



Programme des Nations Unies pour l'environnement

Distr. : Générale
29 août 2007

Français
Original : Anglais

Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants

Comité d'étude des polluants organiques persistants

Troisième réunion

Genève, 19-23 novembre 2007

Point 9 a) de l'ordre du jour provisoire*

Examen des projets de descriptif des risques : l'octabromodiphényléther commercialisé

Projet de descriptif des risques : l'octabromodiphényléther commercialisé

Note du secrétariat

1. A sa deuxième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté la décision POPRC-2/6 relative à l'octabromodiphényléther commercialisé.¹ Aux termes du paragraphe 2 de la décision, le Comité a décidé d'établir un groupe de travail spécial en vue d'examiner la proposition visant à inscrire l'octabromodiphényléther commercialisé aux Annexes A, B, et/ou C de la Convention (voir documents UNEP/POPS/POPRC.2/12 et UNEP/POPS/POPRC.2/INF/4) et d'élaborer un projet de descriptif des risques conformément à l'Annexe E de la Convention.
2. La liste des membres du groupe de travail spécial sur l'octabromodiphényléther et des observateurs qui ont participé à ses travaux figure dans l'Annexe V du document UNEP/POPS/POPRC.2/17.
3. Un plan de travail normalisé pour la préparation d'un projet de descriptif des risques a été adopté par le Comité à sa deuxième réunion.²
4. Conformément à la décision POPRC-2/6 et au plan de travail normalisé adopté par le Comité, le groupe de travail spécial sur l'octabromodiphényléther a préparé le projet de descriptif des risques reproduit en annexe à la présente note. Le projet de descriptif des risques n'a pas été officiellement édité.

* UNEP/POPS/POPRC.3/1/Rev.1.

¹ UNEP/POPS/POPRC.2/17, annexe I.

² Ibid., paragraphe 36 et annexe II-A.

Mesure que pourrait prendre le Comité

5. Le Comité souhaitera peut-être:

- a) Adopter, après toute modification jugée nécessaire, le projet de descriptif des risques qui figure dans l'annexe à la présente note;
- b) Décider, conformément au paragraphe 7 de l'article 8 de la Convention, et sur la base du projet de descriptif des risques, si le produit chimique est, en raison de sa propagation à longue distance dans l'environnement, susceptible d'avoir sur la santé humaine et/ou l'environnement des effets nocifs considérables qui justifient la prise de mesures à l'échelon mondial, et s'il convient de donner suite à la proposition;
- c) Convenir, selon les termes de la décision prise au titre de l'alinéa b) ci-dessus :
 - i) D'inviter toutes les Parties et observateurs à fournir des informations au titre de l'Annexe F de la Convention, mettre en place un groupe de travail spécial pour préparer un projet d'évaluation de la gestion des risques et se mettre d'accord sur un plan de travail pour mener à bien le projet; ou
 - ii) De mettre le descriptif des risques à disposition de toutes les Parties et des observateurs, et de le mettre en attente.

Annexe

L'OCTABROMODIPHENYLETHER COMMERCIALISE

Projet de descriptif des risques

Projet préparé par le groupe de travail spécial sur le
l'octabromodiphényléther commercialisé sous la
direction du Comité d'étude des polluants organiques
persistants de la Convention de Stockholm

Août 2007

Table des matières

RESUME	5
1. INTRODUCTION	7
1.1 Identité chimique de la substance proposée	7
1.2 Conclusions du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur les informations de l'Annexe D.....	8
1.3 Sources des données	8
1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales	9
2. RESUME DES INFORMATIONS PERTINENTES POUR LE DESCRIPTIF DES RISQUES	9
2.1 Sources.....	9
2.2 Devenir dans l'environnement.....	10
2.2.1 Persistance.....	10
2.2.2 Bioaccumulation	10
2.2.3 Propagation à longue distance dans l'environnement	12
2.3 Exposition	13
2.3.1 Atmosphère.....	13
2.3.2 Eau.....	13
2.3.3 Sédiments	13
2.3.4 Sol.....	14
2.3.5 Déchets, effluents et biosolides	14
2.3.6 Biote.....	14
2.3.7 Humains	15
2.4 Evaluation des risques concernant les sujets de préoccupation	17
2.4.1. Etudes expérimentales	17
2.4.2. Données de suivi sur les effets	18
3. SYNTHESE DES INFORMATIONS.....	18
4. DECLARATION DE CONCLUSION	20
REFERENCES	21

RESUME

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

Les diphényléthers polybromés sont essentiellement utilisés comme retardateurs de flamme de type additif. Ils sont intégrés physiquement, et non liés chimiquement, aux matériaux traités (comme c'est le cas pour les ignifugeants réactifs). Les produits commercialisés recouvrent plusieurs congénères et niveaux de bromation. Les renseignements fournis par l'industrie des bromures indiquent que l'octaBDE a été produit aux Pays-Bas, en France, aux Etats-Unis, au Japon, au Royaume-Uni et en Israël, mais qu'il n'est plus produit au sein de l'Union européenne, aux Etats Unis et dans le bassin du Pacifique depuis 2004, et qu'il n'existe aucune information faisant part de sa production dans les pays en développement. Selon le « Bromine Science and Environmental Forum », l'octaBDE a été commercialisé vers le milieu des années 1970. Au début des années 2000, la production mondiale était inférieure à 4 000 tonnes par an, et lorsque la production 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, on atteint un volume total de 180 000 tonnes.

Bien que l'octaBDE ne soit semble-t-il plus produit, les rejets au cours de la durée d'utilisation des articles contenant les solutions commerciales, ainsi que pendant les opérations d'élimination réalisées en fin de vie des articles demeurent préoccupants. La Suisse a signalé que les émissions diffuses provenant de l'utilisation de produits contenant de l'octaBDE s'élevaient, sur son territoire, à environ 0,33 tonnes/an pour un stock total de 680 tonnes (chiffre correspondant au scénario le plus pessimiste).

La persistance des composants de l'octaBDE dans l'environnement fait l'objet d'une documentation abondante. Les seuls facteurs de dégradation manifestes, identifiés à ce jour, sont la photolyse, le métabolisme et la dégradation anaérobie dans le biote, qui agissent par débromation et qui produisent d'autres BDE pouvant présenter une toxicité plus élevée et un potentiel de bioaccumulation.

L'évaluation du potentiel de bioaccumulation de l'octaBDE commercialisé constitue l'un des aspects les plus complexes de ce descriptif des risques. Il est démontré que l'hexa BDE a un potentiel élevé de bioaccumulation (notamment un potentiel modéré de bioconcentration) et de bioamplification dans la chaîne alimentaire; et cela correspond entièrement aux taux d'élimination communiqués. Les données scientifiques mettent également en évidence, dans le cas de l'heptaBDE, la bioamplification du réseau alimentaire, à un niveau néanmoins inférieur à celui que laissait entrevoir le coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}); ce fait peut s'expliquer par un métabolisme entraînant une demi-vie relativement courte (démontrée de façon expérimentale et qui est due, selon les auteurs, à la débromation). On dispose de nombreuses données témoignant de la présence d'octa- et de nonaBDE dans le biote, mais leur potentiel de bioaccumulation par l'eau et l'alimentation est beaucoup plus faible que le laissait supposer leur K_{ow}. Cela peut s'expliquer par une disponibilité réduite, les métabolismes, ou la conjugaison de ces deux phénomènes. Le nombre de documents scientifiques démontrant la débromation de l'octaBDE en décaBDE et en d'autres PBDE ne cesse d'augmenter; il s'agit d'un aspect capital pour l'évaluation car cela semble indiquer que le potentiel de bioaccumulation, supposé faible, pourrait en fait être la conséquence du métabolisme précurseur de PBDE bioaccumulatifs. Il n'est pas encore possible de présenter une estimation quantitative, mais le processus de débromation a déjà été observé chez certains organismes aquatiques, mammifères et oiseaux. Ce sujet fait l'objet de recherches actives, et les nouveaux résultats devront être évalués par le Comité d'étude des polluants organiques persistants au fur et à mesure de leur apparition dans la littérature de référence.

Les données de surveillance du biote dans les régions éloignées apportent les meilleurs éléments d'information quant au risque de propagation à longue distance des composants de l'octaBDE commercialisé, l'hexa- et l'heptaBDE. Leur détection dans certains lacs alpins confirme l'incidence du transport atmosphérique. Le potentiel de transport à longue distance du décaBDE a été observé. L'absence de confirmation en ce qui concerne l'octa- et le nonaBDE peut être liée à la contribution relative plus faible et/ou au métabolisme par débromation.

Les études pratiquées en laboratoire sur des organismes aquatiques, des sédiments et des sols n'ont relevé aucun effet significatif; cependant, les paramètres mesurés et les conditions d'exposition employées dans ces essais sont clairement insuffisants pour évaluer de façon adéquate des produits chimiques tels que l'hexa- et le nonaBDE.

L'information disponible sur les mammifères et les oiseaux apporte des enseignements utiles. La plus faible dose sans effet nocif observé signalée pour les paramètres traditionnels est de 2-5 mg/kg bw/j. Les effets produits sont pertinents pour les évaluations sur les plans de la santé et de l'écologie, et sont donc utiles pour évaluer les risques pesant sur l'homme, comme sur la vie sauvage. En outre, les effets immuno-toxicologiques, principalement les effets neurotoxiques retardés observés après administration d'une dose unique méritent une attention particulière. La charge

corporelle critique de l'hexaBDE 153 a été estimée à 2 000 µg/kg lipide sur la base d'une dose sans effet nocif observé de 0,45 mg/kg. Il est à noter que des concentrations d'hexaBDE 153 proches de ces valeurs ont été trouvées dans plusieurs espèces et sites géographiques et qu'il est fréquent de voir les concentrations totales de PBDE largement excéder ce seuil.

L'évaluation des risques causés par l'octaBDE commercialisé sur les humains et l'environnement en raison de son potentiel de transport à longue distance n'est pas une tâche aisée car le produit commercialisé est un mélange de composants présentant des propriétés et des caractéristiques différentes, lesquels peuvent également être libérés dans l'environnement du fait de leur présence dans la composition d'autres PBDE commercialisés et de leur production dans l'environnement par débromation du décaBDE commercialisé.

La plus grande difficulté concerne l'estimation du danger que peuvent présenter ces mélanges commerciaux et leurs composants. Un certain nombre d'études écotoxicologiques et toxicologiques classiques n'ont observé aucun effet, même à des taux de concentration d'une ampleur irréaliste. Néanmoins, une évaluation approfondie de ces études, examinant tout particulièrement les propriétés et la toxicocinétique des PBDE, indique que la conception des essais, les conditions d'exposition et les paramètres mesurés ne permettent pas une évaluation correcte de ces catégories de produits chimiques. Ainsi, l'absence d'effets signalée dans ces tests devrait être appréhendée avec prudence. Des études spécifiques ont indiqué l'existence de dangers précis, tels que la neurotoxicité et l'immunotoxicité retardées, qui sont des aspects particulièrement importants dans l'évaluation des risques pesant sur la santé humaine et l'environnement; bien que l'état des connaissances actuelles ne permette pas d'effectuer une évaluation quantitative de ces effets en termes de danger pour la santé humaine et l'écosystème, cela pourrait bientôt être possible si la production de nouvelles informations scientifiques fiables se poursuit au même rythme que ces dernières années,

A partir des preuves existantes, des préoccupations nouvelles concernant la débromation en diphényléthers bromés toxiques, des indications de plus en plus nombreuses faisant état des relations entre ces agents chimiques et d'autres polluants organiques persistants (similarités entre les PBDE et les PCB; relations avec les dioxines et les furanes), et sur la base du paragraphe 7 a) de l'article 8 de la Convention selon lequel l'absence de certitude absolue n'empêche pas de donner suite à une proposition, il est permis de conclure que les composants de l'octaBDE commercialisé, de l'hexa- au nonaBDE, sont susceptibles de produire, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, des effets nocifs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement, justifiant 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 des polluants organiques persistants, dont 12 sont actuellement inscrits à la Convention. Les polluants organiques persistants sont des substances chimiques qui restent intactes dans l'environnement pendant longtemps, se dispersent sur des zones géographiques de plus en plus larges, s'accumulent dans les organismes vivants et peuvent nuire aux êtres humains, comme à 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, comme suite au paragraphe 1 de l'article 8 de la Convention, et le Comité d'étude des polluants organiques persistants a admis que la solution commerciale dénommée octabromodiphényléther commercialisé, qui est en fait un mélange ainsi que décrit ci-dessous, répondait aux critères de sélection fixés à l'Annexe D de la Convention.

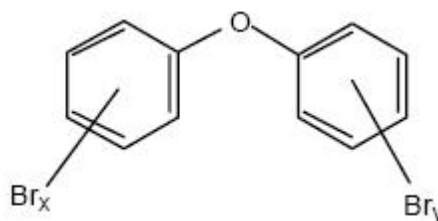
1.1 Identité chimique de la substance proposée

La présente proposition concerne l'octaBDE que l'on trouve dans le commerce. Le produit commercialisé comporte plusieurs composants, présentant diverses propriétés et posant des risques éventuels différents. Ainsi, le présent descriptif des risques se concentre sur l'évaluation des composants individuels du produit commercial, ainsi que sur sa structure finale de manière à évaluer le produit commercial lui-même. On estime que la production d'octaBDE du commerce est faible, voire nulle, depuis que son principal fournisseur, situé en Amérique du Nord, a cessé la production en 2004. L'octaBDE que l'on trouve sur le marché est un mélange complexe contenant généralement (en 2001 au sein des Etats membres de l'Union européenne) = 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 = 0,7 % du décabromodiphényléther. La composition des produits plus anciens ou des produits provenant de pays situés hors de l'Union européenne peut être différente de celle-ci.

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

Nom IUPAC :	Diphényléther, dérivé octabromé (octabromodiphényléther, octaBDE)
Synonymes :	oxyde d'octabromobiphényle; oxyde d'octabromodiphényle; phénoxybenzène et benzène; 1,1' oxybis-, dérivé octabromé
Numero CAS :	32536-52-0
Formule moléculaire :	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O
Poids moléculaire :	801.38

Structure chimique :



Trois diphényléthers polybromés ignifugeants ont été commercialisés dans le passé. Il s'agit du penta-, de l'octa- et du décabromodiphényléther, mais chacun de ces produits est un mélange de diphényléthers présentant divers degrés de bromation. Plusieurs synonymes et abréviations désignent les diphényléthers polybromés, tel qu'indiqué ci-dessous :

éthers biphényles polybromés = polybromobiphényléthers – PBBE
oxydes de biphényle polybromé = oxydes de polybromobiphényle - PBBO
éther diphényles polybromés = polybromodiphényléthers - PBDPE
oxydes de diphényle polybromé = oxydes de polybromodiphényle – PBDPO

Dans la présente note, on trouvera les abréviations PBDE et BDE précédées du nombre d'atomes de brome (par exemple heptaBDE). La mention « commercialisé » indique le caractère commercial du mélange (par exemple octaBDE commercialisé).

Les compositions des diphenyléthers polybromés, déterminées à partir d'échantillons composites provenant des fournisseurs de l'Union européenne, sont indiquées dans le tableau 1.1 ci-dessous. Il s'agit des substances qui ont été utilisées dans le cadre d'essais réalisés récemment et qui ont servi de base pour l'élaboration des rapports d'évaluation des risques de l'Union européenne, pour les trois substances commercialisées. La Guardia et al. (2006) ont récemment diffusé des informations supplémentaires sur la composition des mélanges commerciaux.

Le mélange commercial que recouvre cette catégorie est donc une combinaison complexe d'isomères et de congénères, tel que défini par le Comité d'étude des polluants organiques persistants. Le présent descriptif des risques se concentre sur les séries d'homologues d'hexa-, d'hepta-, d'octa- et de nona, les homologues du penta- et du déca-relevant de leurs mélanges commerciaux respectifs. On observe dans la littérature scientifique une tendance à présenter les identités des congénères du diphenyléther polybromé en ayant recours au système de numérotation utilisé pour le biphenyle polychromé :

- Hexabromodiphenyléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé hexabromé; hexaBDE) (No. CAS 36483-60-0; N° IUPAC entre BDE-128 et BDE-169)
- Heptabromodiphenyléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé heptabromé; heptaBDE) (No. CAS 68928-80-3; N° IUPAC entre BDE-170 et BDE-193)
- Octabromodiphenyléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé octabromé; octaBDE) (No. CAS 32536-52-0; N° IUPAC entre BDE-194 et BDE-205)
- Nonabromodiphenyléther (benzène, 1,1'-oxybis-, dérivé nonabromé; nonaBDE) (No. CAS 63936-56-1; N° IUPAC entre BDE-206 et BDE-208)

Tableau 1-1. Composition des diphenyléthers polybromés commercialisés, telle que décrite dans le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne

Composant	Composition du produit commercial %			
	Penta-		Octa-	Déca-
	1997	2000	1997	1997
Tribromodiphenyléther		0,23		
Tétabromodiphenyléther	33,7	36,02		
Pentabromodiphenyléther	54,6	55,10		
Hexabromodiphenyléther	11,7	8,58	5,5	
Heptabromodiphenyléther			42,3	
Octabromodiphenyléther			36,1	0,04
Nonabromodiphenyléther			13,9	2,5
Décabromodiphenyléther			2,1	97,4

Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a déjà eu l'occasion d'apprécier les difficultés liées à la préparation d'un descriptif des risques pour un mélange complexe, notamment à propos de la solution commerciale du pentabromodiphenyléther. Il n'existe aucune série de données complètes permettant de réaliser un descriptif des risques pour le mélange commercial, ou pour ses composants individuels. Pour élaborer le présent descriptif des risques, on a donc compilé les différents éléments d'information disponibles. Les informations étaient particulièrement rares en ce qui concerne les congénères de l'hepta- au nonaBDE, mais on assiste à un intérêt croissant de la communauté scientifique pour étudier ces congénères. Il n'est pas encore possible d'effectuer une évaluation quantitative, mais cela devrait l'être bientôt si la production de nouveaux résultats scientifiques se poursuit au même rythme que ces dernières années.

1.2 Conclusions du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur les informations de l'Annexe D

Le Comité d'étude des polluants organiques persistants a évalué les informations de l'Annexe D et a conclu que la proposition répondait aux exigences de l'article 8 et de l'Annexe D de la Convention (POPRC-2/6).

1.3 Sources des données

Pour appliquer les critères de sélection de l'Annexe D, le Comité d'étude des polluants organiques persistants s'est principalement appuyé sur le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne (EC, 2003), le rapport préparé par le gouvernement canadien (Environment Canada, 2004), et les références tirées du rapport de

l'Organisation mondiale de la santé de 1994. Des renseignements supplémentaires ont été fournis par l'Allemagne, le Canada, les Etats-Unis, le Japon, la Lituanie, la Norvège, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suisse, et la Turquie, par l'organisation non gouvernementale « Environmental Health Fund » au nom du Réseau international pour l'élimination des polluants organiques persistants, par l'organisation industrielle « Bromine Science and Environmental Forum », et d'autres informations sont parvenues pendant la période de consultation. En raison du volume important des nouvelles données scientifiques actuellement diffusées, on a également passé en revue la littérature scientifique récente, qui a constitué une source de données essentielle du 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 figure au nombre des substances sélectionnées pour inscription aux listes de la Convention OSPAR (no. 236). Aux termes de la liste révisée, l'octaBDE est inscrit dans la section C – comprenant les substances mises en attente parce qu'elles ne sont pas produites et/ou utilisées dans le bassin hydrographique OSPAR ou qu'elles sont utilisées dans des systèmes suffisamment clos et donc peu susceptibles de représenter une menace pour l'environnement marin;
- Convention sur la pollution transfrontière à longue distance et son Protocole relatif polluants organiques persistants : l'inscription de l'octaBDE est en cours d'examen conformément à la procédure prévue par le Protocole pour l'inclusion de nouvelles substances .

2. RESUME DES INFORMATIONS PERTINENTES POUR LE DESCRIPTIF DES RISQUES

2.1 Sources

Les renseignements fournis par l'industrie du brome indiquent que l'octaBDE a été produit aux Pays-Bas, en France, aux Etats-Unis, au Japon, au Royaume Uni et en Israël, mais qu'il n'est plus produit au sein de l'Union européenne, aux Etats-Unis et dans le bassin du Pacifique depuis 2004, et qu'il n'existe aucune information faisant part de sa production dans les pays en développement.

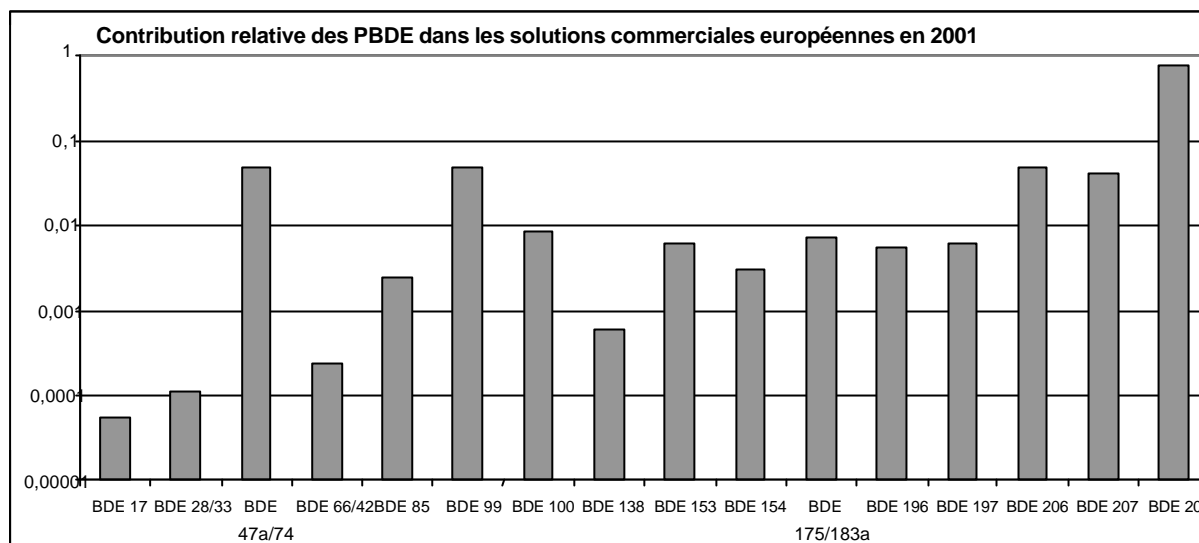
Les diphenyléthers polybromés sont essentiellement utilisés comme retardateurs de flamme de type additif. Ils sont physiquement intégrés aux matériaux traités, plutôt que liés chimiquement (comme c'est le cas pour les ignifugeants réactifs). Cela implique que le retardateur de flamme peut éventuellement s'échapper en partie du matériel traité. Le secteur industriel fait savoir que l'octaBDE est toujours utilisé en conjonction avec le trioxyde d'antimoine. En Europe, il est principalement utilisé dans les polymères d'acrylonitrile-butadiène-styrène à raison d'un poids qui représente entre 12 et 18 % du produit final. Environ 95 % du volume total d'octaBDE fourni au sein de l'Union européenne est utilisé dans l'acrylonitrile-butadiène-styrène. D'autres utilisations mineures, couvrant les 5 % restants, comprennent le polystyrène choc, le polybutylène téréphtalate et les polymères polyamides, représentant en général de 12 à 18% du poids du produit final. Dans certains domaines d'application, l'ignifugeant est incorporé dans le polymère pour produire des granulés (mélange-maître), le poids du retardateur de flamme étant dans ce cas légèrement supérieur. Ces derniers sont alors utilisés au cours de l'étape de transformation du polymère en vue d'aboutir à des produits dont les caractéristiques pondérales sont analogues à celles indiquées antérieurement.

Les produits polymères ignifuges sont essentiellement utilisés dans la fabrication des boîtiers pour équipements et machines de bureau. L'octaBDE est également employé, selon les informations fournies, dans la fabrication du nylon, du polyéthylène basse densité (WHO, 1994), du polycarbonate, des résines phénol-formaldéhyde et des polyesters non saturés (OECD, 1994) ainsi que des revêtements et des adhésifs (WHO, 1994).

Si, effectivement, l'octaBDE commercialisé n'est plus produit, les émissions dans l'environnement résultent nécessairement des opérations passées, ainsi que des rejets occasionnés par l'utilisation des articles contenant les mélanges commerciaux au cours de leur cycle de vie et à la fin de leur cycle de vie, lors des opérations d'élimination. La synthèse des informations effectuée par La Guardia et al (2006) permet d'estimer la contribution relative de chaque congénère au niveau de différents marchés et périodes de temps. La Figure 1-2, par exemple, présente les estimations relatives aux produits commerciaux européens en 2001.

Bien que la production annuelle de ce mélange soit chiffrée, on ne dispose d'aucune donnée fiable concernant le volume d'octaBDE commercialisé et/ou de ses homologues individuels répartis dans les articles en cours d'utilisation et éliminés à l'échelle mondiale, mais en se basant sur une production annuelle estimée à 6,000 tonnes (WHO, 1994), on peut prédire un volume total s'échelonnant entre 10^5 et 10^6 tonnes. Selon le « Bromine Science and Environmental Forum », l'octaBDE a été commercialisé vers le début des années 1970. Au début des années 2000, la production mondiale était inférieure à 4,000 tonnes par an, et lorsque la production a cessé, la demande était inférieure à 500 tonnes par an. Ainsi donc, en partant de l'hypothèse d'une production annuelle de 6,000 tonnes pendant 30 ans, on atteint un volume de 180,000 tonnes, chiffre qui correspond à la fourchette suggérée.

Figure 1-1. Estimation de la contribution relative pour les différents congénères de bromodiphényléthers dans les produits du marché européen en 2001. Calculée à partir des données publiées par La Guardia et al., 2006. Notez l'échelle logarithmique.



Morf et al., (2002) ont signalé, pour le cas de la Suisse, des émissions diffuses provenant de l'utilisation de produits contenant de l'octaBDE s'élevant à environ 0,37 tonne/an pour un stock total de 680 tonnes (chiffre correspondant au scénario le plus pessimiste).

2.2 Devenir dans l'environnement

2.2.1 Persistance

Les estimations du Programme BIOWIN sur le caractère récalcitrant de ces substances à la biodégradation ne laissent entrevoir aucune biodégradation aérobie chez les congénères de l'hexa- au nonaBDE, et un essai basé sur la consommation d'oxygène en bouteille fermée sur une période de 28 jours, n'a décelé aucun signe de dégradation. (OECD 301D).

Gerecke et al. (2005) ont constaté une dégradation du nonaBDE 206 et 207, et du décaBDE en octaBDE dans des conditions anaérobies à partir d'échantillons de boues d'égout; 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 dues à des réactions avec des radicaux hydroxyles dans l'atmosphère devraient varier de 30,4 à 161,0 jours pour l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE. On s'attend néanmoins à ce que les congénères de l'hexa- au nonaBDE présents dans l'atmosphère s'adsorbent fortement aux particules en suspension dans l'air, dont ils sont libérés par le biais de la déposition humide et/ou sèche. Il est à noter que les prédictions concernant les temps de demi-vie n'ont pas été corroborées de façon empirique et qu'elles ne sont rapportées qu'à titre indicatif.

La photodécomposition de plusieurs diphényléthers bromés a été étudiée dans différentes matrices, telles qu'un mélange méthanol/eau 80:20 (Eriksson et al. 2001); un tube polyéthylène scellé, exposé à la lumière naturelle pour une durée de 120 minutes (Peterman et al. 2003); ou une solution aqueuse (Sanchez-Prado et al., 2006); le plus souvent, on a observé une dégradation plus rapide pour les diphényles fortement bromés que pour les congénères moins bromés. Rayne et al. (2006) suggèrent une demi-vie photochimique courte pour l'hexaBDE153 dans les milieux aquatiques, avec photohydrodébromation rapide en congénères prédominants de penta- et de tétraBDE.

2.2.2 Bioaccumulation

Les composants de la solution commerciale présentent 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 par l'eau

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

Les facteurs de bioconcentration ont été étudiés chez la carpe (EC, 2003). Si l'on considère que les concentrations actuelles de composants d'octaBDE commercialisé étaient égales ou proches du taux de solubilité de la substance dans l'eau, calculé à 0,5 µg/L, le facteur de concentration de l'octaBDE serait <9,5; celui de l'heptaBDE d'environ <1,1-3,8 et celui de l'octaBDE commercialisé d'environ <10-36. Ces valeurs de bioconcentration sont inférieures à celles que laissent supposer les K_{ow} de la substance. Cela peut être dû à une biodisponibilité réduite, aux métabolismes, ou à la combinaison de ces deux éléments.

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

Il semblerait que l'exposition orale soit la principale voie d'exposition à ces substances chimiques. Van Beusekom et al. (2006) ont rapporté des facteurs d'accumulation biote-sédiments de 1 à 3 pour l'hexa- et l'heptaBDE chez deux espèces de poisson d'eau douce en Espagne, l'ablette (*Alburnus alburnus*) et le barbillon (*Barbus graellsii*), et ont conclu que 100 % de l'exposition était associé, chez ces deux espèces, aux aliments ou à la combinaison des aliments et des sédiments.

Un essai alimentaire contrôlé a évalué le transfert de PBDE à partir des aliments chez une espèce bien connue, le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*). En moyenne, 95 % du contenu de la substance que l'on trouvait dans l'alimentation, entre autres l'heptaBDE 183, s'est accumulé dans toutes les parties du saumon (Isosaari, et al. 2005).

Le potentiel de bioamplification a été mis en évidence pour l'hexa- et l'heptaBDE (Burreau et al., 2004; 2006; Sormo et al., 2006; Tomy et al., 2004), et a plus récemment été suggéré pour le décaBDE (Law et al., 2006).

La bioamplification de la chaîne alimentaire n'a pas été observée pour l'octa- et le nonaBDE en milieu aquatique, mais des congénères ont cependant été détectés dans le biote, depuis le zooplancton jusqu'à certaines espèces de poisson (Burreau et al. 2006).

2.2.2.3 Bioaccumulation résultant des expositions via les sédiments

Ciparis et Hale (2005) ont constaté une bioaccumulation rapide de l'hexaBDE chez des oligochètes d'eau, *Lumbriculus variegatus*, exposés à la substance par le biais de sédiments, avec des différences entre les isomères et les voies de contamination. On a observé un facteur d'accumulation biote-sédiment de $9,1 \pm 1,1$ pour le BDE 154, la plus haute concentration étant observée au quinzième jour, et le taux constant de dépuración étant de $0,032 \pm 0,016$ jour⁻¹.

2.2.2.4 Toxicocinétiques et importance des métabolismes

Le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification de ces types de molécules peut être calculé au moyen de modèles toxicocinétiques, sur la base du métabolisme et de l'élimination. Les données de terrain font apparaître des différences entre les isomères et les processus de débromation, ce qui augmente encore les incertitudes.

Une étude sur le régime alimentaire de la carpe, réalisée par Stapleton et al. (2004), a montré des taux de dépuración de $0,051 \pm 0,036$ jour⁻¹ et des capacités d'assimilation de $4\% \pm 3$ pour l'hexaBDE 153. Des études sur le régime alimentaire de la carpe commune (*Cyprinus carpio*), menées par Stapleton et Baker (2003) et Stapleton et al. (2004b), ont montré une débromation rapide et importante de l'heptaBDE 183 en hexaBDE 154 et en un autre congénère non identifié d'hexaBDE dans les tissus intestinaux de carpe après ingestion des aliments. Les études *in vitro* ont mis en évidence la débromation microsomale chez les poissons (Stapleton et al. (2006).

Tomy et al (2004) ont réalisé une expérience de laboratoire consistant à exposer des truites grises juvéniles (*Salvelinus namaycush*) à trois concentrations alimentaires issues de 13 congénères de BDE (3 à 10 atomes de brome) pendant 56 jours, suivis d'une période de 112 jours d'alimentation non contaminée. Pour certains congénères des BDE (par exemple les BDE 85 et-190), on a observé des demi-vies beaucoup plus courtes que celles qui avaient été estimées sur la base de leur K_{ow}, alors que les demi-vie d'autres congénères de BDE (comme les BDE 66, 77, 153, et 154) étaient beaucoup plus longues que le laissait supposer leur k_{ow}. Ces résultats sont dus à la débromation. La détection de trois congénères de BDE (un pentaBDE inconnu, le BDE 140 et un hexaBDE inconnu) dans les poissons, alors même qu'ils n'étaient pas présents dans l'alimentation ou dans le poissons contrôles est venue corroborer la débromation des diphenyléthers éthers polybromés.

L'incidence du niveau d'exposition sur le rythme d'élimination de plusieurs substances chimiques, y compris l'hexaBDE 153 a été étudiée par le Laboratoire de physico-toxicochimie des systèmes naturels de l'Université Bordeaux-I et le laboratoire d'écotoxicologie de l'INIA dans le cadre du projet de recherche LRI-Cefic ECO-1AINIA-1100. Les taux de dépuración obtenus pour les espèces *Sparus aurata* *Mytilus edulis*, sont de 0,03-0,05 (Alonso et al., 2006).

La débromation des PBDE a également été signalée chez les mammifères, notamment la débromation d'une formulation de pentaBDE commercialisé chez la souris (Qiu et al., 2007) et du décaBDE chez la vache (Kierkegaard et al., 2007).

Une étude récente (Drouillard et al., 2007) a rapporté un taux de dépuración constant pour l'hexa BDE de 0,016 jour⁻¹ chez des crécelles d'Amérique juvéniles (*Falco sparverius*), avec un taux de rétention d'environ 50% de la dose administrée.

Van den Steen et al. (2007) ont utilisé des implants en silastique pour exposer des étourneaux sansonnet (*Sturnus vulgaris*) au décaBDE 209 et ont trouvé, outre du décaBDE 209, de l'octaBDE (196 et 197) et du nonaBDE (206, 207 et 208) dans les muscles et le foie des oiseaux, résultats qui indiquent pour la première fois la débromation chez les oiseaux.

2.2.2.5 *Evaluation intégrée du potentiel de bioaccumulation*

Un potentiel élevé de bioaccumulation (notamment un potentiel modéré de bioconcentration) et de bioamplification dans la chaîne alimentaire a été démontré pour l'hexaBDE; et cela correspond entièrement aux taux d'élimination communiqués.

On a également démontré la bioamplification de l'heptaBDE dans le réseau trophique, à un niveau néanmoins inférieur à celui qui avait été anticipé à partir de son Koe; Ce résultat peut s'expliquer par un métabolisme entraînant une demi-vie relativement courte (démontrée de façon expérimentale et qui est due, selon les auteurs, à la débromation).

La présence d'octa- et de nonaBDE dans le biote est bien documentée, mais leur potentiel de bioaccumulation par l'eau et l'alimentation est beaucoup plus faible que les prédictions fondées sur leur Koe. Une disponibilité réduite, les métabolismes, ou ces deux éléments combinés, peuvent justifier ce phénomène. Le nombre de documents scientifiques mettant en évidence la débromation de l'octa- en décaBDE et en d'autres polybromodiphényléthers ne cesse d'augmenter; Il s'agit d'un aspect capital pour l'évaluation, d'autant qu'ils semblent indiquer que le potentiel de bioaccumulation, supposé faible, pourrait en fait être la conséquence du métabolisme précurseur de PBDE bioaccumulatifs. Il n'est pas encore possible de présenter une estimation quantitative, mais le processus de débromation a déjà été observé chez certains mammifères, oiseaux et organismes aquatiques.

2.2.3 **Propagation à longue distance dans l'environnement**

La présence de composants d'octaBDE commercialisé dans des régions reculées (par exemple, Info. Norvège, Info.2 Norvège, Info.2 Canada, Info.2 Suisse 2, Info. Japon) est considérée comme le meilleur élément de preuve du potentiel de transport à longue distance de ces substances chimiques. La débromation dans l'environnement et dans le biote ayant été démontrée, on peut émettre l'hypothèse que la présence de l'hexa, de l'hepta, de l'octa- et du nonaBDE est due à la propagation du décaBDE et à la débromation qui en suit, bien qu'il soit difficile de supposer que seul le décaBDE se propage à longue distance et que les congénères du l'hexa - au nonaBDE ne le fassent pas.

Les prédictions fondées sur d'anciens modèles laissaient supposer un potentiel de transport atmosphérique à longue distance peu élevé pour les diphényléthers fortement bromés (notamment Wania and Dugani, 2003). Toutefois, dans un article récent sur le décaBDE, Breivik et al. (2006) indiquent que les substances chimiques qui s'adsorbent sur les particules et qui peuvent persister dans l'atmosphère, telles que le BDE-209, pourraient présenter un potentiel de transport à longue distance plus élevé que celui qui avait été envisagé sur la base des modèles plus anciens. Ce raisonnement peut également s'appliquer aux constituants de l'octaBDE commercialisé.

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 polluants organiques persistants actuellement candidats, dont l'OctaBDE commercialisé. Les auteurs considèrent que les valeurs proposées par Wania and Dugani (2003) eu égard aux propriétés de l'OctaBDE commercialisé sont plus justes que celles présentées dans le document du Comité d'étude des polluants organiques persistants et ont donc adopté les valeurs de Wania et Dugani dans leur analyse des incertitudes selon la méthode de Monte Carlo. Malgré de nombreuses incertitudes, les résultats ont indiqué 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 dans la région des Grands Lacs aux États-Unis. En moyenne, les congénères de l'octaBDE (c'est-à-dire la somme des BDE 153, 154 et 190) présents dans les échantillons allaient de 0,2 à 0,9 pg/m³ environ.

Bergander et al. (1995) ont analysé des échantillons d'air prélevés en Suède dans deux régions éloignées des zones industrielles et ont constaté la présence d'hexaBDE et d'heptaBDE dans les échantillons de phase particulaire.

Une étude de suivi réalisée sur une période d'un an sur les zones côtières de Corée a révélé la présence de vingt congénères individuels de PBDE dans les échantillons atmosphériques prélevés sur des sites urbains, périurbains et ruraux. Le décaBDE (BDE 209) constituait le congénère dominant (<93 %). Les flux de dépôt variaient de 10,1 à 89,0 µg/m²/an (Moon et al., 2007a). Dans le nord-ouest de la Chine, les mesures effectuées pour quantifier le total des PBDE (8,3 ± 4,0 pg/m³) dans les échantillons prélevés à l'Observatoire de Waliguan (avril à mai 2005) ont révélé des taux de concentration comparables à ceux des échantillons provenant d'autres régions isolées (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). L'analyse de la trajectoire de retour de l'air est estimée par rapport au potentiel de transport à longue distance des PBDE des régions reculées vers les zones plus industrialisées (Wurl et al. 2006).

Wang et al. (2005) indiquent des concentrations atmosphériques de plusieurs composants de l'octaBDE commercialisé dans un grand nombre de régions isolées, résultat validé par le compte-rendu de Wit et al. (2006) qui apportent des informations supplémentaires sur la présence de congénères de penta- et d'heptaBDE dans l'air de diverses régions.

2.3.2 Eau

Les mesures effectuées dans les eaux de surface du Lac Ontario par Luckey et al. (2002) en 1999 ont montré des concentrations de PBDE totaux (congénères du mono- à l'heptaBDE) d'environ 6 pg/L, les congénères hexaBDE 153 et 154, représentant chacun de 5 à 8 % du total environ.

En 1987, l'octaBDE commercialisé n'avait pas été détecté lors d'une étude portant sur 75 échantillons d'eaux de surface prélevés au Japon, à raison d'une limite de détection de 0,1 µg/L, ni en 1988 lors de l'analyse de 147 échantillons d'eaux de surface, à raison d'une limite de détection de 0,07 µg/L (Environment Agency Japan, 1991). Selon l'Union européenne (2003), les concentrations sont caractéristiques des sites industriels, urbains et ruraux au Japon, mais on ne sait pas si certains sites de prélèvement se situaient à proximité d'un lieu de production de diphényléthers polybromés ou d'un site de transformation de polymère.

2.3.3 Sédiments

Les concentrations d'octaBDE dans les sédiments au Royaume-Uni varient de <0,44 à 3 030 µg/kg dw (Allchin et al. 1999; Law et al. 1996; Environment Agency UK., 1997)). Les taux les plus élevés ont été trouvés dans les sédiments situés en aval d'un entrepôt où étaient stockées des solutions commerciales de décaBDE. En 1987, une étude réalisée au Japon sur 51 échantillons de sédiments a détecté la présence d'octaBDE dans 3 échantillons, à des teneurs allant de 8 à 21 µg/kg (limite de détection de 7 µg/kg; ww ou dw non précisé), puis en 1988 la substance était présente dans trois des 135 échantillons prélevés à des teneurs allant de 15 à 22 µg/kg (limite de détection de 5 µg/kg; ww ou dw non précisé) (Environment Agency Japan, 1991).

A l'issue d'une étude menée dans le sud de l'Ontario, Kolic et al. (2004) ont présenté les taux de PBDE trouvés dans les sédiments provenant d'affluents se déversant dans le Lac Ontario et dans les biosolides de la région. Les taux d'hexa- et d'heptaBDE mesurés dans les échantillons de sédiments prélevés dans 14 cours d'eau (les résultats n'ont été communiqués que pour 6 d'entre eux) variaient de 0,5 à 4,0 µg/kg dw environ.

On a déterminé l'évolution de la présence de PBDE dans les sédiments du lac Ellasjøen, dans l'Arctique norvégien, où la contamination est causée par la propagation atmosphérique et biologique. Le niveau le plus élevé de PBDE a été détecté en 2001 (0,73 ng/g dw) (Evenset et al., 2007). Marvin et al. (2007) ont étudié les tendances temporelles des PBDE dans les sédiments en suspension de la rivière Niagara de 1988 à 2004. Avant 1988, les PBDE (somme des 16 congénères contenant du décaBDE) étaient en général détectés à des concentrations calculées en ppb relativement faibles, puis celles-ci ont eu tendance à augmenter entre 1980 et 1988. Après 1988, les concentrations de PBDE dans la rivière se sont accrues à un rythme rapide (maximum d'environ 35 ng/g en 1995). Le congénère dominant était le décaBDE, et une situation similaire a été observée en Europe (Eljarrat et al., 2005), ainsi qu'en Asie (Moon et al. 2007b).

2.3.4 Sol

Hassanin et al. (2004) ont déterminé le taux de PBDE dans des sols superficiels intacts (0-5 cm) et dans des sols souterrains prélevés dans des zones boisées et de pâturage le long d'un transect latitudinal passant par le Royaume-Uni à la Norvège. Au total, 66 échantillons de sols de surface ont été analysés en vue de mesurer les concentrations de 22 PBDE allant du tri- à décaBDE. Les concentrations de PBDE dans les sols de surface allaient de 0,065 à 12,0 µg/kg dw. Les concentrations médianes de PBDE dans les sols de surface variaient de 0,61 to 2,5 µg/kg dw, les BDE 47, 99, 100, 153 et 154 étant majoritaires dans les concentrations totales. La concentration médiane de la somme de ces cinq congénères allait de 0,44 à 1,8 µg/kg dw. Les chercheurs ont remarqué que le profil des congénères détectés dans des sols naturels en Europe était très proche de celui qui avait été signalé pour le mélange commercial pentaBDE. Plus au Nord, le long du transect latitudinal, on a observé une contribution relative plus importante du BDE 47 et d'autres BDE moins bromés par rapport aux BDE plus fortement bromés qui avaient été mesurés dans les échantillons.

2.3.5 Déchets, effluents et biosolides

Kolic et al. (2004) ont présenté les teneurs en PBDE de sédiments collectés dans des affluents se déversant dans le lac Ontario et de biosolides provenant de stations d'épuration proches de ces affluents, dans le sud de l'Ontario. Les niveaux d'hexa- et d'heptaBDE (à savoir les BDE 138, 153, 154 et 183) mesurés dans les biosolides allaient de 111 à 178 µg/kg dw environ.

La Guardia (2001) a analysé 11 échantillons de boues d'égout, avant épandage, prélevés au Canada et aux Etats-Unis et a constaté que les concentrations de congénères d'hexa- à l'octaBDE variaient de 40 à 2 080 µg/kg dw. Kolic et al. (2003) ont étudié les niveaux de PBDE dans des boues d'égout provenant de 12 sites du sud de l'Ontario et ont constaté que les concentrations de congénères totaux allant de l'hexa- à l'octaBDE se situaient entre 124 et 705 µg/kg dw. L'hexa-, l'hepta et l'octaBDE n'ont pas été détectés dans les échantillons d'engrais et ont été détectés à des niveaux très faibles dans les biosolides provenant d'une usine de pâte (pouvant atteindre 3 µg/kg dw environ).

Martinez et al. (2006) ont récemment signalé des concentrations de la somme des congénères hexa- au nonaBDE comprises dans une fourchette allant de 155 à 160 µg/kg dw dans les boues provenant de stations d'épuration municipales en Espagne et atteignant 268 µg/kg dw dans les échantillons issus de sites industriels.

Gevao et al. (2006) ont mesuré les concentrations de PBDE dans des sédiments côtiers contaminés par les effluents industriels et municipaux au Koweït. Les concentrations totales variaient de 80 à 3800 pg/g dw, l'heptaBDE 183 étant majoritaire dans la répartition des congénères, qui était semblable à celle de la formulation commerciale Bromkal 79-8DE. Le rejet des eaux usées dû aux activités industrielles semblait constituer la principale source de ces composés.

2.3.6 Biote

Les concentrations des différents composants de l'octaBDE commercialisé que l'on a trouvés dans le biote sont passés en revue dans Law et al. (2003). La concentration d'octaBDE commercialisé (désigné par mélange commercial DE-79) dans divers biotes des milieux aquatiques au Royaume-Uni ont atteint 325 µg/kg ww dans des foies de limande (Allchin et al. 1999). Les concentrations d'octaBDE dans les tissus musculaires de spécimens de poisson au Royaume-Uni allaient de <1 à 1,2 µg/kg ww (Allchin et al. 1999). Au Japon, l'octaBDE n'a été détecté ni en 1987 dans 75 échantillons de poisson (limite de détection de 5 µg/kg ww), ni en 1988-89 dans 144 échantillons de poisson prélevés sur 48 sites différents (limite de détection de 4 µg/kg; ww ou dw non précisé) (Environment Agency Japan, 1991). On a détecté de l'heptaBDE, ainsi que d'autres congénères de PBDE, dans des œufs de faucon pèlerin, *Falco peregrinus*, en Suède, à raison de teneurs allant de 56 à 1 300 µg/kg lipide (Lindberg et al. 2004).

Alaee et al. (1999) ont prélevé des échantillons de truite grise dans les lacs Supérieur, Huron et Ontario, contenant des taux estimés de congénères d'hexa- et d'heptaBDE allant de 11 à 53 µg/kg lipide.

Rice et al. (2002) ont comparé les teneurs en PBDE et les caractéristiques des congénères chez la carpe et le bar, dont les échantillons avaient été prélevés dans deux régions industrielles de l'Est des Etats-Unis. Les poissons avaient été prélevés en mai et juin 1999 dans les fleuves Détroit au Michigan et Des Plaines dans l'Illinois, puis analysés en vue de détecter la présence de BDE 47, 99, 100, 153, 154, 181, 183 et 190. On sait que ces deux systèmes fluviaux reçoivent une part importante des effluents industriels et municipaux. Le BDE 47 prédominait dans les poissons provenant du fleuve Détroit, représentant en moyenne 53 à 56 % des PBDE totaux, en poids humide. Les BDE 99, 100, 153 et 154 représentaient chacun entre 8 et 9 % du total, tandis que les BDE 181 et 183 représentaient chacun 5 % environ de l'ensemble des PBDE. Le BDE 190 n'a été détecté dans aucune des espèces de poisson. Dans le fleuve Des Plaines, on avait prélevé uniquement des spécimens de carpe qui, sur le plan des teneurs en PBDE, ont montré des caractéristiques nettement différentes que les poissons du fleuve Détroit. Les heptaBDE 181 et 183 étaient majoritaires, représentant respectivement 21 % et 19 % environ des PBDE. Le BDE 47 était le troisième en importance, représentant 17 % environ des PBDE totaux. Les taux des deux congénères de l'hexaBDE, les BDE 153 et 154, allaient de 8 à 13 %, alors que les congénères du pentaBDE, les BDE 99 et 100, représentaient environ 5 % des

PBDE présents. Le BDE-190, qui n'avait pas été détecté dans les poissons prélevés dans le fleuve Détroit, étaient présents et représentaient 12% de l'ensemble des PBDE.

En 2000, Norstrom et al. (2002) ont évalué la répartition géographique et les tendances temporelles (entre 1981 et 2000) des PBDE à partir d'œufs de goéland argenté (*Larus argentatus*) collectés dans différentes colonies de la région des Grands Lacs et des cours d'eau qui s'y jettent (voir Section 2.1.6.6 et Appendice D). L'analyse des échantillons n'a pas détecté la présence d'octa-, de nona- et de décaBDE à leur limite respective de détection (0,01-0,05 µg/kg ww). Toutefois, en 2000, on a observé des concentrations totales des congénères d'hexa- et d'heptaBDE (à savoir les BDE 153, 154 et 183) 6 à 30 fois supérieures à celles de 1981 sur les sites du lac Michigan (de 6,7 à 195,6 µg/kg ww), du Lac Huron (de 13,8 à 87,6 µg/kg ww) et du Lac Ontario (3,8 à 112,1 µg/kg ww). Cette augmentation était inférieure à celle qui a touché les congénères du tétra- et du pentaBDE.

Wakeford et al. (2002) ont réalisé un échantillonnage d'œufs d'oiseaux sauvages dans l'ouest et le nord du Canada entre 1983 et 2000. Le total des congénères d'hexa- et d'heptaBDE décelés dans les œufs allaient de 0,148 à 52,9 µg/kg ww chez le grand héron bleu (*Ardea herodias*) (sur la côte ouest du Canada), de 0,03 à 0,68 µg/kg ww chez le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) (dans l'Arctique canadien) et de 0,009 à 0,499 µg/kg ww chez le guillemot de Brünnich (*Uria lomvia*) (dans l'Arctique canadien). Les congénères d'octaBDE, de nonaBDE et de décaBDE ont été soumis à analyse, mais les chercheurs n'ont détecté leur présence (limite de détection non précisée) dans aucun des échantillons.

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 dans la province de la Colombie britannique, au Canada. On a étudié les tendances temporelles dans l'estuaire du fleuve Fraser entre 1983 et 2003 en analysant des œufs de grands hérons bleus (*Ardea herodias*) ainsi que dans l'écosystème marin du détroit de Géorgie entre 1979 et 2002 à partir d'œufs de cormorans à double crête (*Phalacrocorax auritus*). La teneur en PBDE a augmenté de façon exponentielle, doublant tous les 5,7 ans dans les œufs de hérons, comme dans les œufs de cormorans. La plupart des années et dans pratiquement tous les sites, le schéma observé a été relativement constant et s'est caractérisé par le BDE 47 > 100 > 99 > 153 > 154 > 28 > 183. Ces résultats ont été interprétés comme la preuve que les formulations de pentaBDE technique constituaient la principale source de contamination, suivie par les formulations d'octaBDE. Une analyse à plus haute résolution effectuée sur un sous-échantillon d'œuf a révélé la présence de neuf autres congénères, dont le BDE209 (teneur allant de 0,9 à 1,8 microg/kg), ce qui indique une exposition aux congénères issus du décaBDE, ainsi que leur consommation, par l'entremise de la chaîne alimentaire en Amérique du nord (Elliot et al., 2005).

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

2.3.7 Humains

L'Union européenne (2003) fournit des informations sur les niveaux de composants de l'octaBDE mesurés dans des échantillons humains comprenant du lait maternel, du sang et des tissus adipeux. De façon générale, on a constaté d'importantes variations entre les individus testés, mais on a également observé des différences notables entre le groupe contrôle et les groupes professionnellement exposés à ces substances.

Dans une étude récente (Toms et al., 2007), les concentrations de PBDE (18 congénères du BDE 17 au BDE 183) décelées dans du lait maternel en Australie étaient plus faibles que les teneurs signalées en Amérique du Nord, mais plus élevées que celles signalées en Europe et en Asie.

Thomsen et al., 2007, ont étudié les quantités de PBDE dans 21 échantillons composites de sérum, recueillis auprès de la population norvégienne (de 1977 à 2003 et archivés). Dans le sérum provenant des hommes (âgés de 40 à 50 ans), la somme de sept congénères de PBDE (28, 47, 99, 100, 153, 154 et 183) a augmenté de 1977 (0,5 ng/g lipides) à 1998 (4,8 ng/g lipides). De 1999 à 2003, les concentrations de PBDE semblent s'être stabilisées.

Fernandez et al. (2007) ont diffusé les résultats d'une étude visant à détecter les PBDE dans les tissus adipeux chez la femme en Espagne. Les quantités des principaux PBDE (BDE 28, 75, 71, 47, 66, 77, 100, 119, 99, 85, 154, 153, 138, et 183) étaient de 3,85 et 0,36 ng/g lipide, respectivement. Parmi les PBDE, les congénères 153, 47, 183, 99, et 100 étaient les plus fréquents et les plus nombreux, et représentaient ensemble 96 % de la quantité totale de PBDE dans les tissus adipeux. Les concentrations de PBDE au sein de cette population étaient analogues à celles qui avaient été signalées dans d'autres régions espagnoles, ainsi qu'en Suède et en Belgique, mais étaient inférieures aux concentrations trouvées dans d'autres pays occidentaux.

Les PBDE ont été dosés dans du sérum de sang humain prélevé sur 23 donneurs à Wellington, en Nouvelle-Zélande. Les concentrations, exprimées en total des congénères 47, 99, 100, 153, 154 et 183 (? PBDE), se situaient dans la frange rapportée pour les tissus humains en Europe (une moyenne de 7,17 ng ? PBDE/g lipide)¹, mais étaient plus faibles qu'en Australie et qu'en Amérique du nord (Harrad et al., 2007).

A partir des niveaux de PBDE décelés dans les viandes, poissons et produits laitiers, une étude réalisée en Belgique a estimé la consommation alimentaire journalière moyenne de PBDE. Selon l'estimation calculée, celle-ci

serait comprise entre 23 et 48 ng/jour pour l'ensemble des PBDE. Le poisson, qui n'est pourtant qu'un élément mineur du régime alimentaire belge, représente la principale source de consommation quotidienne de PBDE (40% environ) du fait de sa teneur élevée en PBDE. La viande représente environ 30 % de l'ingestion des PBDE par voie alimentaire. Les produits laitiers et les œufs contribuent à un degré moindre (moins de 30 %) (Voorspoels et al., 2007).

Schuhmacher et al., 2007 ont comparé les niveaux de PBDE ingérés par voie alimentaire et ceux décelés chez un groupe de population vivant à proximité d'un incinérateur de déchets dangereux en Espagne. Les résultats de l'étude laissent apparaître que l'ingestion par voie alimentaire est une source d'exposition plus importante chez l'être humain que le fait de résider près d'un incinérateur de déchets dangereux. La consommation journalière de PBDE chez les femmes adultes standard a été dosée à 72 ng/jour pour les habitantes des zones urbaines et à 63 ng/jour pour les habitantes des zones industrielles. Les teneurs en principaux PBDE étaient de 2,2 ng/g graisse chez les femmes vivant dans les zones urbaines et de 2,5 ng/g graisse pour celles vivant dans les zones industrielles. Une étude menée en Corée a abouti à des résultats similaires (Lee et al., 2007)

L'exposition aux composants de l'octaBDE commercialisé dans les régions reculées a été confirmée et serait due, selon les données disponibles, à l'effet conjugué des rejets et de la propagation des octaBDE, pentaBDE (pour l'hexaBDE) et décaBDE (pour le nonaBDE) commercialisés, 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 le comportement alimentaire, d'autres facteurs favorisants sont liés aux différences spécifiques observées parmi les espèces dans le schéma de distribution des isomères de PBDE dans la faune sauvage. Ces facteurs comprennent notamment les caractéristiques propres à chaque espèce en ce qui concerne l'assimilation, le métabolisme et la dépuration des différents isomères, même lorsque le degré de bromation est identique.

Les niveaux mesurés des composants hexa- et hepta- de l'octaBDE commercialisé dans le biote de zones reculées semblent fournir le meilleur élément d'information disponible pour estimer l'exposition à ces substances du fait de leur propagation à longue distance. Dans le sud de la Norvège, Knudsen et al (2005) ont récemment étudié les tendances temporelles des PBDE dans les œufs de trois espèces d'oiseau, sur trois sites et à trois périodes d'échantillonnage différentes (entre 1983 et 2003). Des différences spatiales n'ont été observées que pour l'hexaBDE 153 et une augmentation des concentrations d'hexaBDE 153, ainsi que d'heptaBDE 183, a été observée entre 1983 et 2003. Les valeurs principales se situaient aux alentours de 1 µg/kg ww pour chaque isomère et on a constaté des valeurs maximales supérieures à 10 µg/kg ww pour les BDE 154 et 183. Les différences notées entre les espèces sont peut-être liées au comportement alimentaire et à la migration. En général, les concentrations étaient inférieures à celles qui avaient été indiquées pour des espèces similaires dans des zones industrielles et à celles observées chez les oiseaux prédateurs terrestres. On a attribué la présence d'hexa- et d'heptaBDE dans des poissons provenant de lacs alpins reculés en Suisse à la déposition atmosphérique (Schmid et al., 2007), ce qui confirme le potentiel de transport à longue distance.

En ce qui concerne l'octa- et le nonaBDE, l'évaluation est plus incertaine. Ces substances ont été détectées dans le biote, mais jamais dans des régions reculées. Néanmoins, en raison de la part relativement faible de ces congénères dans les mélanges commerciaux (la Figure 1 indique que la contribution du nona- et de l'octaBDE est de un et deux ordres de grandeur inférieurs à celle du décaBDE), et du potentiel limité de bioaccumulation dû au métabolisme (qui pourrait être associé à la débromation), il semble nécessaire, si l'on veut parvenir à une évaluation adéquate, de fixer des limites de détection plus basses que celles retenues dans les études antérieures.

Malgré la grande taille moléculaire des composants de l'octaBDE commercialisé, leur capacité à traverser les membranes cellulaires et à s'accumuler dans le biote a été mise en évidence. Les informations demeurent limitées, mais il semble que l'assimilation et le métabolisme de chaque isomère varient de façon considérable non seulement selon les espèces, mais aussi en fonction de la dose administrée. Par conséquent, il est essentiel de bien comprendre la toxicocinétique de ces substances chimiques à des concentrations pertinentes sur le plan écologique. Ces variations pourraient alors justifier 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, le vieillissement devrait réduire la biodisponibilité, et cette hypothèse est indirectement validée par les expérimentations réalisées sur des organismes vivant dans les sédiments en vue de comparer la bioaccumulation dans les sédiments dopés et celle résultant de biosolides contaminés.

2.4 Evaluation des risques concernant les sujets de préoccupation

2.4.1. Etudes expérimentales

2.4.1.1. Organismes aquatiques

Le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne (EC, 2003) présente une série d'études sur le mélange commercial et conclut, en ce qui concerne l'eau, qu'il paraît raisonnable de considérer qu'il n'entraîne pas d'effets nocifs sur les organismes aquatiques à des concentrations inférieures ou égales à la solubilité de la substance dans l'eau. Il convient de noter toutefois, tout d'abord que les organismes aquatiques sont aussi exposés à la substance par l'eau et/ou les sédiments, et ensuite que toute affirmation catégorique concernant des produits chimiques tels que les PBDE implique la réalisation d'essais portant sur plusieurs générations, ou pour le moins toute la durée du cycle de vie, sur les trois groupes taxonomiques et rassemblant une longue liste d'informations relatives aux effets subléthaux, lesquelles ne sont pas disponibles à ce jour.

2.4.1.2. Organismes benthiques

Deux expérimentations de 28 jours, utilisant l'octaBDE commercialisé, ont été réalisées sur des sédiments dopés chez le *Lumbriculus variegatus* (Great Lakes Chemical Corporation 2001a, b). Ces études n'ont constaté aucun effet statistiquement significatif pouvant avoir une incidence sur la survie, la reproduction ou la croissance, même aux plus hautes concentrations testées (1,272 mg/kg dw et 1,340 mg/kg dw mesurés pour les sédiments avec respectivement 2,4 % et 5,9 % CO). 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 du sol

La survie et la croissance de vers de terre, *Eisenia fetida*, exposés pendant 56 jours à une formulation commerciale d'octaBDE intégrée à un sol artificiel à des concentrations atteignant 1,470 mg/kg dw (concentration mesurées dans les sédiments avec 4,7 % CO) n'ont pas été affectées (Great Lakes Chemical Corporation 2001c).

La toxicité de l'octaBDE pour le maïs (*Zea mays*), l'ail (*Allium cepa*), l'ivraie (*Lolium perenne*), le concombre (*Cucumis sativa*), le soja (*Glycine max*) et la tomate (*Lycopersicon esculentum*) a été évaluée dans une étude sur l'émergence et la croissance réalisée sur une période de 21 jours au moyen d'un terreau sableux (Great Lakes Chemical Corporation 2001d). La comparaison des groupes contrôle et des groupes traités pour analyser l'émergence, la survie et la croissance n'a révélé, aux concentrations testées (jusqu'à 1,190 mg/kg dw), aucun effet statistiquement significatif ayant une incidence sur ces espèces de plantes.

2.4.1.4. Mammifères et oiseaux

Les plus faibles doses sans effet nocif observé signalées pour les paramètres traditionnels sont une dose de 2 mg/kg/j sur la base d'une toxicité fœtale légère de 5 mg/kg/j (élément considéré pertinent dans le rapport de l'Union européenne) ou, si l'on considère que la foetotoxicité légère n'est pas un paramètre pertinent, une dose de 5 mg/kg bw/j d'après l'augmentation du poids du foie et la diminution du gain de poids corporel observées dans le groupe de femelles en gestation traitées, et l'ossification fœtale retardée observées à une dose de 15 mg/kg bw/j (résultats décrits par Breslin et al. (1989) dans le cadre d'une étude de toxicité développementale menée par administration de Saytex 111 à des lapines blanches de Nouvelle-Zélande exposés par gavage entre le 7^{ème} et le 19^{ème} jour de gestation).

Les effets sur d'autres paramètres ont été décrits à des concentrations plus faibles, notamment :

- Une augmentation notable de la détoxification EPN et des *p*-nitroanEROD, ainsi qu'une déméthylation de l'anisole chez les rats mâles de l'espèce Sprague-Dawley à une dose orale de 0,60 mg/kg bw/jour de formulation d'OBDE sur une période de 14 jours.
- Diminution dose-dépendante du taux de thyroxine (T4) et activités induites de la pentoxyresorufin *O*-dééthylase (PROD) chez les rats recevant une dose supérieure ou égale à 10 mg/kg bw/jour d'octaBDE sous sa forme commerciale (Zhou et al. 2001).
- Effets neurotoxiques retardés. Des souris néonatales exposées à une dose unique de 0,45 mg BDE153/kg bw 10 jours après la naissance ont montré, à l'âge de 2, 4 et 6 mois, une altération du comportement moteur. L'apprentissage de l'activité locomotrice et les fonctions mémorielles chez les souris adultes étaient également affectés (Viberg et al., 2001).
- Eriksson et al. (2002) ont confirmé les effets neurotoxiques (réponses comportementales aberrantes) chez des souris mâles en développement exposés à des doses allant de 0,45 à 9,0 mg/kg bw de BDE-153 au 10^{ème} jour du développement. Les 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.
- Ces effets neurotoxiques ont été observés après administration, au 3^{ème} ou au 10^{ème} jour après la naissance, d'une dose unique de nonaBDE 206 et d'octaBDE 203, ou de PBDE 183, prenant la forme de perturbations du comportement spontané entraînant des troubles sensitifs et un comportement hyperactif chez les adultes à l'âge de deux mois. (Viberg et al., 2006).

- Fernie et al. (2005) ont relevé un effet d'immunomodulation chez de jeunes crécerelles d'Amérique *Falco sparverius* en captivité. Dans chaque couvée, on injectait dans les œufs, séparés en fonction de la date de ponte, soit de l'huile de carthame, soit des congénères pentaBDE-47, -99, -100, et -153 dissous dans de l'huile de carthame (18,7 µg PBDE/œuf). Pendant 29 jours, les oisillons ont ingéré le même mélange de PBDE (15,6+/-0,3 ng/g poids corporel par jour), aboutissant à des concentrations de PBDE dans la charge corporelle qui étaient 120 fois supérieures chez les oiseaux traités (86,1+/-29,1 ng/g ww) que chez les oiseaux contrôles (0,73+/-0,5 ng/g ww). On a relevé chez les oiseaux exposés aux PBDE une réponse plus importante au PHA (immunité à médiation cellulaire T), qui était négativement corrélée à l'augmentation des concentrations de BDE 47, mais en revanche une réponse moins importante à l'immunité humorale, qui était elle positivement corrélée à l'augmentation des concentrations de BDE 183. On a également constaté des changements structurels au niveau de la rate (centres germinatifs moins nombreux), des bourses séreuses (apoptose moins sévère) et du thymus (macrophages en augmentation), ainsi que des corrélations négatives entre le rapport poids de la rate/poids du corps et la présence de PBDE, et entre le rapport poids de bourses séreuses/poids du corps et la présence de PBDE-47. L'immunomodulation causée par l'exposition aux PBDE peut encore être exacerbée chez les oiseaux sauvages victimes de stress environnementaux plus importants.
- Fernie et al. (2006) ont aussi indiqué, pour les mêmes oiseaux et dans des conditions expérimentales identiques, que l'exposition n'avait aucune incidence sur l'éclosion des œufs et l'acquisition de plumes. Les oisillons exposés aux PBDE étaient plus gros (poids, os, plumes), d'une part parce que leur poids augmentait plus rapidement, d'autre part parce qu'ils se nourrissaient plus, ce phénomène étant associé à leur charge corporelle en PBDE. Les BDE 100 ont exercé la plus grande influence sur les oisillons, montrant une corrélation positive avec la taille, le poids et la quantité de nourriture ingérée. On a remarqué une relation entre l'augmentation des concentrations de BDE 183 et BDE 153 et une ossature plus longue, et entre l'augmentation des concentrations de BDE 99 et des plumes plus longues. Il est possible que la plus grande taille des oiseaux exposés aux PBDE ait un effet néfaste sur leur structure osseuse et qu'elle entraîne des coûts énergétiques excessifs.
- Les expérimentations in vitro indiquent que les BDE (notamment l'hexaBDE 153) affectent la protéine kinase C (PKC) et l'homéostasie du calcium chez les neurones granulaires du cervelet en culture, de la même manière que les polybiphényles bromés (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 suivi sur les effets

Plusieurs articles scientifiques comparent les effets sur la population observés sur le terrain avec les concentrations mesurées de substances chimiques de la nature des polluants organiques persistants, notamment l'hexa-, l'octa- et le nonaBDE chez des spécimens de différentes espèces.

Malheureusement, les populations sauvages sont exposées à un mélange de différents PBDE ainsi qu'à d'autres polluants persistants bromés et chlorés du même type, et en l'état actuel des connaissances, les recherches épidémiologiques permettent de faire des associations, mais pas d'établir des relations de cause à effet entre l'exposition/l'accumulation des constituants des mélanges commerciaux d'octaBDE et les effets nocifs éventuels qui ont été observés dans la nature.

On constate la même situation pour ce qui est des données relatives à la santé humaine, aucune étude n'apportant à ce jour d'éléments de preuve concluants sur les risques que l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE présentent pour les 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 commercialisé du fait de la présence de ses composants au sein des mélanges de penta- et de décaBDE, et de l'insuffisance des données existantes; cela se traduit par l'absence d'informations à l'appui d'évaluations quantitatives du rôle de ces substances sur la débromation et le manque de base documentaire toxicologique et écotoxicologique solide concernant le mélange et ses composants, qui couvrirait les conditions d'exposition à long terme et à faible dose, ainsi que les critères subléthaux jugés pertinent pour évaluer les risques posés par un polluant organique persistant candidat.

Dans le présent descriptif des risques, on a considéré que l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE sont les principaux composants de l'octaBDE commercialisé. Il convient de noter que d'autres BDE sont présents dans les mélanges commerciaux, notamment ceux que l'on trouve dans le penta- et le décaBDE commercialisés. L'information

disponible s'intéresse essentiellement aux congénères contenant moins de dix atomes de brome et à certains mélanges provenant, en théorie, de 80 différents congénères possibles.

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

Le potentiel de bioaccumulation dépend du niveau de bromation. L'hexaBDE présente un potentiel de bioconcentration et de bioamplification significatif. L'heptaBDE se bioamplifie via la chaîne alimentaire, à un degré néanmoins plus faible que le laissait supposer le Koe. L'octa- et le nonaBDE ont été trouvés dans le biote, mais on n'a pas observé chez ces substances une bioamplification par le biais de la chaîne alimentaire. Les métabolismes et/ou la biodisponibilité réduite expliquent les divergences entre les observations et les prédictions reposant sur le Koe. Les résultats des études scientifiques mettent de plus en plus en évidence la contribution du métabolisme par la débromation en d'autres BDE.

Les données de suivi du biote dans les régions reculées incluent l'hexa- et l'heptaBDE et fournissent le meilleur élément de preuve quant au potentiel de propagation à longue distance des composants de l'octaBDE commercialisé. En théorie, la présence de ces composants pourrait s'expliquer par le transport, puis la débromation du décaBDE. Toutefois, il semble peu réaliste d'attribuer ce processus uniquement à la débromation du décaBDE, sans envisager le transport d'autres congénères. L'incidence du transport atmosphérique a d'ailleurs été confirmée pour l'hexa- et l'heptaBDE, tous deux décelés dans plusieurs lacs alpins.

Malheureusement, l'insuffisance des informations disponibles sur la toxicité et l'écotoxicité des congénères de l'hexa- au nonaBDE empêche d'établir des profils toxicologiques et écotoxicologiques crédibles pour chaque isomère, mélange d'isomères et mélange commercial.

Aucun effet important n'a été observé lors d'études en laboratoire sur les organismes aquatiques, les sols et les sédiments, mais les paramètres mesurés et les conditions d'exposition employées dans le cadre de ces essais sont nettement insuffisants pour évaluer de façon adéquate des produits chimiques tels que les PBDE de l'hexa- au nonaBDE. Les tests d'écotoxicité sur ces types de substances chimiques devraient porter, dans la mesure du possible, sur plusieurs générations ou au moins sur tout le cycle de vie, et les paramètres mesurés devraient inclure les effets subléthaux liés à l'accumulation et à la remobilisation des PBDE au cours des périodes critiques du développement et de la reproduction, ainsi que sur les principaux effets environnementaux des changements métaboliques. En outre, il est essentiel de prendre en considération toutes les sources d'exposition pouvant avoir une incidence sur l'environnement. Les essais conduits à ce jour ne remplissent pas ces conditions.

Les données dont on dispose sur les mammifères et les oiseaux fournissent des informations utiles. La plus faible dose sans effet nocif observé connue, calculée en fonction des valeurs de référence traditionnelles, est de 2-5 mg/kg bw/j d'après une toxicité légère ou une augmentation du poids du foie, ainsi qu'un gain de poids moindre chez le groupe de femelles en gestation traitées, et un retard de l'ossification fœtale. Ces effets constituent des éléments importants pour toute évaluation des risques sanitaires et écologiques et sont donc utiles pour évaluer les dangers pesant sur les humains et la vie sauvage. Néanmoins, les nouvelles informations disponibles viennent remettre en cause la capacité de ces paramètres traditionnels à évaluer le profil toxicologique de l'hexa-, l'hepta-, l'octa- et le nonaBDE sur les mammifères et les autres vertébrés.

Il faudrait accorder une attention particulière aux effets immuno-toxicologiques, notamment aux effets neurotoxicologiques retardés observés après administration d'une dose unique. Bien que l'état des connaissances actuelles ne permette pas d'effectuer une évaluation quantitative de ces effets en termes des risques éventuels qu'ils présentent pour la santé humaine et les écosystèmes, les données expérimentales rapportées doivent être interprétées avec prudence. De façon évidente, les doses auxquelles les effets ont été observés sont supérieures aux niveaux d'exposition estimés par les données de surveillance dans les régions isolées, pour un seul congénère. Malgré cela, les effets ayant été constatés pour plusieurs congénères, il semble réaliste de conclure que l'exposition environnementale existe pour toute une gamme de PBDE. Les informations existantes ne permettent pas de dégager si ces effets sont susceptibles d'avoir un caractère cumulatif, voire plus que cumulatif, à des expositions synergistiques. L'addition des différents isomères/homologues ne montre pas des marges très importantes entre les effets relevés en laboratoire et les niveaux estimés d'exposition par voie orale sur le terrain (tirés des données de surveillance). McDonald (2005) a estimé la charge corporelle critique de l'hexaBDE-153 à 2000 µg/kg lipide, en se fondant sur la dose sans effet nocif observé de 0,45 mg/kg rapportée par Viberg et al (2003) et fixe une norme de sécurité de 7 entre ce niveau et les 95 % correspondant aux niveaux de PBDE totaux dans la population des Etats-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 (synthèse dans Info.2 Canada info 2) et que les concentrations de PBDE totaux excèdent souvent largement ce seuil.

La dégradation des PBDE dans l'environnement et dans le biote est une question clé étant donné que les congénères fortement bromés se transforment en congénères moins bromés, pouvant être plus toxiques. La débromation du décaBDE et d'autres composants de l'octaBDE commercialisé (voir les références ci-dessus) a démontré qu'il s'agissait d'une hypothèse possible, mais le degré auquel les différents PBDE peuvent se dégrader dans diverses conditions, le rôle du métabolisme eu égard au potentiel de bioaccumulation, ainsi que l'identité des congénères moins bromés pouvant être produits sont des questions faisant l'objet de recherches de terrain intensives. Les nouveaux résultats devront être analysés par le Comité d'étude des polluants organiques persistants au fur et à mesure de leur diffusion dans la littérature scientifique.

Il apparaît de plus en plus clairement que les caractéristiques toxicologiques des PBDE et des PCB sont similaires, comme le sont donc les risques et les préoccupations que soulèvent ces substances, bien que le mode d'action semble être mieux catégorisé par les mécanismes indépendants de l'AhR car les PBDE se lient, mais n'activent pas le complexe protéine AhR récepteur du translocateur nucléaire-XRE (Peters et al., 2006) et semblent capables de réguler 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, comme le PCB153 (Sanders et al., 2005). La persistance, le potentiel de bioaccumulation et la propagation à longue distance des constituants de l'octaBDE commercialisé 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. DECLARATION DE CONCLUSION

Il est très difficile d'évaluer les risques que posent l'octaBDE commercialisé pour l'être humain et l'environnement du fait de son potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement, car le produit est un mélange de plusieurs composants présentant des propriétés et des profils différents, et susceptibles de se libérer dans l'environnement, d'une part en raison de leur présence dans d'autres PBDE commercialisés, d'autre part en raison de leur production dans l'environnement par débromation du décaBDE commercialisé.

Bien que la production d'octaBDE commercialisé ait cessé dans les pays développés et qu'aucune information ne envisage qu'il soit produit ailleurs, il faut garder à l'esprit que le produit est toujours présent dans l'environnement et que des rejets continuent d'être émis tout au long de la durée d'utilisation des articles et lors de leur élimination. Les estimations basées sur des modèles, comme les niveaux mesurés dans les boues d'épuration, laissent à penser que les émissions actuelles demeurent considérables.

On dispose d'une documentation abondante sur la persistance des diphényléthers bromés de l'hexa- au nonaBDE dont il ressort que la principale voie de dégradation est la débromation entraînant la formation d'autres BDE, tout aussi préoccupants. De même, la capacité de certains composants de l'octaBDE à se bioaccumuler et se bioamplifier dans certaines chaînes trophiques est suffisamment documenté et est validée par les convergences entre les observations de terrain issues des programmes de suivi et les études toxicocinétiques. Les données de surveillance relevées dans des régions éloignées confirment le potentiel de transport à longue distance et, pour certains congénères au moins, l'incidence de la distribution atmosphérique dans ce processus.

La tâche la plus complexe consiste à estimer les risques éventuels du mélange commercial et de ses constituants. Un certain nombre d'études écotoxicologiques et toxicologiques classiques n'ont décelé aucun effet, même à des concentrations d'une ampleur irréaliste. Toutefois, un regard un peu plus poussé sur ces études, notamment si l'on s'attache aux propriétés et à la toxicocinétique des PBDE, laisse apparaître que la conception des essais, les conditions d'exposition et les paramètres mesurés n'étaient pas adéquats pour effectuer une évaluation correcte de ce type de substance chimique. Ainsi donc, il faut interpréter avec prudence l'absence d'effets signalée dans ces essais. En outre, des études menées dans des domaines spécifiques ont révélé l'existence de dangers particuliers, tels que la neurotoxicité et l'immunotoxicité retardées, qui constituent des éléments de première importance dans l'évaluation des risques pesant à la fois sur la santé humaine et sur l'écosystème.

A partir des preuves existantes, des préoccupations nouvelles concernant la débromation en bromodiphényléthers toxiques, des indications de plus en plus nombreuses démontrant une relation entre ces produits chimiques et d'autres polluants organiques persistants (similarités entre les BDE et les PCB; relations avec les dioxines et les furanes), et sur la base du paragraphe 7 a) de l'article 8 de la Convention selon lequel l'absence de certitude absolue n'empêche pas de donner suite à une proposition, il est permis de conclure que les composants de l'octaBDE commercialisé, de l'hexa au nonaBDE, sont susceptibles de produire, du fait de leur propagation à longue distance dans l'environnement, des effets nocifs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement, justifiant l'adoption de mesures à l'échelon mondial.

REFERENCES

- 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.
- Breivik 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 polybromo diphenyl oxide mixture in New Zealand White rabbits following oral exposure. *Fundamental and Applied Toxicology* 12:151-157.
- Bureau 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.
- Bureau 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 seabird 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, Alaee 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, Alaee 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, Ikonou 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, Braekevold 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