucune répercussion sur l'éclosion ni sur la formation du plumage, mais un gain de poids plus rapide et une consommation alimentaire plus importante liée à la charge corporelle de PBDE chez les oisillons de la même espèce exposés dans les mêmes conditions que précédemment. Ceux-ci étaient, de ce fait, plus gros (poids, os, plumes). Le congénère qui a exercé la plus grande influence sur la croissance a été le BDE 100. Une corrélation positive a été établie entre sa présence et la taille ainsi que le poids et la consommation de nourriture des sujets. Les BDE 183 et 153 étaient associés à une augmentation de la longueur des os et le BDE 99 à une augmentation de celle des plumes. Il est possible que la taille plus importante des oiseaux exposés aux PBDE ait un effet néfaste sur leur structure osseuse et qu'elle entraîne des coûts énergétiques excessifs.
- De même qu'avec les polychlorobiphényles de même structure, des perturbations, observées in vitro, de l'activité de la protéine kinase C (PKC) et de l'homéostasie calcique dans les cultures de neurones granulaires du cervelet exposées à des BDE et, plus particulièrement, à l'hexaBDE 153 (Kodavanti et al., 2005).

Bien que ces études ne permettent pas de faire une évaluation quantitative, elles démontrent la nécessité de tenir compte des effets retardés et à long terme, ainsi que des mécanismes d'action spécifiques, lors de l'évaluation des risques pouvant menacer la santé et les écosystèmes.

2.4.2. Données de surveillance sur les effets

Plusieurs articles scientifiques font la comparaison entre les effets sur la population qui ont été observés sur le terrain et les concentrations de substances chimiques possédant des propriétés similaires à celles des polluants organiques persistants, notamment celles d'hexa-, d'octa- et de nonaBDE, mesurées chez des spécimens de différentes espèces.

Malheureusement, les populations sauvages sont exposées à divers PBDE ainsi qu'à d'autres polluants persistants bromés et chlorés apparentés et, en l'état actuel des connaissances, les recherches épidémiologiques permettent tout juste de faire ressortir des associations mais pas d'établir des relations de cause à effet entre l'exposition aux constituants des mélanges commerciaux d'octaBDE ou leur accumulation et les effets nocifs éventuels observés dans la nature.

Il en est de même des données relatives à la santé humaine, aucune étude n'ayant à ce jour offert de preuves concluantes des risques que l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE présentent pour les êtres humains à des niveaux d'exposition pertinents sur le plan écologique.

3. Synthèse des informations

Il est impossible de faire une évaluation quantitative des risques spécifiques associés à l'octaBDE commercial, du fait que ses constituants apparaissent également dans des mélanges commerciaux de penta- et de décaBDE et que les informations disponibles sont insuffisantes : on ne possède, en particulier, aucune donnée permettant d'évaluer quantitativement le rôle de la débromation et aucune base documentaire toxicologique et écotoxicologique solide sur l'exposition à long terme à de faibles doses et les effets cliniques sublétaux du mélange et de ses composants, informations qui sont considérées comme nécessaires pour l'évaluation des risques posés par une substance candidate. L'Australie et le Canada ont présenté des évaluations quantitatives qui, d'après leur estimation des quotients de risque et des marges de sécurité, indiquent l'existence d'un risque potentiel pour la santé et l'environnement. Elles ne contiennent pas de prévisions sur les conditions dans les régions reculées mais sont néanmoins utiles pour l'évaluation générale (Environnement Canada, 2006; NICNAS, 2007).

Dans le présent descriptif des risques, on a considéré que l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE sont les composants de l'octaBDE commercial qui méritent un examen. Il convient de noter que d'autres BDE sont présents dans les mélanges commerciaux, notamment ceux de penta- et de décaBDE.

La persistance de ces PBDE dans l'environnement est bien documentée. Les seuls facteurs de dégradation pertinents identifiés à ce jour sont la photolyse ainsi que le métabolisme et la dégradation anaérobie dans le biote, qui agissent par débromation et produisent d'autres BDE pouvant présenter une toxicité et un potentiel de bioaccumulation plus élevés.

Le potentiel de bioaccumulation dépend du degré de bromation. L'hexaBDE présente un considérable potentiel de bioconcentration et de bioamplification. L'heptaBDE, lui, se bioamplifie dans la chaîne alimentaire mais moins que le laisse supposer son K_{oe} . L'octa- et le nonaBDE sont présents dans le biote mais aucune bioamplification de ces substances dans la chaîne alimentaire n'a été observée. Les raisons données pour ces divergences entre les observations et les prévisions établies à partir du K_{oe} sont la métabolisation ou une biodisponibilité réduite des substances concernées. Les résultats des études scientifiques mettent de plus en plus en évidence l'importance du rôle joué par leur transformation métabolique en d'autres BDE moins bromés.

Les données de surveillance du biote dans les régions reculées incluent l'hexa- et l'heptaBDE et fournissent la meilleure preuve du potentiel de propagation à longue distance des constituants de l'octaBDE commercial. En théorie, la présence de ces composés pourrait s'expliquer par la débromation du décaBDE transporté à ces endroits. Toutefois, il semble peu réaliste de supposer que ce processus soit le seul en cause et qu'aucun autre congénère ne soit transporté de la sorte. Le fait que le transport éolien joue un rôle dans la propagation de l'hexa- et de l'heptaBDE est d'ailleurs confirmé par la présence de ces derniers dans certains lacs alpins.

Malheureusement, du fait qu'elles sont très insuffisantes, les informations disponibles sur la toxicité et l'écotoxicité des diphényléthers hexa- à nonabromés ne permettent pas d'établir un profil toxicologique et écotoxicologique fiable pour chaque isomère, mélange d'isomères et mélange commercial.

Les études sur des organismes aquatiques, des sédiments et des sols effectuées en laboratoire n'ont relevé aucun effet significatif; toutefois, les indicateurs et les paramètres d'exposition retenus pour ces essais étaient clairement insuffisants pour évaluer de façon adéquate des substances chimiques du genre des diphényléthers hexa- à nonabromés. Les tests d'écotoxicité pour de telles substances devraient porter, dans la mesure du possible, sur plusieurs générations ou au moins la totalité du cycle de vie, et les indicateurs devraient inclure les effets sublétaux liés à l'accumulation et à la remobilisation des PBDE au cours des périodes critiques du développement et de la reproduction, ainsi que les effets écologiquement pertinents des transformations métaboliques. Ils devraient en outre se pencher sur toutes les voies d'exposition écologiquement pertinentes. Ceux dont on dispose ne remplissent pas ces conditions.

Les informations disponibles sur les mammifères et les oiseaux apportent des enseignements utiles. La plus faible concentration sans effet nocif observé (CSENO) signalée pour les indicateurs cliniques classiques est de 2 mg/kg/j, chiffre calculé à partir de la dose produisant une légère fœtotoxicité ou un accroissement pondéral hépatique et une réduction du gain de poids corporel chez les femelles en gestation ainsi qu'un retard dans l'ossification du squelette fœtal. Ces indicateurs sont pertinents pour l'évaluation sanitaire et écologique et, donc, utiles lors de l'évaluation des risques pour l'homme et la nature. Cependant, les nouvelles informations disponibles remettent également en cause leur adaptation à une utilisation aux fins d'évaluation du profil toxicologique des diphényléthers hexa- à nonabromés chez les mammifères et les autres vertébrés.

Une attention particulière doit être accordée aux effets immunotoxicologiques, en particulier les effets neurotoxiques retardés constatés après administration d'une dose unique. Bien que les informations disponibles à l'heure actuelle ne permettent pas d'effectuer une évaluation quantitative de ces effets du point de vue des risques qu'ils peuvent présenter pour la santé humaine et les écosystèmes, il est nécessaire de les analyser avec prudence. Certes, les doses auxquelles ils ont été observés sont supérieures aux niveaux d'exposition estimés à partir des données de surveillance relatives à un seul congénère collectées dans les régions isolées, mais de tels effets ont été constatés pour plusieurs congénères et, dans les conditions réelles, une exposition à un mélange de PBDE est plus probable. On ne dispose pas d'informations suffisantes pour étudier la question de savoir si ces effets sont susceptibles d'avoir un caractère cumulatif ou plus que cumulatif lorsque les expositions sont synergiques. Les marges entre les doses qui, en laboratoire, ont produit les effets précités et les niveaux d'exposition par voie orale dans les conditions naturelles que l'on a estimés à partir des données de surveillance ne sont pas très grandes lorsqu'on fait la somme des différents isomères et homologues. McDonald (2005) a estimé la charge corporelle critique dans le cas de l'hexaBDE-153 à 2000 µg/kg lipides, sur la base de la CSEO de 0,45 mg/kg rapportée par Viberg et al (2003), et donne une marge de sécurité de 7 entre ce niveau et le 95^e centile des concentrations totales de PBDE dans la population des États-Unis. Il est à noter que des concentrations d'hexaBDE-153 proches de ces valeurs ont été décelées chez plusieurs espèces et dans plusieurs régions (voir info.2, Canada) et qu'il est fréquent de voir les concentrations totales de PBDE largement dépasser ce seuil.

La dégradation des PBDE dans l'environnement et dans le biote est une question clé étant donné que les diphényléthers fortement bromés se décomposent en congénères moins bromés, qui peuvent être plus toxiques. Il a été prouvé que le décaBDE et plusieurs composants de l'octaBDE commercial (voir les références ci-dessus) peuvent subir une telle transformation, mais le degré auquel les différents PBDE peuvent se dégrader dans diverses conditions, le rôle du métabolisme au plan du potentiel de bioaccumulation et l'identité des congénères moins bromés susceptibles de se former sont des questions faisant l'objet de recherches actives sur le terrain. Il faudra que le Comité d'étude des polluants organiques persistants évalue les nouveaux résultats à mesure de leur apparition dans les publications pratiquant l'examen collégial.

Il apparaît de plus en plus clairement que les profils toxicologiques des PBDE et des PCB sont similaires. En conséquence, ils présentent des risques et soulèvent des préoccupations du même ordre, bien que le mode d'action semble être mieux défini par les mécanismes indépendants du récepteur Ah (AhR), étant donné que les PBDE se lient à ce dernier mais n'activent pas le complexe AhR–protéine Arnt–XRE (Peters et al., 2006) et semblent capables de réguler à la hausse le CYP2B et le CYP3A chez le rat, à des doses équivalentes à celles observées pour les PCB qui ne sont pas de type dioxine, à l'exemple du PCB153 (Sanders et al., 2005). La persistance, le potentiel de bioaccumulation et la propagation à longue distance des constituants de l'octaBDE commercial étant bien

documentés, la confirmation d'un niveau de danger équivalent pour ces deux groupes de substances chimiques devrait suffire pour valider l'existence de risques associés au transport à longue distance.

4. Conclusion générale

L'évaluation des risques que l'octaBDE commercial fait courir à l'homme et à l'environnement en raison de son potentiel de propagation à longue distance doit tenir compte non seulement du fait qu'il s'agit d'un mélange de substances possédant des propriétés et des caractéristiques différentes qui entrent également dans la composition d'autres PBDE du commerce et peuvent ainsi être libérées dans l'environnement, mais aussi de la possibilité que ces substances se forment dans le milieu par débromation du décaBDE commercial.

Bien que les pays développés aient cessé de fabriquer de l'octaBDE commercial et que rien n'indique qu'il soit produit ailleurs, il faut garder à l'esprit qu'il en existe encore dans des articles en circulation, lesquels continueront d'en émettre jusqu'à la fin de leur vie utile et à leur élimination. Les estimations basées sur des modèles et les concentrations mesurées dans les boues d'épuration montrent que les émissions actuelles demeurent considérables.

On dispose d'une documentation abondante sur la persistance des diphenyléthers hexa- à nona bromés. La principale voie de dégradation de ces composés est la débromation, qui conduit à la formation d'autres BDE tout aussi préoccupants. De même, l'aptitude de certains composants de l'octaBDE à se bioaccumuler et à se bioamplifier dans certaines chaînes trophiques est suffisamment documentée et est confirmée par la convergence entre les observations sur le terrain faites dans le cadre des programmes de surveillance et les études toxicocinétiques. Les données de surveillance en provenance des régions éloignées confirment le potentiel de propagation à longue distance et, du moins pour certains congénères, l'importance du rôle joué dans ce processus par le transport éolien.

Le plus difficile est d'estimer le danger que peuvent présenter le mélange commercial et ses composants. Un certain nombre d'études écotoxicologiques et toxicologiques classiques n'ont décelé aucun effet, même à des niveaux de concentration excessivement élevés, mais une évaluation approfondie de ces études, en particulier sur le plan de propriétés et de la toxicocinétique des PBDE, montre que la conception des essais, les conditions d'exposition et les indicateurs cliniques retenus ne se prêtent pas à une évaluation correcte de tels produits chimiques. L'absence d'effets dont font état les études précitées devrait donc être interprétée avec prudence. Par ailleurs, des études spécifiques ont révélé l'existence de certains dangers, tels que la neurotoxicité et l'immunotoxicité retardées, qui pourraient être particulièrement importants pour l'évaluation des risques sanitaires et écologiques.

Vu les preuves dont on dispose, on peut conclure que l'hexa- et l'heptaBDE contenus dans l'octabromodiphényléther commercial sont, en raison de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine ou sur l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial.

Les preuves de plus en plus nombreuses de la conversion par débromation de l'octa- et du nonaBDE en d'autres BDE possédant des caractéristiques de polluants organiques persistants permettent également, compte tenu du paragraphe 7 a) de l'article 8 de la Convention selon lequel l'absence de certitude scientifique absolue n'empêche pas de donner suite à une proposition, de conclure que l'octa- et le nonaBDE contenus dans l'octabromodiphényléther commercial sont, en raison de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles de produire des effets nocifs importants sur la santé humaine ou sur l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial.

Bibliographie

- Alaee M, Luross J, Sergeant DB, Muir DCG, Whittle DM, Solomon K, 1999. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compounds*. 40: 347-350.
- Allchin CR, Law RJ, Morris S, 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environmental Pollution* 105: 195-207.
- Alonso E, Tapie N, Budzinski H, Tarazona, JV 2006. Calibration of biomagnification model. Kinetic Behaviour Of Several Compounds In *Mytilus edulis* and *Sparus aurata* After Oral Exposure. LRI Programme Environment: persistence, bioaccumulation & toxicity. Project No: ECO-1AINIA-1100. Milestone Report.
- Bergander L, Kierkegaard A, Sellström U, Widequist U, de Wit C, 1995. Are brominated flame retardants present in ambient air? Poster presentation, 6th Nordic Symposium on Organic Pollutants, Smygehuk, September 17-20.
- Brevik K, Wania F, Muir DC, Alaee M, Backus S, Pacepavicius G, 2006. Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environ Sci Technol*. 40:4612-8.
- Breslin WJ, Kirk HD, Zimmer MA, 1989. Teratogenic evaluation of a polybromodiphenyl oxide mixture in New Zealand White rabbits following oral exposure. *Fundamental and Applied Toxicology* 12:151-157.
- Burreau S, Zebuhr Y, Broman D, Ishaq R, 2004. Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea. *Chemosphere* 55:1043-52.
- Burreau S, Zebuhr Y, Broman D, Ishaq R, 2006. Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean. *Sci Total Environ*. 366:659-72
- Cheng H, Zhang G, Jiang JX, Li X, Liu X, Li J, Zhao Y, 2007. Organochlorine pesticides, polybrominated biphenyl ethers and lead isotopes during the spring time at the Waliguan Baseline Observatory, northwest China: Implication for long-range atmospheric transport. *Atmospheric Environment* 41: 4734-47.
- Ciparis S, Hale RC, 2005. Bioavailability of polybrominated diphenyl ether flame retardants in biosolids and spiked sediment to the aquatic oligochaete, *Lumbriculus variegatus*. *Environ Toxicol Chem*. 24:916-25.
- CITI, 1982. The bioaccumulation of compound S512 by carp. Chemical Biotesting Center, CITI, Tokyo.
- de Wit CA, Alaee M, Muir DCG, 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic. *Chemosphere* 64:209-233
- Drouillard KG, Chan S, O'Rourke S, Douglas Haffner G, Letcher RJ, 2007. Elimination of 10 polybrominated diphenyl ether (PBDE) congeners and selected polychlorinated biphenyls (PCBs) from the freshwater mussel, *Elliptio complanata*. *Chemosphere*. [Epub ahead of print].
- Drouillard KG, Fernie KJ, Letcher RJ., Shutt LJ., Whitehead M, Gebink W and Bird DM, 2007. Bioaccumulation and biotransformation of 61 polychlorinated biphenyl and four polybrominated diphenyl ether congeners in juvenile american kestrels (*Falco sparverius*). *Environ. Toxicol. Chem*. 26:313-324.
- EC. 2003. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, octabromo derivative. CAS No.: 32536-52-0. EINECS No.: 251-087-9. Risk assessment. Final report, ECB-JRC, Ispra.
- Eljarrat E, De La Cal A, Larrazabal D, Fabrellas B, Fernández-Alba AR, Borrull F, Marce M, Barceló D, 2005. Occurrence of polybrominated diphenylethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in coastal sediments from Spain. *Environ. Pollut*. 136:493-501.
- Elliot JE, Wilson LK, Wakeford B, 2005. Polybrominated diphenyl ether trends in eggs of marine and freshwater birds from British Columbia, Canada 1979-2002. *Environ. Sci. Technol*. 39:5584-91.
- Environment Agency Japan, 1991. Chemicals in the Environment. Report on Environmental Survey and Wildlife Monitoring of Chemicals in F.Y. 1988 & 1989. Office of Health Studies, Department of Environmental Health, Environment Agency Japan. March 1991.
- Environment Agency UK, 1997. Report on the Monitoring of Brominated Flame Retardants in the Environment. The Environment Agency, Bath, United Kingdom.
- Environment Canada, 2004. Environment Screening Assessment Report on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs). Draft for public comments, February 2004.
- Eriksson J, Jakobsson E, Marsh G, Bergman Å, 2001. Photo decomposition of brominated diphenyl ethers in methanol/water. Abstracts. The Second International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2001 Stockholm. May 14-16. Stockholm University, Sweden. p. 203-206.

- Eriksson P, Viberg H, Fischer C, Wallin M, Fredriksson A, 2002. A comparison on developmental neurotoxic effects of hexabromocyclododecane, 2, 2', 4, 4', 5, 5'-hexabromodiphenyl ether (PBDE 153) and 2, 2', 4, 4', 5, 5'-hexachlorobiphenyl (PCB 153). *Organohalogen Compounds* 57: 389-390.
- Evenset A, Christensen GN, Carroll J, Zaborska A, Berger U, Herzke D, Gregor D, 2007. Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. *Environ. Pollut.* 146:196-205.
- Fernandez MF, Araque P, Kiviranta H, Molina-Molina JM, Rantakokko P, Laine O, Vartiainen T, Olea N, 2007. PBDEs and PBBs in the adipose tissue of women from Spain. *Chemosphere* 66:377-383.
- Fernie KJ, Laird Shutt J, Ritchie IJ, Letcher RJ, Drouillard K, Bird DM, 2006. Changes in the growth, but not the survival, of American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to environmentally relevant polybrominated diphenyl ethers. *J Toxicol Environ Health A.* 69:1541-54.
- Fernie KJ, Mayne G, Shutt JL, Pekarik C, Grasman KA, Letcher RJ, Drouillard K, 2005. Evidence of immunomodulation in nestling American kestrels (*Falco sparverius*) exposed to environmentally relevant PBDEs. *Environ Pollut.* 138:485-93.
- Gaul S, Von der Recke R, Tomy G, Vetter W, 2006. Anaerobic transformation of a technical brominated diphenyl ether mixture by super-reduced vitamin B12 and dicyanocobinamide. *Environ Toxicol Chem.* 25:1283-90.
- Gerecke, AC, Hartmann PC, Heeb NV, Kohler H-PE, Giger W, Schmid P, Zennegg M, Kohler M, 2005. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environ. Sci. Technol.* 39:1078-1083.
- Gevao B, Beg MU, Al-Ghadban AN, Al-Omair A, Helaleh M, Zafar J, 2006. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers in coastal marine sediments receiving industrial and municipal effluents in Kuwait. *Chemosphere.* 62:1078-86.
- Great Lakes Chemical Corporation. 2001a. Octabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Final Report. Wildlife International Ltd. Project Number: 298A-112, February 2001.
- Great Lakes Chemical Corporation. 2001b. Octabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 5% total organic carbon. Final Report. Wildlife International Ltd. Project Number: 298A-113, February 2001.
- Great Lakes Chemical Corporation. 2001c. Effect of octabromodiphenyl oxide on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. ABC Laboratories, Inc. Report. ABC Study No. 46419, December 2001.
- Great Lakes Chemical Corporation. 2001d. Octabromodiphenyl oxide: A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of six species of plants. Final Report. Wildlife International, Ltd. Project Number: 298-103, August 2001.
- Harrad S, Porter L, 2007. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers in blood serum from New Zealand. *Chemosphere* 66:2019-2023.
- Hassanin A, Breivik K, Meijer SN, Steinnes E, Thomas GO, Jones KC, 2004. PBDEs in European background soils: levels and factors controlling their distribution. *Environmental Science and Technology* 38:738-745.
- He J, Robrock KR, Alvarez-Cohen L, 2006. Microbial reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Environ Sci Technol.* 40:4429-34.
- Isosaari P, Lundebye AK, Ritchie G, Lie O, Kiviranta H, Vartiainen T, 2005. Dietary accumulation efficiencies and biotransformation of polybrominated diphenyl ethers in farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Food Addit Contam.* 22:829-37.
- Kierkegaard A, Asplund L, de Wit CA, McLachlan MS, Thomas GO, Sweetman AJ, Jones KC, 2007. Fate of higher brominated PBDEs in lactating cows. *Environ Sci Technol.* 41:417-23.
- Kodavanti PR, Ward TR, Ludewig G, Robertson LW, Birnbaum LS, 2005. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) effects in rat neuronal cultures: 14C-PBDE accumulation, biological effects, and structure-activity relationships. *Toxicol Sci.* 88:181-92.
- Kolic TM, MacPherson KA, Reiner EJ, Ho T, Kleywegt S, Payne M, Alaei M, 2003. Investigation of brominated diphenyl ethers in various land applied materials. Abstract. 5th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, August 22-23, 2003, Boston, MA.
- Kolic TM, MacPherson KA, Reiner EJ, Ho T, Kleywegt S, Dove A, Marvin C, 2004. Brominated diphenyl ether levels: a comparison of tributary sediments versus biosolid material. *Organohalogen Compounds* 66: 3830-3835.

- Knudsen LB, Gabrielsen GW, Vereault J, Barret R, Utne Skare J, Polder A, Lie E, 2005. Temporal trends of brominated flame retardants, cyclododeca-1,5,9-triene and mercury in eggs of four seabirds species from Northern Norway and Svalbard. SPFO-Report 942/2005.
- La Guardia MJ, Hale RC, Harvey E, Mainor TM, Gaylor MO, 2001. Polybrominated diphenyl ethers in land-applied sewage sludge (biosolids). Poster presented at the Society of Environmental Toxicology and Chemistry 22nd Annual Meeting, November 2001.
- La Guardia MJ, Hale RC, Harvey E, 2006. Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures. *Environ Sci Technol.* 40:6247-54.
- Law RJ, Allchin CR, Morris S, Reed J, 1996. Analysis of brominated flame retardants in environmental samples. DFR No C956H108. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research, Burnham-on Crouch.
- Law RJ, Alaei M, Allchin CR, Boon JP, Lebeuf M, Lepom P, Stern GA, 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and other brominated flame retardants in wildlife. *Environment International* 29:757-770.
- Law K, Halldorson T, Danell R, Stern G, Gewurtz S, Alaei M, Marvin C, Whittle M, Tomy G, 2006. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. *Environ Toxicol Chem* 25:2177-2186 (Erratum in: *Environ Toxicol Chem.* 2007 26:190).
- Lee S-J, Ikonomou MG, Park H, Baek S-Y, Chang Y-S, 2007. Polybrominated diphenyl ethers in blood from Korean incinerator workers and general population. *Chemosphere* 67:489-497.
- Lindberg P, Sellström U, Häggberg L, de Wit CA, 2004. Higher brominated PBDEs and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcon (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environmental Science and Technology* 34:93-96.
- Luckey FJ, Fowler B, Litten S, 2002. Establishing baseline levels of polybrominated diphenyl ethers in Lake Ontario surface waters. Unpublished manuscript dated 2002/03/01. New York State Department of Environmental Conservation, Division of Water, Albany, NY 12233-3508.
- Martínez MA, De la Torre A, Sanz P, Navarro I, Concejero MA, 2006. Occurrence of brominated flame retardants in sewage sludges from Spain: Higher brominated diphenyl ethers contribution. *Organohalogenated compounds* 68:1804-1807.
- Marvin C, Williams D, Kuntz K, Klawunn P, Backus S, Kolic T, Lucaciu C, MacPherson K, Reiner E, 2007. Temporal trends in polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans, dioxin-like PCBs, and polybrominated diphenyl ethers in Niagara river suspended sediments. *Chemosphere* 67:1808-1815.
- McDonald TA, 2005. Polybrominated Diphenylether Levels among United States Residents: Daily Intake and Risk of Harm to the Developing Brain and Reproductive Organs. *Integrated Environmental Assessment and Management* 1:343-354.
- Moon HB, Kannan K, Lee SJ, Choi M, 2007a. Atmospheric deposition of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in coastal areas in Korea. *Chemosphere*.66:585-93.
- Moon H-B, Kannan K, Lee S-J, Choi M, 2007b. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediment and bivalves from Korean coastal waters. *Chemosphere* 66:243-251.
- Morf L, Smutny R, Taverna R, Daxbeck H. Selected polybrominated flame retardants PBDE and TBBPA: Substance flow analysis. ENVIRONMENTAL SERIES No. 338, Environmentally hazardous substances. 2002. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL; now Federal Office for the Environment FOEN), Bern, Switzerland
- Norstrom RJ, Simon M, Moisey J, Wakeford B, Weseloh DVC, 2002. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981-2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs. *Environmental Science and Technology* 36:4783-4789.
- OECD, 1994. Selected brominated flame retardants. Risk Reduction Monograph No. 3, OECD Environment Monograph Series No. 102, Paris.
- Peterman PH, Orazio CE, Feltz KP, 2003. Sunlight photolysis of 39 mono-hepta PBDE congeners in lipid. *Organohalogen Compd.* 63:357-360.
- Peters AK, Nijmeijer S, Gradin K, Backlund M, Bergman A, Poellinger L, Denison MS, Van den Berg M, 2006. Interactions of polybrominated diphenyl ethers with the aryl hydrocarbon receptor pathway. *Toxicol Sci.* 92:133-42.
- Rayne S, Wan P, Ikonomou M, 2006. Photochemistry of a major commercial polybrominated diphenyl ether flame retardant congener: 2,2',4,4',5,5'-hexabromodiphenyl ether (BDE153). *Environ Int.* 32:575-85.

- Rice CP, Chernyak SM, Begnoche L, Quintal R, Hickey J, 2002. Comparisons of PBDE composition and concentration in fish collected from the Detroit River, MI and Des Plaines River, IL. *Chemosphere* 49:731-737.
- Sanchez-Prado L, Lores M, Llompert M, Garcia-Jares C, Bayona JM, Cela R, 2006. Natural sunlight and sun simulator photolysis studies of tetra- to hexa-brominated diphenyl ethers in water using solid-phase microextraction. *J Chromatogr A*. 1124:157-66.
- Sanders JM, Burka LT, Smith CS, Black W, James R, Cunningham ML. Differential expression of CYP1A, 2B, and 3A genes in the F344 rat following exposure to a polybrominated diphenyl ether mixture or individual components. *Toxicol Sci*. 2005 Nov;88(1):127-33.
- Schmid P, Kohler M, Gujer E, Zennegg M, Lanfranchi M, 2007. Persistent organic pollutants, brominated flame retardants and synthetic musks in fish from remote alpine lakes in Switzerland, *Chemosphere*, doi:10.1016/j.chemosphere.2006.05.080.
- Schuhmacher M, Kiviranta H, Vartiainen T, Domingo JL, 2007. Concentrations of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in milk of women from Catalonia, Spain. *Chemosphere* 67:S295-S300.
- Sormo EG, Salmer MP, Jenssen BM, Hop H, Baek K, Kovacs KM, Lydersen C, Falk-Petersen S, Gabrielsen GW, Lie E, Skaare JU, 2006. Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. *Environ Toxicol Chem*. 25:2502-11.
- Stapleton HM, Baker JE, 2003. Debromination of BDE congeners by the common carp (*Cyprinus carpio*). 5th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, August 22-23, Boston, MA.
- Stapleton HM, Letcher RJ, Li J, Baker JE, 2004a. Dietary accumulation of polybrominated diphenyl ethers by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Toxicol Chem*. 23:1939-1946.
- Stapleton HM, Letcher RJ, Baker JE, 2004b. Debromination of polybrominated diphenyl ether congeners BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.*, 38:1054-1061.
- Stapleton HM, Brazil B, Holbrook RD, Mitchelmore CL, Benedict R, Konstantinov A, Potter D, 2006. *In vivo* and *in vitro* debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) by juvenile rainbow trout and common carp. *Environ Sci Technol*. 40:4653-8.
- Strandberg B, Dodder NG, Basu I, Hites RA, 2001. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and other organohalogen compounds in Great Lakes air. *Environ. Sci. Technol*. 35:1078-1083.
- Thomsen C, Liane VH, Becher G, 2007. Automated solid-phase extraction for the determination of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in serum—application on archived Norwegian samples from 1977 to 2003. *J. Chromatogr. B*, 846: 252-263.
- Toms LM, Harden FA, Symons RK, Burniston D, Furst P, Muller JF, 2007. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in human milk from Australia. *Chemosphere*. Apr 11; [Epub ahead of print].
- Tomy GT, Palace VP, Halldorson T, Braekevelt E, Danell R, Wautier K, Evans B, Brinkworth L, Fisk AT, 2004. Bioaccumulation, biotransformation, and biochemical effects of brominated diphenyl ethers in juvenile lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Environ Sci Technol*. 38:1496-504.
- van Beusekom OC, Eljarrat E, Barcelo D, Koelmans AA, 2006. Dynamic modeling of food-chain accumulation of brominated flame retardants in fish from the Ebro River Basin, Spain. *Environ Toxicol Chem*. 25:2553-60.
- Van den Steen E, Covaci A, Jaspers VL, Dauwe T, Voorspoels S, Eens M, Pinxten R, 2007. Accumulation, tissue-specific distribution and debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in European starlings (*Sturnus vulgaris*). *Environ Pollut*. 148:648-653.
- Wakeford BJ, Simon MJ, Elliott JE, Braune BM, 2002. Analysis of polybrominated diphenyl ethers (BDEs) in wildlife tissues - Canadian Wildlife Service contributions. Abstract. 4th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, June 17-18, 2002, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.
- Wang XM, Ding X, Mai BX, Xie ZQ, Xiang CH, Sun LG, Sheng GY, Fu JM, Zeng EY, 2005. Polybrominated diphenyl ethers in airborne particulates collected during a research expedition from the Bohai Sea to the Arctic. *Environ Sci Technol*. 39:7803-9.
- Wania F, Dugani CB, 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environ Toxicol Chem*. 22:1252-61.
- Wurl O, Potter JR, Durville C, Obbard JP, 2006. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) over the open Indian Ocean. *Atmospheric Environment* 40:5558-65.
- Viberg H, Fredriksson A, Jakobsson E, Örn U, Eriksson P, 2001. Neonatal exposure to hexabromo-diphenyl ether (PBDE 153) affects behaviour and cholinergic nicotinic receptors in brain of adult mouse. Abstracts. The Second

International Workshop on Brominated Flame Retardants. BFR 2001 Stockholm. May 14-16. Stockholm University, Sweden. p. 275-278.

Viberg H, Fredriksson A, Eriksson P, 2003. Neonatal exposure to polybrominated diphenyl ether (PBDE 153) disrupts spontaneous behaviour, impairs learning and memory, and decreases hippocampal cholinergic receptors in adult mice. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 192:95-106.

Viberg H, Johansson N, Fredriksson A, Eriksson J, Marsh G, Eriksson P, 2006. Neonatal exposure to higher brominated diphenyl ethers, hepta-, octa-, or nonabromodiphenyl ether, impairs spontaneous behavior and learning and memory functions of adult mice. *Toxicol Sci.* 92:211-8.

Voorspoels S, Covaci A, Neels H, Schepens P, 2007. Dietary PBDE intake: A market-basket study in Belgium. *Environ. Inter.* 33:93-97.

Wegmann F, MacLeod M, Scheringer M, 2007. POP Candidates 2007: Model results on overall persistence and long-range transport potential using the OECD Pov & LRTP Screening Tool. Swiss Federal Institute of Technology, <http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/prepdocs/annexEsubmissions/All%20chemicals%20Switzerland.pdf> (OECD Pov & LRTP Screening Tool available at <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads>).

WHO 1994. Brominated diphenyl ethers. Environmental Health Criteria 162, International Programme on Chemical Safety, WHO, Geneva.

Zhou T, Ross DG, DeVito MJ, Crofton KM, 2001. Effects of short-term in vivo exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones
