



**Rotterdam Convention on the Prior  
Informed Consent Procedure for  
Certain Hazardous Chemicals and  
Pesticides in International Trade**

Distr.: General  
20 December 2010

English only

---

**Chemical Review Committee  
Seventh meeting**

Rome, 28 March–1 April 2011

Item 4 (c) (v) of the provisional agenda\*

**Technical work: review of notifications  
of final regulatory action:**

**pentabromodiphenyl ether commercial mixtures**

**Pentabromodiphenyl ether commercial mixtures**

**Note by the Secretariat**

**Addendum**

**Supporting documentation provided by Canada**

The Secretariat has the honour to provide, in the annex to the present note, documentation received from Canada to support its notification of final regulatory action for pentabromodiphenyl ether commercial mixtures as industrial chemicals. The documentation has not been formally edited.

---

\* UNEP/FAO/RC/CRC.7/1.

**Annex**

---



CANADA

CONSOLIDATION

CODIFICATION

# Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations

# Règlement sur les polybromodiphényléthers

SOR/2008-218

DORS/2008-218

Current to October 6, 2010

À jour au 6 octobre 2010

Published by the Minister of Justice at the following address:  
<http://laws-lois.justice.gc.ca>

Publié par le ministre de la Justice à l'adresse suivante :  
<http://lois-laws.justice.gc.ca>

OFFICIAL STATUS  
OF CONSOLIDATIONS

CARACTÈRE OFFICIEL  
DES CODIFICATIONS

Subsections 31(1) and (3) of the *Legislation Revision and Consolidation Act*, in force on June 1, 2009, provide as follows:

Les paragraphes 31(1) et (3) de la *Loi sur la révision et la codification des textes législatifs*, en vigueur le 1<sup>er</sup> juin 2009, prévoient ce qui suit:

Published  
consolidation is  
evidence

**31.** (1) Every copy of a consolidated statute or consolidated regulation published by the Minister under this Act in either print or electronic form is evidence of that statute or regulation and of its contents and every copy purporting to be published by the Minister is deemed to be so published, unless the contrary is shown.

**31.** (1) Tout exemplaire d'une loi codifiée ou d'un règlement codifié, publié par le ministre en vertu de la présente loi sur support papier ou sur support électronique, fait foi de cette loi ou de ce règlement et de son contenu. Tout exemplaire donné comme publié par le ministre est réputé avoir été ainsi publié, sauf preuve contraire.

Codifications  
comme élément  
de preuve

...

[...]

Inconsistencies  
in regulations

(3) In the event of an inconsistency between a consolidated regulation published by the Minister under this Act and the original regulation or a subsequent amendment as registered by the Clerk of the Privy Council under the *Statutory Instruments Act*, the original regulation or amendment prevails to the extent of the inconsistency.

(3) Les dispositions du règlement d'origine avec ses modifications subséquentes enregistrées par le greffier du Conseil privé en vertu de la *Loi sur les textes réglementaires* l'emportent sur les dispositions incompatibles du règlement codifié publié par le ministre en vertu de la présente loi.

Incompatibilité  
— règlements

Registration  
SOR/2008-218 June 19, 2008

CANADIAN ENVIRONMENTAL PROTECTION ACT,  
1999

### **Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations**

P.C. 2008-1271 June 19, 2008

Whereas, pursuant to subsection 332(1)<sup>a</sup> of the *Canadian Environmental Protection Act, 1999*<sup>b</sup>, the Minister of the Environment published in the *Canada Gazette*, Part I, on December 16, 2006 a copy of the proposed *Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations*, substantially in the annexed form, and persons were given an opportunity to file comments with respect to the proposed Regulations or to file a notice of objection requesting that a board of review be established and stating the reasons for the objection;

Whereas, pursuant to subsection 93(3) of that Act, the National Advisory Committee has been given an opportunity to provide its advice under section 6<sup>c</sup> of that Act;

And whereas, in the opinion of the Governor in Council, pursuant to subsection 93(4) of that Act, the proposed Regulations do not regulate an aspect of a substance that is regulated by or under any other Act of Parliament in a manner that provides, in the opinion of the Governor in Council, sufficient protection to the environment and human health;

Therefore, Her Excellency the Governor General in Council, on the recommendation of the Minister of the Environment and the Minister of Health, pursuant to subsection 93(1) of the *Canadian Environmental Protection Act, 1999*<sup>b</sup>, hereby makes the annexed *Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations*.

Enregistrement  
DORS/2008-218 Le 19 juin 2008

LOI CANADIENNE SUR LA PROTECTION DE  
L'ENVIRONNEMENT (1999)

### **Règlement sur les polybromodiphényléthers**

C.P. 2008-1271 Le 19 juin 2008

Attendu que, conformément au paragraphe 332(1)<sup>a</sup> de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*<sup>b</sup>, la ministre de l'Environnement a fait publier dans la *Gazette du Canada* Partie I, le 16 décembre 2006, le projet de règlement intitulé *Règlement sur les polybromodiphényléthers*, conforme en substance au texte ci-après, et que les intéressés ont ainsi eu la possibilité de présenter leurs observations à cet égard ou un avis d'opposition motivé demandant la constitution d'une commission de révision;

Attendu que, conformément au paragraphe 93(3) de cette loi, le comité consultatif national s'est vu accorder la possibilité de formuler ses conseils dans le cadre de l'article 6<sup>c</sup> de celle-ci;

Attendu que la gouverneure en conseil est d'avis que, aux termes du paragraphe 93(4) de cette loi, le projet de règlement ne vise pas un point déjà réglementé sous le régime d'une autre loi fédérale de manière à offrir une protection suffisante pour l'environnement et la santé humaine,

À ces causes, sur recommandation du ministre de l'Environnement et du ministre de la Santé et en vertu du paragraphe 93(1) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*<sup>b</sup>, Son Excellence la Gouverneure générale en conseil prend le *Règlement sur les polybromodiphényléthers*, ci-après.

<sup>a</sup> S.C. 2004, c. 15, s. 31

<sup>b</sup> S.C. 1999, c. 33

<sup>c</sup> S.C. 2002, c. 7, s. 124

<sup>a</sup> L.C. 2004, ch. 15, art. 31

<sup>b</sup> L.C. 1999, ch. 33

<sup>c</sup> L.C. 2002, ch. 7, art. 124

POLYBROMINATED  
REGULATIONS

DIPHENYL  
ETHERS

APPLICATION

1. Subject to sections 2 to 5, these Regulations apply to polybrominated diphenyl ethers that have the molecular formula  $C_{12}H_{(10-n)}Br_nO$  in which  $4 \leq n \leq 10$  and that are specified on the List of Toxic Substances in Schedule 1 to the *Canadian Environmental Protection Act, 1999*.

EXCEPTIONS

2. These Regulations do not apply to any polybrominated diphenyl ether referred to in section 1 that is contained in a pest control product within the meaning of subsection 2(1) of the *Pest Control Products Act*.

3. These Regulations do not apply to any polybrominated diphenyl ether referred to in section 1, or to any resin, polymer or other mixture containing a polybrominated diphenyl ether set out in the schedule, that is for use

- (a) in a laboratory for analysis;
- (b) in scientific research; or
- (c) as a laboratory analytical standard.

4. These Regulations do not apply to a product that is formed into a specific physical shape or design during its manufacture and that has, for its final use, a function or functions dependent in whole or in part on its shape or design, if that product contains a polybrominated diphenyl ether referred to in section 1.

5. These Regulations do not apply to any polybrominated diphenyl ether referred to in section 1 that is present as a contaminant in a chemical feedstock used in a process from which there are no releases of the polybrominated diphenyl ether, provided that the polybrominated diphenyl ether is destroyed or completely converted in that process to a substance that is not a polybrominated diphenyl ether.

RÈGLEMENT  
POLYBROMODIPHÉNYLÉTHERS

SUR  
LES

CHAMP D'APPLICATION

1. Sous réserve des articles 2 à 5, le présent règlement s'applique aux polybromodiphényléthers dont la formule moléculaire est  $C_{12}H_{(10-n)}Br_nO$ , où  $4 \leq n \leq 10$ , lesquels sont inscrits sur la liste des substances toxiques de l'annexe 1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

EXCEPTIONS

2. Le présent règlement ne s'applique pas aux polybromodiphényléthers visés à l'article 1 qui sont contenus dans tout produit antiparasitaire au sens du paragraphe 2(1) de la *Loi sur les produits antiparasitaires*.

3. Le présent règlement ne s'applique pas aux polybromodiphényléthers visés à l'article 1 ni aux résines, polymères ou autres mélanges qui contiennent un polybromodiphényléther mentionné à l'annexe, s'ils sont destinés à être utilisés :

- a) pour des analyses en laboratoire;
- b) pour la recherche scientifique;
- c) en tant qu'étalon analytique de laboratoire.

4. Le présent règlement ne s'applique pas aux produits dotés d'une forme ou de caractéristiques matérielles précises lors de leur fabrication qui ont, pour leur utilisation finale, une ou plusieurs fonctions en dépendant en tout ou en partie, et ce même s'ils contiennent un polybromodiphényléther visé à l'article 1.

5. Le présent règlement ne s'applique pas aux polybromodiphényléthers visés à l'article 1 qui sont présents comme contaminants dans une matière première chimique utilisée au cours d'un procédé n'occasionnant pas le rejet de polybromodiphényléthers, pourvu qu'ils soient, au cours de ce procédé, détruits ou totalement convertis en toute substance autre qu'un polybromodiphényléther.

## PROHIBITIONS

6. No person shall manufacture any polybrominated diphenyl ether referred to in section 1 or any resin, polymer or other mixture containing a polybrominated diphenyl ether set out in the schedule.

7. (1) No person shall use, sell, offer for sale or import a polybrominated diphenyl ether set out in the schedule or any resin, polymer or other mixture containing such a substance.

(2) Subsection (1) does not apply to any polybrominated diphenyl ether or resin, polymer or other mixture that is to be

- (a) re-processed on-site in a process from which there are no releases of the substance; or
- (b) disposed of in accordance with the laws of the jurisdiction where the disposal is to take place.

## ANALYSIS BY ACCREDITED LABORATORY

8. The presence of any polybrominated diphenyl ether shall be determined by a laboratory that is accredited under the International Organization for Standardization standard ISO/IEC 17025: 2005, entitled *General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*, as amended from time to time, and whose accreditation includes the analysis of polybrominated diphenyl ethers within its scope of testing.

## COMING INTO FORCE

9. These Regulations come into force on the day on which they are registered.

## INTERDICTIONS

6. Il est interdit de fabriquer des polybromodiphényléthers visés à l'article 1 ou des résines, polymères ou autres mélanges qui contiennent un polybromodiphényléther mentionné à l'annexe.

7. (1) Il est interdit d'utiliser, de vendre, de mettre en vente ou d'importer des polybromodiphényléthers mentionnés à l'annexe ou des résines, polymères ou autres mélanges qui contiennent de tels polybromodiphényléthers.

(2) Le paragraphe (1) ne s'applique pas aux polybromodiphényléthers ou aux résines, polymères ou autres mélanges qui sont :

- a) soit destinés à un retraitement sur place au cours de tout procédé n'occasionnant pas le rejet de polybromodiphényléthers mentionnés à l'annexe;
- b) soit destinés à être éliminés en conformité avec les règles de droit du lieu de l'élimination.

## ANALYSE PAR UN LABORATOIRE ACCRÉDITÉ

8. La présence de polybromodiphényléthers est déterminée par un laboratoire qui est accrédité selon la norme ISO/CEI 17025: 2005 de l'Organisation internationale de normalisation, intitulée *Exigences générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnages et d'essais*, avec ses modifications successives, et dont l'accréditation prévoit un champ d'essai couvrant l'analyse des polybromodiphényléthers.

## ENTRÉE EN VIGUEUR

9. Le présent règlement entre en vigueur à la date de son enregistrement.

SCHEDULE  
(Sections 3, 6 and 7)

POLYBROMINATED DIPHENYL ETHERS WHOSE  
MANUFACTURE, USE, SALE, OFFER FOR SALE OR  
IMPORTATION IS PROHIBITED

1. Benzene, 1,1'-oxybis-, tetrabromo derivative that has the molecular formula  $C_{12}H_6Br_4O$  (tetraBDE)
2. Benzene, 1,1'-oxybis-, pentabromo derivative that has the molecular formula  $C_{12}H_5Br_5O$  (pentaBDE)
3. Benzene, 1,1'-oxybis-, hexabromo derivative that has the molecular formula  $C_{12}H_4Br_6O$  (hexaBDE)

ANNEXE  
(articles 3, 6 et 7)

POLYBROMODYPHÉNYLÉTHERS DONT LA FABRICATION,  
L'UTILISATION, LA VENTE, LA MISE EN VENTE OU  
L'IMPORTATION EST INTERDITE

1. Oxyde de diphenyle, dérivé tétrabromé (tétraBDE) dont la formule moléculaire est  $C_{12}H_6Br_4O$
2. Oxyde de diphenyle, dérivé pentabromé (pentaBDE) dont la formule moléculaire est  $C_{12}H_5Br_5O$
3. Oxyde de diphenyle, dérivé hexabromé (hexaBDE) dont la formule moléculaire est  $C_{12}H_4Br_6O$



**Response to Request for Information on International Trade  
05 November 2011**

Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs)<sup>1</sup>:

There is presently no manufacture of any form of PBDEs in Canada, and the commercial use of tetraBDE, pentaBDE and hexaBDE congeners have been phased out internationally and in Canada since 2006.

Based on an Environment Canada use pattern survey, in the year 2000, the PentaBDE commercial mixture was imported in the greatest volume. Very small quantities of OctaBDE commercial mixture were imported into Canada in 2000. Significant reformulation activity has occurred in recent years related to PentaBDE and OctaBDE. All companies that reported uses of PentaBDE and OctaBDE in 2000 have reported complete phase-out since 2006. The cessation of production by the only U.S. manufacturer of PentaBDE and OctaBDE in December 2004 has also impacted Canadian imports of PBDEs contained in these mixtures. Discussions with industry and industry associations indicate that PentaBDE and OctaBDE were phased out of use due to a number of factors, such as:

- the international regulatory climate;
- the consumer demand for PBDE-free products;
- the availability of cost-effective alternatives; and
- the unavailability of PentaBDE and OctaBDE in the global market after 2005.

---

<sup>1</sup> Information on international trade is sourced from the Regulatory Impact Analysis Statement for the *Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations (SOR/2008-218)* and is available at: <http://canadagazette.gc.ca/rp-pr/p2/2008/2008-07-09/pdf/g2-14214.pdf#page=41>



*Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999*  
**Rapport d'évaluation écologique préalable des  
polybromodiphényléthers (PBDE)**

**Juin 2006**

**Environnement Canada**

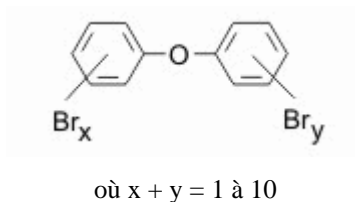


Figure 1. Structure des PBDE

## **Introduction**

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* (LCPE 1999) exige du ministre de l'Environnement et de celui de la Santé qu'ils procèdent à des évaluations préalables des substances répondant aux critères de catégorisation stipulés par La Loi et les règlements afférents, afin de déterminer dans les meilleurs délais si des substances présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou pour la santé humaine. S'appuyant sur les résultats d'une évaluation préalable, les ministres peuvent proposer qu'aucune autre mesure ne soit prise à l'égard d'une substance, que la substance soit inscrite sur la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) en vue d'une évaluation plus approfondie, ou recommander que la substance soit inscrite sur la Liste des substances toxiques de l'annexe 1 et, le cas échéant, qu'elle fasse l'objet d'une quasi-élimination.

Une évaluation préalable est l'analyse d'une substance fondée sur des hypothèses prudentes afin de déterminer si cette substance est « toxique » ou peut devenir « toxique » au sens de la LCPE 1999.

L'évaluation écologique préalable consiste à faire l'examen de divers renseignements pertinents et à formuler des conclusions fondées sur le poids de la preuve, comme l'exige l'article 76.1 de la LCPE 1999. La présente évaluation préalable ne constitue pas un examen approfondi de toutes les données disponibles; on y trouve plutôt les études les plus importantes et les ensembles de faits à l'appui des conclusions. L'un de ces ensembles a trait à l'examen des quotients de risque servant à déterminer les effets écologiques possibles. On y examine aussi d'autres éléments qui influent sur le risque actuel ou potentiel, notamment la persistance, la bioaccumulation, la transformation chimique et les tendances des concentrations ambiantes.

Sept polybromodiphényléthers (PBDE) figurent sur la liste pilote des 123 substances choisies pour une évaluation préalable pilote en vertu de la LCPE 1999. Ces substances ont été retenues à cause de leur potentiel de persistance ou de bioaccumulation dans l'environnement et de leur toxicité intrinsèque pour les organismes.

Les données pertinentes à l'évaluation écologique préalable des PBDE ont été tirées de documents originaux, d'analyses documentaires et de bases de données ou de fichiers du secteur commercial ou gouvernemental. Une recherche a été effectuée dans les bases de données des ouvrages scientifiques pour l'obtention des références, et des contacts directs ont été établis avec des chercheurs, le milieu universitaire, l'industrie et d'autres organismes gouvernementaux afin d'obtenir des renseignements pertinents sur les PBDE. Des balayages et des recherches portant sur les publications et les comptes rendus de conférences de même que des recherches sur Internet ont été faits pour obtenir d'autres renseignements pertinents. On a examiné les données recueillies depuis octobre 2004 pour leur intégration au présent document, mais les données de novembre 2004 à octobre 2005 n'ont pas généralement été retenues. D'après l'examen des données recueillies jusqu'en octobre 2004, les données de novembre 2004 à octobre 2005 appuyaient les conclusions du présent rapport. En outre, une enquête auprès de l'industrie a été réalisée pour l'année 2000 par le moyen d'un avis publié dans la *Gazette du Canada* conformément à l'article 71 de la LCPE 1999. Cette enquête a permis d'obtenir des données sur la fabrication, l'importation, l'utilisation et les rejets de PBDE au Canada (Environnement Canada, 2003). Des études toxicologiques ont aussi été présentées par l'industrie en vertu de l'article 70 de la LCPE 1999. Le présent rapport d'évaluation écologique préalable et les

documents de travail connexes non publiés ont été rédigés par une équipe d'évaluateurs d'Environnement Canada de la Direction de la protection de l'environnement de la région du Pacifique et du Yukon, à Vancouver (C.-B.), avec l'aide d'évaluateurs et de gestionnaires de la Direction des substances existantes, à Gatineau (Québec). Les renseignements présentés dans ce rapport ont fait l'objet d'un examen externe réalisé par des experts canadiens et étrangers des milieux gouvernementaux et universitaires, notamment M. Alaei (Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada), L. Birnbaum (Environmental Protection Agency des États-Unis), C. de Wit (Université de Stockholm), S. Dungey (Environment Agency du R.-U.), R. Hale (College of William and Mary, Virginie), R. Law (Centre for Environmental, Fisheries and Aquaculture Science, R.-U.), F. Luckey (Environmental Protection Agency, É.-U.), J. Maguire (Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada), R. Norstrom (Centre national de la recherche faunique, Environnement Canada) et D. Stewart (région de l'Ontario, Environnement Canada).

Les rapports d'évaluation préalable des effets sur l'environnement et la santé humaine ont été approuvés par le Comité de gestion de la LCPE d'Environnement Canada et de Santé Canada. Les documents de travail connexes à l'évaluation écologique peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à : [ESB.DSE@ec.gc.ca](mailto:ESB.DSE@ec.gc.ca). De l'information sur les évaluations préalables des effets sur l'environnement en vertu de la LCPE 1999 peut être obtenue à l'adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca/substances/ese>. Les documents de travail connexes à l'évaluation de la santé humaine peuvent être obtenus sur demande, par courrier électronique, à : [ExSD@hc-sc.gc.ca](mailto:ExSD@hc-sc.gc.ca). De l'information de fond additionnelle sur les évaluations préalables des effets sur la santé humaine peut être obtenue à l'adresse Internet : <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/exsd/splash.htm>.

Les renseignements essentiels et les considérations servant de fondements à la présente évaluation sont résumés ci-dessous.

### **Identité, utilisations et sources de rejets**

Les PBDE se classent dans une catégorie de substances qui regroupe 209 congénères possibles, dont le nombre d'atomes de brome peut varier de un à dix. La présente évaluation porte sur les sept homologues de PBDE inscrits sur la Liste intérieure des substances (LIS) qui figurent sur la liste des 123 substances faisant l'objet du projet pilote :

- Éther tétrabromodiphénylique - (tétraBDE), n° CAS : 40088-47-9;
- Oxyde de diphenyle, dérivé pentabromé - (pentaBDE), n° CAS : 32534-81-9;
- Oxyde de diphenyle, dérivé hexabromé - (hexaBDE), n° CAS : 36483-60-0;
- Oxyde de diphenyle, dérivé heptabromé - (heptaBDE), n° CAS : 68928-80-3;
- Oxyde de diphenyle, dérivé octabromé - (octaBDE), n° CAS : 32536-52-0;
- Pentabromo(tétrabromophénoxy) - (nonaBDE), n° CAS : 63936-56-1;
- Oxyde de bis(pentabromophényle) - (décaBDE), n° CAS : 1163-19-5.

Ces PBDE se retrouvent dans trois mélanges commerciaux que l'on désigne généralement comme le pentabromodiphényléther (PeBDE), l'octabromodiphényléther (OBDE) et le décabromodiphényléther (DBDE). Le PeBDE est surtout un mélange des congénères pentaBDE, tétraBDE et hexaBDE, mais on y trouve aussi des traces d'heptaBDE et de tribromodiphényléther (triBDE). L'OBDE est un mélange contenant surtout de l'heptaBDE, de l'octaBDE et de l'hexaBDE, mais on peut aussi y trouver de petites quantités de nonaBDE et de décaBDE. Les formulations actuelles de DBDE ne contiennent pratiquement que du décaBDE bien que l'on y trouve une très petite quantité de nonaBDE.

Les PBDE servent surtout d'ignifuges additifs dans les résines de polymères et les plastiques et, dans une moindre mesure, dans des adhésifs, des scellants et des revêtements. Les ignifuges additifs sont physiquement intégrés aux matériaux traités, au contraire des ignifuges réactifs qui y sont liés chimiquement. Par conséquent, les premiers sont, dans une certaine mesure, plus susceptibles de se déplacer dans la matrice de polymère et d'en être expulsés. Il a été estimé qu'au moins 90 % environ du PeBDE produit dans le monde étaient utilisés dans des mousses de polyuréthane que l'on retrouve dans les meubles de bureau et de maison, les rembourrages automobiles, les produits d'insonorisation et les produits d'imitation du bois (OMS, 1994; Union européenne, 2001; RPA Ltd., 2000). La plus grande partie de l'OBDE produit dans le monde est ajoutée à des polymères (surtout de

l'acrylonitrile-butadiène-styrène) qui servent ensuite à la fabrication de boîtiers d'ordinateurs et de meubles de bureau, de tuyaux et de raccords, de pièces automobiles et d'appareils électroménagers (OMS, 1994; Union européenne, 2003). Le DBDE est un agent ignifuge largement utilisé dans le polystyrène et d'autres polymères résistant aux chocs d'utilisation généralisée pour les boîtiers d'ordinateurs et de téléviseurs, les composants électriques et électroniques, les câbles et les revêtements textiles d'envers (OCDE, 1994; Union européenne, 2002).

La demande mondiale totale de PBDE s'élevait à 67 390 tonnes environ en 2001 se répartissant en 56 100 tonnes de DBDE, 7 500 tonnes de PeBDE et 3 790 tonnes environ d'OBDE (BSEF, 2003). On note des écarts appréciables de l'utilisation des PBDE selon le continent (voir le tableau 1). La différence la plus importante a trait au fait que le PeBDE n'est pratiquement utilisé que dans les Amériques.

Tableau 1. Demande commerciale de PBDE en 2001 (BSEF, 2003)

Produit commercial	Amériques <sup>a</sup>		Europe <sup>b</sup>		Asie <sup>c</sup>	
	Demande commerciale (%)	Consommation estimée (tonnes)	Demande commerciale (%)	Consommation estimée (tonnes)	Demande commerciale (%)	Consommation estimée (tonnes)
DBDE	44	24 500	13	7 600	43	24 050
OBDE	40	1 500	16	610	44	1 680
PeBDE	95	7 100	2	150	3	250

<sup>a</sup> Tous les pays de l'Amérique du Nord, de l'Amérique du Sud et de l'Amérique centrale.

<sup>b</sup> Tous les pays de l'Europe orientale et occidentale.

<sup>c</sup> Australie, Nouvelle-Zélande et sous-continent indien.

Une enquête réalisée pour l'année 2000 au moyen d'un *Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure des substances (LIS)*, en vertu de l'article 71, a montré qu'aucun PBDE n'était fabriqué au Canada et que tout juste 1 300 tonnes de PBDE, sous forme de produits commerciaux (de la fabrication à la finition d'articles), avaient été importées ou expédiées au pays (Environnement Canada, 2003). Selon les quantités signalées, le PeBDE est le produit qui aurait été importé en plus

grande quantité, suivi par le DBDE. Une très petite quantité d'OBDE a aussi été importée au Canada en 2000. Les volumes rapportés n'incluent pas des quantités importées en articles finis.

Diverses initiatives ont donné lieu à d'importants changements de l'utilisation mondiale des PBDE depuis 2001. Le fabricant américain de PeBDE et d'OBDE, Great Lakes Chemical Corporation, s'est volontairement engagé à cesser la production de ces deux substances avant le 31 décembre 2004 (EPA des É.-U., 2005; Great Lakes Chemical Corporation, 2005). ICI Industrial Products Ltd. (2005) a aussi annoncé qu'elle mettrait entièrement fin à la fabrication et à la vente d'OBDE avant la fin de 2004. De plus, dans les États membres de l'Union européenne (UE), on élimine progressivement l'emploi de PeBDE et d'OBDE. Vu les résultats des évaluations préalables des risques, l'UE a publié une directive (76/769/EEC, amendement 24) en vertu de laquelle tous les États membres étaient tenus d'adopter des lois interdisant la commercialisation ou l'utilisation de tout produit contenant un pourcentage massique de PeBDE ou d'OBDE supérieur à 1. Ces lois devaient être en vigueur le 15 août 2004. Même si ces mesures devraient avoir entraîné des changements notables en ce qui concerne l'utilisation des PBDE tant à l'échelle mondiale qu'à l'échelle du Canada, bon nombre de produits actuellement employés qui ont été fabriqués en 2004 ou avant comportent des PeBDE ou des OBDE.

Des PBDE peuvent être rejetés dans l'environnement pendant la fabrication et le traitement des polymères tout au long de la durée d'utilisation des articles en contenant et, ensuite, lorsque ces articles sont éliminés.

### **Devenir, exposition et effets**

Un résumé de propriétés physiques et chimiques choisies de PBDE du commerce et de leurs constituants est présenté au tableau 2.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques choisies de PBDE du commerce et de leurs constituants

Propriété	PeBDE	OBDE	DBDE
-----------	-------	------	------

Masse moléculaire	485,8 (tétraBDE) 564,7 (pentaBDE) (OMS, 1994)	643,6 (hexaBDE) 722,3 (heptaBDE) 801,4 (octaBDE) (OMS, 1994)	880,4 (nonaBDE) 959,2 (décaBDE) (OMS, 1994)
État physique (20 °C; 101,325 kPa)	liquide visqueux ou semi- solide, Solide cristallin blanc (isomères de pentaBDE à l'état pur) (Union européenne, 2000)	poudre ou flocons (Union européenne, 2002b)	poudre cristalline (Union européenne, 2002a)
Pression de vapeur (21°C; Pa)	$4,69 \times 10^{-5}$ (Stensel et Nixon 1997 dans Union européenne, 2000)	$6,59 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP, 1997a) $1,58 \times 10^{-6} - 4,68 \times 10^{-7}$ (hexa-heptaBDE 25 °C ; Tittlemier <i>et al.</i> 2002)	$4,63 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP, 1997e) $2,95 \times 10^{-9}$ (estimation pour le décaBDE; Wania et Dugani, 2003)
Solubilité dans l'eau (25 °C; µg/L)	13,3 10,9 (tétraBDE) 2,4 (pentaBDE) (Stenzel et Markley, 1997)	0,5 (CMABFRIP, 1997b)	<0,1 (CMABFRIP, 1997f)
Log K <sub>oe</sub>	6,57 (MacGregor et Nixon, 1997)	6,29 (CMABFRIP, 1997c) 8.35-8.90 (Watanabe et Tatsukawa, 1990 dans Union européenne, 2002b)	6,27 (CMABFRIP, 1997g) 9.97 (Watanabe et Tatsukawa, 1990 dans Union européenne, 2002a)
Constante de la loi d'Henry (25 °C; Pa·m <sup>3</sup> /mol)	11 (Union européenne, 2000)	10,6 (estimation) (Union européenne, 2002b)	>44 (estimation) (Union européenne, 2002a)

Étant donné leur faible pression de vapeur, leur très faible solubilité dans l'eau et leur coefficient de partage octanol/eau (log K<sub>oe</sub>) élevé (voir le tableau 2), on prévoit que les PBDE qui pénètrent dans l'environnement auront tendance à se lier à la fraction organique des matières particulaires, du sol et des sédiments. Ainsi, si des quantités égales de pentaBDE étaient rejetées dans l'air, l'eau et le sol, un modèle de fugacité de niveau III (EPI v. 3.10, Syracuse Research Corporation) montre que la plus grande partie de la substance se retrouverait dans le sol et les sédiments et très peu dans l'eau et l'air



(voir le tableau 3). Selon le modèle, si tout le pentaBDE était rejeté dans l'eau, la quasi-totalité de la substance se lierait aux sédiments alors qu'une très petite quantité de cette dernière demeurerait dans la colonne d'eau ou aboutirait dans l'air ou le sol. Le modèle démontre également que si tout le pentaBDE était rejeté dans le sol, la quasi-totalité du rejet y demeurerait. Les caractéristiques de répartition des autres PBDE faisant l'objet de la présente évaluation devraient être très similaires.

Tableau 3. Répartition prévue des rejets de pentaBDE dans l'environnement selon le modèle de fugacité de niveau III

Scénarios de rejet	Répartition prévue (%)			
	Air	Eau	Sédiments	Sol
Quantités égales rejetées dans l'air, l'eau et le sol	0,2	1,2	59	40
Totalité rejetée dans l'air	1,07	0,4	21	77,5
Totalité rejetée dans l'eau	$8 \times 10^{-5}$	1,93	98,1	0,006
Totalité rejetée dans le sol	$6,1 \times 10^{-7}$	0,002	0,11	99,9

Les PBDE moins bromés (tétra- à hepta) sont légèrement plus solubles dans l'eau et sont davantage sujets à la volatilisation et au transport atmosphérique que les PBDE davantage bromés. Dans l'atmosphère, ces homologues auraient tendance à se fixer à des particules. Puisqu'on signale que les PBDE présentent des coefficients de partage octanol/eau ( $\log K_{oe}$ ) et air/eau ( $\log K_{ae}$ ) plus élevés et qu'ils tendent davantage à demeurer sous forme solide, ces substances seraient vraisemblablement transportées à l'état de particules. Les chercheurs ont observé que le transport des PBDE moins bromés peut être caractérisé par une progression « par bonds » correspondant à une série de cycles de dépôt et de volatilisation qui dépendent des fluctuations saisonnières et diurnes de la température (Gouin et Harner, 2003).

Wania et Dugani (2003) se sont servis d'un certain nombre de modèles (TaPL3-2.10, ELPOS-1.1.1, Chemrange-2 et Globo-POP-1.1) pour étudier les possibilités de transport à grande distance des PBDE en fonction de diverses propriétés physiques et chimiques (solubilité dans l'eau, pression de vapeur,  $\log K_{oe}$ ,  $\log K_{oa}$ ,  $\log K_{ae}$  et demi-vie estimative dans différents milieux). Tous les modèles ont donné des résultats comparables, le tétraBDE présentant le plus fort potentiel de transport atmosphérique et le décaBDE, le plus faible. Selon les estimations, la distance caractéristique de transport (DCT) du tétraBDE, du pentaBDE et du décaBDE était respectivement de 1113 à 2483 km, de 608 à 1349 km et de 480 à 735 km. Selon Gouin et Mackay (2002), la DCT représente la distance qu'une parcelle d'air a franchie au moment où 1/e (ou environ 63 %) de la substance a été éliminée par décomposition ou sous forme de dépôts.

Dans une étude antérieure également réalisée au moyen de modèles, Dugani et Wania (2002) ont prévu que, parmi tous les congénères de PBDE, les substances contenant de quatre à six atomes de brome présenteraient un potentiel de transport à distance plus élevé que celui des congénères contenant un nombre supérieur ou inférieur d'atomes de brome. Ils ont observé que le transport des congénères contenant moins d'atomes de brome est limité par la décomposition des substances dans l'atmosphère, alors que le transport des congénères contenant plus d'atomes de brome est limité par la faible volatilité des substances. La décomposition dans l'atmosphère est ralentie lorsque les températures sont faibles, de sorte que certains modèles peuvent sous-estimer le potentiel de transport à distance des congénères plus légers (Dugani et Wania, 2002).

Comme on le précisera plus loin dans le rapport, dans l'Arctique, les concentrations de PBDE se sont accrues de manière exponentielle dans le biote au cours des vingt dernières années, et des concentrations de cette substance ont été mesurées dans l'atmosphère, ce qui nous permet de croire que les PBDE sont effectivement transportées sur de longues distance dans l'air.

Des PBDE ont été décelés dans tous les compartiments de l'environnement ainsi que dans les boues d'épuration (voir les tableaux 4 et 5) et certaines observations révèlent que leurs concentrations dans l'environnement augmentent en Amérique du Nord.

Au début du printemps 2000, Gouin *et al.* (2002) ont relevé des concentrations de PBDE totaux (21 congénères) variant de 10 à 1 300 pg/m<sup>3</sup> dans des échantillons d'air prélevés en zone rurale dans le sud de l'Ontario. De plus, des concentrations de PBDE totaux (congénères non précisés) atteignant 28 pg/m<sup>3</sup> ont été mesurées dans des échantillons d'air prélevés dans l'Arctique canadien en 1994 et 1995 (Alaee *et al.*, 2000).

En 1999, Luckey *et al.* (2002) ont obtenu des concentrations de PBDE totaux (de mono- à heptaBDE) en phase soluble ou particulaire atteignant environ 6 pg/L dans les eaux de surface du lac Ontario. Plus de 60 % du total correspondaient au BDE47 (tétraBDE) et au BDE99 (pentaBDE), les BDE100 (pentaBDE) et BDE 153 et 154 (congénères heptaBDE) ne représentant chacun que de 5 à 8 % des concentrations totales. Dans les échantillons d'eau du lac Michigan qu'ils ont analysés en 1997, 1998 et 1999, Stapleton et Baker (2001) ont obtenu des concentrations de PBDE totaux (PBDE 47, 99, 100, 153, 154 et 183) variant de 31 à 158 pg/L.

En Amérique du Nord, des PBDE ont été décelés dans des échantillons de sédiments et de sol, et les échantillons de boues d'épuration présentaient de fortes concentrations de ces substances. Kolic *et al.* (2004) ont mesuré les concentrations de PBDE dans les sédiments des affluents du lac Ontario se déversant dans ce dernier. Les concentrations de PBDE totaux (tri-, tétra, penta-, hexa-, hepta- et décaBDE) mesurées dans les échantillons de sédiments prélevés dans quatorze sites d'échantillonnage des affluents (les résultats sont signalés pour six d'entre eux) variaient de 12 à 430 µg/kg en poids sec (ps) environ. Parmi les valeurs signalées pour les sédiments, les concentrations de tétra- à hexaBDE variaient de 5 à 49 µg/kg ps environ. La plage des concentrations de BDE209 était de 6,9 à 400 µg/kg ps. Les congénères dominants mesurés dans les sédiments étaient les BDE 47, 99 et 209. Rayne *et al.* (2003a) ont mesuré des concentrations de PBDE (total de 8 congénères - di- à pentaBDE) variant de 2,7 à 91 µg/kg de carbone organique (CO) dans 4 échantillons de sédiments de surface recueillis en 2001 en divers emplacements en bordure du fleuve Columbia, dans le sud-est de la Colombie-Britannique. Les eaux usées domestiques provenant de champs d'épuration de fosses septiques constituaient les principales sources possibles de PBDE dans la région. Dodder *et al.* (2002) ont signalé des concentrations totales de tétra, penta et hexaBDE variant environ de 5 à 38 µg/kg ps) dans les sédiments d'un lac des États-Unis situé à proximité de sources présumées de PBDE. Les résultats préliminaires d'une étude de Muir *et al.* (2003) font état de concentrations de BDE209 le long d'un transect nord-sud allant du sud de l'Ontario et du nord de l'État de New York à l'île Ellesmere. Les concentrations les plus élevées de BDE209 (jusqu'à 12 µg/kg ps) ont été relevées dans des sédiments prélevés dans la partie ouest du bassin du lac Ontario. Les sédiments de deux lacs arctiques situés dans le Nunavut présentaient aussi des concentrations

mesurables de 0,075 et de 0,042  $\mu\text{g}$  BDE209/kg ps. L'un de ces lacs était situé à proximité d'un aéroport de sorte que l'on ne peut exclure des rejets de PBDE de cette source. Le deuxième était cependant complètement isolé et n'était visité qu'à des fins d'échantillonnage. Les auteurs formulent l'hypothèse selon laquelle le BDE209 a sans doute été transporté dans l'Arctique canadien fixé à des particules, étant donné sa faible pression de vapeur et son log  $K_{oe}$  élevé. Hale *et al.* (2002, 2003) ont signalé des concentrations de PBDE totaux (tétra et pentaBDE) de 76  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps dans le sol à proximité d'une fabrique de mousse de polyuréthane aux États-Unis et de 13,6  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps dans le sol sous le vent de cette installation.

Kolic *et al.* (2004) ont déterminé la teneur en PBDE de biosolides d'usines d'épuration des eaux usées du sud de l'Ontario (communication personnelle avec Reiner, 2004). Dans cinq des usines dont ils signalent les résultats obtenus, les concentrations de PBDE totaux (tri-, tétra-, penta-, hexa-, hepta- et décaBDE) variaient de 1700 à 3500  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps environ. Parmi les résultats signalés relativement aux biosolides, les concentrations totales de tétra- à hexaBDE se situaient entre 1350 et 1900  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps environ. Les congénères dominants mesurés dans les échantillons de biosolides étaient les BDE 47, 99 et 209. Les concentrations de BDE 209 dans les échantillons variaient de 310 à 2000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps. La Guardia *et al.* (2001) ont analysé 11 échantillons de boues résiduaires avant leur épandage. Ces dernières provenaient d'une usine d'épuration des eaux usées de la région de Toronto et de 10 usines situées dans la partie continentale des États-Unis. La concentration des PBDE totaux (total de 11 congénères - tétra- à décaBDE) dans les échantillons de boues de la région de Toronto s'élevait à 8280  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps, celle des échantillons des États-Unis variait de 730 à 24 900  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (poids sec). Kolic *et al.* (2003) ont étudié les concentrations de PBDE dans des boues résiduaires de 12 sites du sud de l'Ontario et obtenu des concentrations de PBDE totaux (21 congénères - mono à décaBDE) se situant entre 1 414 et 5 545  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps. Hale *et al.* (2002) ont déterminé une concentration de PBDE totaux (total des BDE 47, 99, 100 et 209) de 3 005  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ps dans des échantillons de boues prélevés en 2000 dans une usine d'épuration régionale déversant ses effluents dans la rivière Dan, en Virginie.

Alaee *et al.* (1999) ont signalé des concentrations moyennes de PBDE dans la graisse de mammifères marins de l'Arctique canadien de 25,8 µg/kg de lipides chez les phoques annelés femelles (*Phoca hispida*), de 50,0 µg/kg dans la graisse de phoques annelés mâles, de 81,2 µg/kg de lipides chez les bélugas femelles (*Delphinapterus leucas*) et de 160 µg/kg de lipides chez les bélugas mâles. Dans ces échantillons, ce sont les congénères du tétraBDE et du pentaBDE qui étaient les plus abondants. Ikonomou *et al.* (2000) ont signalé des concentrations de PBDE dans des échantillons de biote provenant de la côte ouest et des Territoires du Nord-Ouest du Canada. La concentration la plus élevée de résidus de PBDE totaux, de 2 269 µg/kg de lipides, a été relevée dans la graisse d'un marsouin commun de la région de Vancouver. Un congénère du tétraBDE, dont la concentration s'élevait à environ 1 200 µg/kg de lipides, représentait légèrement plus de la moitié des PBDE totaux de l'échantillon. Ikonomou *et al.* (2002a,b) ont analysé les tendances temporelles des concentrations chez des mammifères arctiques en déterminant les concentrations de PBDE dans la graisse de mâles de phoques annelés mâles de l'Arctique de 1981 à 2000. Les concentrations moyennes de PBDE totaux augmentaient de façon exponentielle pour passer d'environ 0,6 µg/kg de lipides, en 1981, à 6,0 µg/kg de lipides en 2000, ce qui représente une augmentation de huit fois. Ici aussi, le tétraBDE était le plus abondant et était suivi du pentaBDE. Une augmentation marquée des concentrations de PBDE dans les tissus était aussi apparente dans les échantillons de graisse prélevés de phoques communs de la baie de San Francisco de 1989 à 1998 (She *et al.*, 2002). Les concentrations de PBDE totaux (tétra, penta et hexaBDE) augmentaient pour passer de 88 µg/kg de lipides en 1989 à un maximum de 8 325 µg/kg de lipides en 1998, soit une période de seulement 10 années. Stern et Ikonomou (2000) ont examiné les concentrations de PBDE dans la graisse de bélugas mâles du sud-est de la baie de Baffin au cours de la période allant de 1982 à 1997 et noté une augmentation appréciable des concentrations de PBDE totaux (de tri à hexaBDE). Les concentrations moyennes de PBDE totaux étaient de 2 µg/kg de lipides environ en 1982 et atteignaient une valeur maximale de 15 µg/kg de lipides environ en 1997. Les résidus de PBDE totaux dans la graisse des bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent ayant fait l'objet de prélèvements de 1997 à 1999 atteignaient 466 (± 230) µg/kg en poids humide (ph) de graisse chez les mâles adultes et 665 (± 457) µg/kg ph de graisse chez les femelles adultes. Ces valeurs étaient de 20 fois environ supérieures aux concentrations relevées chez les bélugas ayant fait l'objet de prélèvements de 1988 à 1990 (Lebeuf *et al.*, 2001).

Tableau 4. Concentrations de PBDE mesurées dans le milieu ambiant et dans les boues d'épuration en Amérique du Nord

Milieu	Lieu et année	Concentrations de PBDE totaux	Référence
Air	Alert, Canada; 1994-1995	1 – 28 pg/m <sup>3</sup>	Alaee <i>et al.</i> , 2000
Air	Grands Lacs; 1997-1999	5,5 - 52 pg/m <sup>3</sup>	Strandberg <i>et al.</i> , 2001
Air	Sud de l'Ontario; 2000	10 - 1 300 pg/m <sup>3</sup>	Gouin <i>et al.</i> , 2002
Air	Ontario; 2000	3,4 - 46 pg/m <sup>3</sup>	Harner <i>et al.</i> , 2002
Eau	Lac Michigan; 1997-1999	31 - 158 pg/L	Stapleton et Baker 2001
Eau	Lac Ontario; 1999	6 pg/L	Luckey <i>et al.</i> , 2002
Sédiments	Lac Michigan; 1998	4,2 µg/kg ps	Stapleton et Baker 2001
Sédiments	Colombie-Britannique; 2001	2,7 - 91 µg/kg CO	Rayne <i>et al.</i> , 2003a
Sol	États-Unis; 2000	<0,1 – 76 µg/kg ps	Hale <i>et al.</i> , 2002
Boues résiduares	Toronto, Canada Etats-Unis	8 280 µg/kg ps 730 – 24 900 µg/kg ps	La Guardia <i>et al.</i> , 2001
Boues résiduares	États-Unis; 2000	3 005 µg/kg ps	Hale <i>et al.</i> , 2002
Boues résiduares	Sud de l'Ontario	1700-3500 µg/kg ps	Kolic <i>et al.</i> 2004

ps = poids sec; CO = carbone organique



Tableau 5 . Concentrations de PBDE mesurées dans le biote en Amérique du Nord

Organismes	Endroit; année	Concentrations de PBDE totaux	Références
Crabe dormeur, hépatopancréas	Côte ouest, Canada; 1993-1995	4,2 - 480 µg/kg pl	Ikonomou <i>et al.</i> , 2002b
Ménomini de montagne (muscle)	Fleuve Columbia, Colombie-Britannique; 1992-2000	0,726 - 131 µg/kg ph	Rayne <i>et al.</i> , 2003a
Héron, oeuf	Colombie-Britannique; 1983-2000	1,308 - 288 µg/kg ph	Wakeford <i>et al.</i> , 2002
Guillemot marmette, œuf	Nord du Canada; 1975- 1998	0,442 - 2,93 µg/kg ph	
Fulmar, oeuf	Nord du Canada; 1975- 1998	0,212 - 2,37 µg/kg ph	
Béluga, graisse	Arctique canadien	81,2–160 µg/kg pl	Alaee <i>et al.</i> , 1999
Goéland argenté, oeuf	Grands Lacs; 1981-2000	9,4 – 1 544 µg/kg ph	Norstrom <i>et al.</i> , 2002
Touladi	Lac Ontario; 1997	95 µg/kg ph	Luross <i>et al.</i> , 2002
	Lac Érié; 1997	27 µg/kg ph	
	Lac Supérieur; 1997	56 µg/kg ph	
	Lac Huron; 1997	50 µg/kg ph	
Truite arc-en-ciel	Rivière Spokane,	297 µg/kg ph	Johnson et Olson, 2001
Ménomini de montagne	Washington, É.-U.; 1999	1 250 µg/kg ph	
Meunier à grandes écailles		105 µg/kg ph	
Carpe	Virginie, É.-U.; 1998- 1999	1 140 µg/kg ph	Hale <i>et al.</i> , 2001

ps = poids sec; ph – poids humide; pl = poids lipidique

Ces études démontrent que les concentrations de PBDE dans le biote canadien sont à la hausse et que des augmentations extrêmement importantes des concentrations dans les tissus sont survenues au cours des deux dernières décennies. Les concentrations élevées dans le biote correspondent aux régions industrialisées, mais l'incidence accrue des PBDE dans le biote de l'Arctique indique que ces

composés sont transportés sur de longues distances (Stern et Ikonomou, 2000). Bien que le tétraBDE soit le congénère le plus abondant dans les organismes de la faune, on a récemment observé une évolution du profil des congénères présents dans les tissus. Ikonomou *et al.* (2002a) ont noté qu'au cours de la période 1981-2000, le taux d'augmentation des concentrations de penta et d'hexaBDE était presque le double de celui du tétraBDE dans la graisse des phoques annelés de l'Arctique.

Selon des études récemment effectuées en Europe, les concentrations de PBDE dans certains biotes européens ont peut-être atteint leur maximum. Des analyses de tendances temporelles fondées sur des oeufs de guillemot marmette (*Uria aalge*) de la mer Baltique (Sellström 1996; Sellström *et al.*, présenté) et des grands brochets (*Esox lucius*) du lac Bolmen en Suède (Kierkegaard *et al.*, 2004) indiquent un plafonnement et, peut-être, un déclin des concentrations des congénères de type penta à compter du début des années 1990. Toute réduction observée des concentrations de PBDE dans le biote européen pourrait s'expliquer par les réductions récentes de la production et de l'utilisation de PeBDE commercial partout en Europe. Ce point est traité de façon plus approfondie dans de Wit (2002) et Law *et al.* (2003).

L'analyse d'œufs entreposés de goélands argentés archivés (et prélevés en 1981, 1983, 1987, 1988, 1989, 1990, 1992, 1993, 1996, 1998, 1999 et 2000) a permis à Norstrom *et al.* (2002) de dégager des tendances chronologiques dans la concentration de PBDE entre 1981 et 2000. Aux stations des lacs Michigan, Huron et Ontario, la concentration totale des tétra- et des pentaBDE s'est accrue de 71 à 112 fois entre 1981 et 2000 (de 4,7 à 400,5 µg/kg à celle du lac Ontario, de 8,3 à 927,3 µg/kg à celle du lac Michigan et de 7,6 à 541,5 µg/kg à celle du lac Huron - en poids humide tous trois). On constate que ces hausses sont exponentielles à ces trois endroits. Au total, la concentration de tous les PBDE varie entre un minimum de 9,4 µg/kg (poids humide) au lac Ontario et un maximum de 1544 µg/kg (poids humide) au lac Michigan en 1998. Ces hausses sont en grande partie attribuables aux congénères tétra- et pentaBDE, mais on aura noté que la concentration des hexa- et des heptaBDE s'est également accrue au cours de cette période.

D'après des études récentes réalisées en Europe, le décaBDE contaminerait le biote. En Suède, on a décelé la présence de DBDE dans 18 oeufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) sur un total de 21, à

des concentrations variant de 28 à 430 µg/kg en poids lipidique (pl) (Lindberg *et al.*, 2004). De Boer *et al.* (2004) ont prélevé des échantillons afin de déterminer si, au Royaume-Uni et dans les Pays-Bas, le foie, les tissus musculaires et les œufs des espèces d'oiseau des maillons supérieurs de la chaîne trophique étaient contaminés par le décaBDE. Au total, 124 échantillons provenant de 13 espèces différentes ont été analysés. En outre, 10 échantillons d'œufs de faucon pèlerin de l'étude effectuée en Suède par Lindberg *et al.* (2004) ont été analysés à nouveau. Des concentrations de décaBDE ont été relevées dans 10 des 28 échantillons de foie (plage de < 1,5 à 181 µg/kg pl), dans 14 des 28 échantillons de tissu musculaire (plage de < 4.2 à 563 µg/kg pl) et dans 25 des 68 échantillons d'œufs (plage de < 1.8 à 412 µg/kg pl). Dans les œufs de faucon pèlerin de Suède analysés à nouveau, les concentrations correspondaient à 30 % près les valeurs obtenues au départ par Lindberg *et al.* (2004). Les plus fortes concentrations de décaBDE ont été mesurées dans les échantillons de tissu musculaire du héron et du faucon pèlerin du Royaume-Uni et des œufs du faucon pèlerin de la Suède.

Tant les valeurs empiriques que les prévisions révèlent que tous les PBDE faisant l'objet de la présente évaluation écologique préalable sont fortement persistants et satisfont aux critères de persistance définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* adopté en vertu de la LCPE 1999 (voir le tableau 6). D'après le modèle AOPWIN (v. 1.90), les PBDE variant de hepta- à décaBDE ont une demi-vie d'élimination (décomposition dans l'atmosphère) de plus de 2 jours (c.-à-d. de 7,14 à 317,53 jours). En outre, des tétra, penta, hexa, hepta et décaBDE ont été décelés dans l'environnement arctique en dépit de leur très faible pression de vapeur, ce qui indique qu'ils font l'objet d'un transport atmosphérique à grande distance. Il a été démontré que le BDE 47 et le DBDE ne sont pas sujets à une biodécomposition anaérobie statistiquement significative au cours d'une période de 32 semaines. Selon les résultats d'études de courte durée réalisées dans des conditions anaérobies à l'aide d'un inoculum de boues activées, le PeBDE, l'OBDE et le DBDE ne sont pas facilement biodégradables. Toutefois, comme le décrit Gerecke *et al.* (2005), lorsqu'on se sert d'un inoculum de boues dans certaines conditions anaérobies, le décaBDE est sujet à un certain degré de biodécomposition. Selon l'analyse des DBDE de tétra- à décaDBE au moyen du modèle BIOWIN (v. 4.0), ces substances résistent à la biodégradation. En se fondant sur les données empiriques connues et les prévisions ainsi que les similitudes de structure, il est justifié de conclure

que tous les PBDE faisant l'objet de la présente évaluation satisfont aux critères de persistance au sens de la LCPE 1999.

Tableau 6. Critères de persistance et de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999

Persistance <sup>a</sup>		Bioaccumulation <sup>b</sup>
Milieu	Demi-vie	
Air	≥2 jours ou fait l'objet d'un transport atmosphérique, de sa source à une région éloignée	FBA ≥ 5 000
Eau		FBC ≥ 5 000
Sédiments	≥182 jours (≥6 mois)	log K <sub>oe</sub> ≥ 5
Sol	≥365 jours (≥12 mois)	
	≥182 jours (≥6 mois)	

<sup>a</sup> Une substance est persistante si un critère ou plus est atteint dans un milieu.

<sup>b</sup> Si le facteur de bioaccumulation (FBA) d'une substance ne peut être déterminé à l'aide de méthodes généralement reconnues, on utilise le facteur de bioconcentration (FBC) de la substance. Si le FBA ou le FBC ne peuvent être déterminés à l'aide de méthodes reconnues, on utilise le log K<sub>oe</sub>.

Bien que tous les PBDE de la présente évaluation soient jugés persistants, les données montrent que, dans certaines conditions de laboratoire, ces composés peuvent faire l'objet d'une certaine dégradation abiotique et biotique.

La photodécomposition du décaBDE dans les solvants organiques semble se faire principalement par débromation réductive, où les DBDE de nona- à triBDE et les dibenzofurannes polybromés (PBDF) pourraient constituer les produits de photodécomposition (p. ex., Norris *et al.*, 1973, 1974; Watanabe et Tatsukawa, 1987; Eriksson *et al.*, 2001; Palm *et al.*, 2003; Herrmann *et al.*, 2003; Hua *et al.*, 2003; Peterman *et al.*, 2003). Des chercheurs ont aussi signalé la formation d'autres produits de photodécomposition qui n'ont pas encore été identifiés. La pertinence de ces études où des PBDE sont dispersés dans des solvants organiques comme l'hexane et l'octanol pour recréer les conditions ambiantes du milieu demeure incertaine.

Des études ont aussi été faites au moyen de substrats davantage représentatifs de l'environnement. Söderström *et al.* (2004) a effectué des études portant sur la photodécomposition où des DBDE (bien que la composition exacte ne soit pas fournie, la substance contenait des octa- et nonaBDE à l'état de

trace) ont été dissous dans du toluène, puis appliqués en une mince couche sur les substrats suivants : gel de silice, sable, sol ou sédiments. On a d'abord laissé le solvant à base de toluène s'évaporer à l'obscurité avant d'exposer les substrats à des rayons ultraviolets (UV) ou à la lumière naturelle. Avant cette exposition, on a ajouté une petite quantité d'eau aux sédiments afin de reproduire le plus fidèlement possible les conditions naturelles. Le DBDE appliqué sur le gel de silice s'est rapidement décomposé une fois exposé à la lumière artificielle et naturelle, sa demi-vie estimative ayant été de moins de 15 minutes. Sur le sable, les demi-vies du DBDE exposé aux rayons UV et à la lumière naturelle étaient respectivement de 12 heures et de 13 heures tandis que sur les sédiments, ces valeurs étaient respectivement de 40 à 60 heures et de 30 heures. Dans l'ensemble, c'est la décomposition du DBDE sur le sol exposé aux rayons UV qui s'est faite le plus lentement, la substance affichant alors une demi-vie de 150 à 200 heures. D'après les résultats de leurs essais, les chercheurs ont conclu qu'initialement du moins, la photodécomposition du décaBDE semble être caractérisée par une débromation progressive. À mesure que le décaBDE disparaissait, des DE moins bromés (nona- à hexaBDE) se formaient, quoiqu'une fois que les concentrations d'hexaBDE aient atteint leur maximum, de petites quantités seulement de DE moins bromés (tétra- et pentaBDE) apparaissaient, ce qui se traduisait par un bilan massique discontinu. Ces observations laissaient entendre que des composés inconnus s'étaient également formés, mais qu'ils avaient été éliminés durant le lavage des échantillons. En plus des PBDE identifiés, le tétra- et le pentaBDF constituaient également des produits de transformation des DBDE retenus par adsorption dans le sable, les sédiments et le sol.

Jafvert et Hua (2001) ont mené des études portant sur la photodécomposition des DBDE adsorbés sur des substrats solides (sable et quartz) combinés à de l'eau et/ou à des acides humiques et exposés à un rayonnement artificiel ou aux rayons naturels du soleil. Ces études ont révélé qu'une certaine photodécomposition des DBDE se produisait en présence de lumière naturelle ou artificielle (au cours de périodes s'échelonnant sur 240 heures au plus, le pourcentage de décaBDE dissipés pouvait atteindre 71 %). Même si Jafvert et Hua (2001) n'ont pas déduit de leurs observations qu'il se formaient des DE moins bromés, dans son analyse de l'exposition du décaBDE combiné à des acides humiques et appliqué sur du sable, l'Union européenne (2002) a relevé des indications que des DE moins bromés (hexaBDE en particulier) s'étaient formés. Palm *et al.* (2003) ont exposé du décaBDE adsorbé sur du dioxyde de silicium dans une suspension aqueuse à une lumière artificielle. Ils ont

aussi constaté qu'environ 50 % des concentrations initiales de décaBDE s'étaient dissipés au bout d'approximativement 360 min. Bien que dans leur article publié en 2004, Palm *et al.* ne fournissent aucun renseignements détaillés au sujet des produits de décomposition, ils confirment que, pendant une courte période, des PBDF à l'état de trace constituaient des produits intermédiaires.

Keum et Li (2005) se sont penchés sur la débromation des PBDE (y compris le décaBDE) en contact avec les agents réducteurs suivants : fer à valence zéro, sulfure de fer et sulfure de sodium. Au cours des essais avec le fer à valence zéro, le décaBDE s'est rapidement transformé en BDE moins fortement bromés. Environ 90 % du composé d'origine s'étaient transformés en BDE (mono- à hexaBDE) au bout de 40 jours. Au cours de la période de réaction initiale (pouvant durer jusqu'à 5 jours), le BDE 209 s'est transformé principalement en hexa- et heptaBDE, quoique des concentrations de tétra et de pentaBDE aient surtout été relevées au bout de 14 jours. Les résultats ont démontré que le décaBDE subit une débromation réductive en présence de fer à valence zéro. Les essais portant sur le sulfure de sodium ont aussi abouti à la transformation du décaBDE en DE moins bromés bien que dans ce cas, la transformation ait été plus lente que dans celui du fer à valence zéro. En association avec le sulfure de sodium, le profil des produits de transformation était similaire à celui obtenu en association avec le fer à valence zéro. Des essais ont aussi réalisés avec les BDE 28, 47, 66 et 100 en présence de fer à valence zéro. Ils ont aussi révélé que les composés avaient subi une débromation, mais que la vitesse de réaction diminuait parallèlement à la réduction du nombre d'atomes de brome. Même si les conditions retenues pour cette étude ne reflétaient pas directement les conditions habituelles régnant dans le milieu naturel, des réactions similaires se produisent peut-être dans l'environnement (Royaume-Uni, 2005).

Gerecke *et al.* (2005) ont réalisé des essais afin de déterminer les taux de décomposition du décaBDE et du nonaBDE dans un milieu anaérobie maintenu dans l'obscurité à une température de 37 °C et inoculé de boues activées. Les concentrations de BDE 209 ont diminué de 30 % au bout de 238 jours pendant les essais où les chercheurs ont appliqué des activateurs (c.-à-d. acide 4-bromo benzoïque, 2,6-dibromodiphényl, tétrabromobisphénol A et hexabromocyclododecane), ce qui correspondait à une pseudo constante de vitesse d'élimination de premier ordre de  $1 \times 10^{-3} \text{ j}^{-1}$ . La décomposition était statistiquement significative compte tenu de la marge de confiance de 95 %. Dans l'échantillon

contenant le décaBDE, celui-ci s'est transformé en deux congénères du nonaBDE et en six congénères de l'octaBDE. La vitesse de décomposition du décaBDE sans activateurs correspondait à environ 50 % de la vitesse relevée dans les échantillons avec activateurs. Les résultats de l'étude ont démontré que la débromation du décaBDE s'effectuait la plus rapidement en raison de la perte d'atomes de brome en position para et méta. Comme on le signale au Royaume-Uni (2005), les conditions comme telles ne sont pas représentatives des procédés de traitement des boues d'égout ou des processus types dans le milieu naturel. Cependant, on pourrait les observer dans les décharges contrôlées où le milieu est anaérobie et méthanogène et présentes des températures élevées. L'étude fournit des indications permettant de déterminer que, dans des conditions de biodécomposition anaérobie, le décaBDE pourrait, dans une certaine mesure, subir une lente décomposition.

On signale parfois que les congénères de PBDE présents dans l'environnement présentent un profil similaire que à celui des produits de PeBDE et d'OBDE du commerce, de sorte que certains chercheurs (p.ex., Song *et al.* 2004) en concluent que ces produits représenteraient les principales sources de PBDE dans l'environnement. Rayne et Ikonomou (2002) ont installé des dispositifs à membrane semi-perméable (DMSP) dans le fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, et ont analysé les échantillons de 36 congénères de PBDE (mono- à hexa-). prélevés au moyen de ces dispositifs. Ils ont constaté que les profils des congénères dans les échantillons recueillis dans les DMSP différaient notablement de ceux des formulations commerciales de PeBDE et d'OBDE. Ils se sont ensuite servis de méthodes de modélisation et de calcul pour reconstituer les profils des congénères, lesquels ressemblaient davantage aux profils des produits du commerce. Compte tenu des résultats des analyses, les chercheurs ont avancé l'hypothèse selon laquelle, les PBDE présents dans cette région provenaient principalement de produits à base de PeBDE et d'OBDE.

Söderström *et al.* (2004) ont aussi conclu que les DE moins bromés (p. ex., BDE 47, 154 et 183) présents dans l'environnement provenaient sans doute principalement des émissions de formulations commerciales de PeBDE et d'OBDE plutôt que de la photodécomposition des DBDE. Ils précisent dans leurs études qu'une très faible quantité seulement des PBDE les plus couramment observés dans les échantillons recueillis dans l'environnement (BDE 47, 99 et 100) s'était formée durant leurs essais de photolyse. Il faut toutefois signaler que la plupart des études de surveillance réalisées à ce



jour ne visaient que les PBDE pour lesquels il existe des étalons. Ces PBDE constituent aussi les principaux éléments entrant dans la composition des produits commerciaux. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les substances relevées dans les échantillons qui sont recueillis dans l'environnement proviennent surtout des PBDE entrant dans la composition des produits du commerce. Des étalons n'ont pas été mis au point pour tous les congénères, et il est donc possible que les études effectuées à ce jour n'aient pas permis d'identifier tous les congénères présents dans les échantillons prélevés dans l'environnement, dont les produits de photodécomposition du décaBDE.

Des études ont permis d'observer la transformation de PBDE fortement bromés (p. ex., de hepta- à décaBDE) en des congénères moins bromés (p. ex., de tétra- à hexaBDE) que l'on associe à des niveaux élevés de bioaccumulation. Une étude portant sur l'exposition par voie alimentaire a démontré que des congénères de l'heptaBDE et du pentaBDE subissaient une transformation biologique rapide dans l'intestin de la carpe (*Cyprinus carpio*) et que de 10 à 12 % au moins de ces composés subissaient une débromation en des congénères de l'hexaBDE et du tétraBDE, respectivement (Stapleton *et al.*, 2004b, 2004c; Stapleton et Baker, 2003). Ces produits de transformation s'accumulent ensuite dans les tissus de la carpe. Il a aussi été démontré que les carpes pouvaient, dans une certaine mesure, transformer le décaBDE qu'elles ingéraient dans leur nourriture et produire divers congénères variant de penta- à octaBDE. Dans une étude décrite par Stapleton *et al.* (2004a) et Stapleton et Baker (2003), environ 4 % du décaBDE ingéré étaient biotransformés par les carpes en des congénères allant du penta- à l'octaBDE. Les chercheurs signalent que même si ce pourcentage peut sembler négligeable, les fortes concentrations de décaBDE relevées dans les sédiments des cours d'eau et les boues épandues sur le sol pourraient se traduire par une importante bioaccumulation chez les organismes qui y sont exposés (Stapleton *et al.*, 2004a).

Bien que les essais en laboratoire révélant que le décaBDE se transforme en DE moins bromés ne sont pas effectués dans des conditions entièrement représentatives du milieu naturel ou des usines d'épuration des eaux d'égout, ils démontrent qu'il se produit bel et bien une certaine transformation.

À l'échelle mondiale, le DBDE est le PBDE technique le plus utilisé (voir le tableau 1). Les faits portent à croire que les PBDE fortement bromés, comme le décaBDE, sont des précurseurs de PBDE

moins fortement bromés mais plus toxiques, bioaccumulables et persistants. La mesure dans laquelle ce phénomène accroît le risque général que posent les congénères du tétra à l'hexaBDE pour les organismes demeure inconnue, mais les faits justifient de s'en préoccuper.

Les mesures effectuées montrent que le tétra, le penta et l'hexaBDE sont fortement bioaccumulables, leur facteur de bioconcentration (FBC) étant supérieur à 5 000 pour les espèces aquatiques. Ces substances satisfont donc aux critères de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999 (voir le tableau 7). Un FBC de 27 400 L/kg environ a été signalé pour le PeBDE par la Union européenne (2001) qui s'est fondée sur un nouveau calcul des données d'une étude de la CITI (1982) et dans laquelle des carpes avaient été exposées pendant huit semaines à des concentrations de PeBDE variant entre 10 et 100 µg/L. Ce FBC pour le produit commercial découle du FBC élevé calculé pour le composant tétraBDE. Les FBC recalculés pour les divers composants étaient de 66 700 L/kg pour le tétraBDE, de 17 700 et de 1 440 L/kg pour des congénères distincts du pentaBDE (non précisés) et de 5 640 et 2 580 L/kg pour des congénères distincts de l'hexaBDE (non précisés). Un facteur de bioaccumulation (FBA) de  $1,4 \times 10^6$  a été signalé pour le PeBDE chez des moules bleues (*Mytilus edulis*) exposées pendant 44 jours (Gustafsson *et al.*, 1999). Les mêmes auteurs ont signalé des FBC de  $1,3 \times 10^6$  pour le tétraBDE et de  $2,2 \times 10^5$  pour l'hexaBDE chez ces organismes. Les taux élevés d'accumulation dans le biote sont confirmés par des valeurs élevées du log  $K_{oe}$  pour les PBDE et des mentions de bioamplification du tétraBDE et du pentaBDE dans les chaînes alimentaires aquatiques (p. ex., Alae et Wenning, 2002; de Wit, 2002).

Des études clés de la toxicité pour des organismes dans divers milieux environnementaux sont présentées dans le tableau 6. Comme les essais sont souvent effectués à partir de mélanges commerciaux, les effets doivent fréquemment être évalués dans le contexte des expositions totales à tous les congénères présents (voir plus bas).

### **Caractérisation des risques**

La démarche adoptée pour la présente évaluation écologique préalable consiste à examiner les divers renseignements pertinents et à formuler des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve, tel qu'exigé par l'article 76.1 de la LCPE 1999. Une attention particulière a été portée aux analyses des quotients de risque ainsi qu'à la persistance, à la bioaccumulation, à la transformation chimique et aux tendances des concentrations dans l'environnement.

Les données utilisées avaient trait à des produits commerciaux, à certains congénères et à des groupes d'homologues ou d'isomères. La présentation des données et les analyses des quotients de risque ont été structurées en fonction des PBDE commerciaux car une grande partie des données empiriques à la base de l'évaluation (p. ex., données pertinentes pour la toxicité dans l'environnement) ont été obtenues à partir de produits commerciaux. L'analyse des risques et les preuves scientifiques présentées dans le rapport s'appliquent néanmoins à tous les congénères trouvés dans le PeBDE, l'OBDE et le DBDE du commerce.

Le risque déterminé pour chaque produit commercial reflète les activités des divers PBDE en présence, ce qui complique l'interprétation des résultats. À cause de cela, de la structure chimique commune de ces substances et des facteurs influant sur leur transformation chimique, le PeBDE, l'OBDE, le DBDE et leurs constituants bromés sont évalués comme formant un même groupe.

Des analyses des quotients de risque, intégrant les expositions connues ou possibles aux effets environnementaux nocifs connus ou possibles, ont été effectuées pour chacun des PBDE commerciaux visés par la présente évaluation. Une analyse des voies d'exposition et l'identification ultérieure des récepteurs sensibles ont servi au choix des paramètres d'évaluation écologique (p. ex., effets nocifs sur la reproduction d'espèces de poissons sensibles d'une communauté). Pour chaque paramètre, une valeur estimée d'exposition (VEE) prudente a été choisie à partir des données empiriques des études de surveillance. En l'absence de telles données, les VEE ont été fondées sur des calculs simples prenant en compte certaines conditions environnementales locales, mais surtout les paramètres environnementaux généraux. On a utilisé de préférence les concentrations des produits chimiques obtenues dans les environnements du Canada et de l'Amérique du Nord pour le calcul des VEE, mais des données provenant d'autres régions du monde ont été utilisées en l'absence de

données canadiennes en quantité et en qualité suffisantes, ou pour obtenir un poids de la preuve. Les VEE représentent généralement les pires situations et constituent un indice de la possibilité que ces substances atteignent des concentrations préoccupantes tout en permettant de préciser les régions où ces concentrations seraient le plus probablement atteintes.

Une valeur estimée sans effet observé (VESEO) a aussi été obtenue en divisant la valeur critique de la toxicité (VCT) par un facteur d'application. La VCT représente la plus faible valeur d'écotoxicité obtenue à partir d'un ensemble de données acceptables et disponibles. L'exposition à long terme étant source de préoccupations, la préférence a généralement été accordée aux données de toxicité chronique. En l'absence de telles données, les données ci-après ont été utilisées, par ordre de préférence : données de toxicité aiguë, données analogues, données de relation quantitative structure-activité (RQSA) et données tirées des méthodes de partage à l'équilibre.

Des facteurs d'application ont été obtenus par une méthode multiplicative qui fait appel à des facteurs de 10 pour tenir compte des diverses sources d'incertitude liée aux extrapolations et aux déductions appliquées aux variations intra et interspécifiques, aux écarts de sensibilité des paramètres biologiques, à l'extrapolation des effets en laboratoire aux effets sur le terrain qui sont nécessaires pour appliquer à des écosystèmes des essais portant sur une seule espèce, et aux effets possibles de la présence simultanée d'autres substances. Dans le cas des substances qui satisfont aux critères de persistance et de bioaccumulation présentés dans le règlement de la LCPE 1999 (voir le tableau 6), un facteur d'application supplémentaire de 10 a été appliqué à la VCT.

Les quotients de risque obtenus pour les PBDE sont résumés dans le tableau 8. Les données d'exposition utilisées à titre de VEE sont présentées dans les tableaux 4 et 5 et résumées dans les notes du tableau 8. Les données de toxicité utilisées pour déterminer les VCT et les VESEO sont résumées dans le tableau 7.

L'analyse des quotients de risque montre que le risque le plus important que peuvent présenter les PBDE dans l'environnement canadien résulte de l'intoxication secondaire de la faune après consommation de proies présentant des concentrations élevées de congénères de PBDE que l'on

retrouve dans le PeBDE et l'OBDE. Les concentrations élevées de constituants du PeBDE des sédiments peuvent présenter un risque pour les organismes benthiques. L'hexaBDE est un constituant du PeBDE et de l'OBDE et pourrait résulter de la transformation des congénères heptaBDE, nonaBDE ou décaBDE. Par conséquent, le risque lié à ces constituants du PeBDE pourrait découler de l'utilisation d'OBDE ou de la débromation de PBDE fortement bromés, ainsi que de l'utilisation du PeBDE. L'analyse des risques pour les organismes édaphiques donne des quotients de risque inférieurs à 1 pour le PeBDE, l'OBDE et le DBDE, mais l'absence de données caractérisant les concentrations de PBDE dans le sol et les boues résiduelles épandues sur les sols souligne la nécessité de faire des recherches plus approfondies. À cause de leur très faible solubilité dans l'eau, le PeBDE, l'OBDE et le DBDE devraient présenter un faible risque de toxicité directe pour les organismes pélagiques. Dans la colonne d'eau, le risque associé aux constituants du PeBDE et de l'OBDE (congénères tétra, penta et hexaBDE) pourrait découler d'une bioaccumulation et d'une toxicité pour les consommateurs secondaires.

On manque de données pour caractériser la toxicité des PBDE chez les espèces fauniques. De récentes études sur des rongeurs indiquent que l'exposition à ces substances peut donner lieu à des troubles comportementaux, à un dysfonctionnement hormonal thyroïdien et à des effets sur le foie (p. ex., Eriksson *et al.*, 2002; Zhou *et al.*, 2001 et 2002; Great Lakes Chemical Corporation, 1984). Pour le moment, le lien entre ces études et les effets potentiels attribuables à l'accumulation de ces substances dans les populations d'espèces fauniques n'est pas clair.

Des données diverses montrent que tous les congénères de PBDE ayant fait l'objet de la présente évaluation sont fortement persistants et que chacun d'entre eux satisfait aux critères de la persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999.

Bien qu'il y ait des incertitudes concernant les produits de transformation possibles du décaBDE, il existe suffisamment de preuves pour déterminer que cette substance subit vraisemblablement un certain niveau de photodécomposition dans l'environnement et que ce processus donne lieu à la formation de PBDE moins bromés. Ces derniers sont susceptibles d'être davantage bioaccumulatifs que le composé d'origine. De plus, ils risquent d'être persistants et d'avoir des effets directement

toxiques sur les organismes. On ne possède que des données limitées en qui concerne les taux relatifs de formation des BDE moins bromés et les taux de décomposition ultérieure de ces substances dans l'environnement. En outre, les résultats de certaines études permettent de croire que la décomposition donne lieu à la formation d'autres substances qui n'ont pas encore été identifiées ainsi que des PBDF. On prévoit que dans l'environnement, le décaBDE est principalement piégé dans les sédiments ou le sol, ce qui pourrait limiter les concentrations de décaBDE pouvant subir une photodécomposition. Toutefois, une partie des quantités piégées pourraient être transformée par suite d'une biodégradation anaérobie ou d'une réaction avec des réducteurs, par exemple. De façon générale, il est très difficile de déterminer dans quelle mesure la décomposition du décaBDE dans l'environnement est susceptible de favoriser l'accumulation éventuelle des BDE moins bromés et d'autres substances. On peut néanmoins penser que divers processus de transformation sont susceptibles de contribuer à la formation d'une certaine quantité du moins de PBDE et de PBDF moins bromés. Dans le futur, une surveillance aiderait à déterminer si et dans quelle mesure la transformation du décaBDE augmente dans son ensemble le risque que présentent les DE moins bromés comme les -tétra- à hexaBDE.

Le DBDE est devenu le PBDE commercial le plus utilisé en Amérique du Nord et dans le monde. En Amérique du Nord et en Europe, ses concentrations dans les boues résiduaires et les sédiments sont souvent supérieures à celles des autres PBDE. Les concentrations de DBDE dépassent maintenant le mg/kg ps dans les boues résiduaires en Amérique du Nord. Une forte accumulation de DBDE dans l'environnement et des observations indiquant sa débromation ont amené les chercheurs à signaler qu'une décomposition même faible et à très long terme en des diphenyléthers moins bromés au cours de périodes s'étendant sur plusieurs décennies pourrait avoir de graves conséquences écologiques graves. Bref, même si les concentrations d'homologues trouvés dans les DBDE utilisés dans le commerce, qui sont présentement décelées dans l'environnement, ne paraissent pas dépasser des seuils d'effets connus, la persistance dans l'ensemble de ces substances et leur transformation potentielle en formes bioaccumulables, ainsi que les tendances commerciales et environnementales observées, soulèvent des préoccupations sur le plan de l'environnement.

Des mesures montrent que les tétra, penta et hexaBDE sont fortement bioaccumulables et satisfont aux critères de la bioaccumulation du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE

1999. Les concentrations de PBDE dans des oeufs de goéland argenté prélevés dans des sites d'échantillonnage des lacs Ontario, Huron et Michigan ont augmenté de façon exponentielle entre 1981 et 2000. Les concentrations de PBDE (surtout des congénères tétra et pentaBDE) ont aussi augmenté de façon exponentielle pendant la même période chez des phoques annelés mâles de l'Arctique.

Tous les PBDE peuvent, sous l'effet de la pyrolyse ou de très hautes températures, se transformer en dibenzo-*p*-dioxines et de dibenzofurannes bromés (Union européenne, 2000, 2002, 2003). Ces produits de transformation sont considérés comme des analogues bromés des dibenzo-*p*-dioxines et des dibenzofurannes polychlorés de la voie 1 de la PGST.

Les PBDE ayant fait l'objet de la présente évaluation ont des pressions de vapeur faibles, des constantes de la loi d'Henry peu élevées (voir le tableau 2) et ne devraient pas se répartir de façon appréciable dans l'atmosphère. Il est donc jugé qu'ils présentent un risque négligeable pour les processus atmosphériques, comme le réchauffement planétaire, l'appauvrissement de l'ozone stratosphérique et la formation d'ozone troposphérique. Pour toutes ces raisons, on considère que ces substances présentent un risque négligeable relativement à des processus atmosphériques tels que le réchauffement planétaire, l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et la formation d'ozone troposphérique. Il demeure néanmoins qu'elles restent dans l'atmosphère adsorbées à des particules en suspension dans l'air et qu'elles sont susceptibles d'être transportées à distance.

### **Conclusion relative à l'environnement**

Il est donc conclu que le tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE, l'heptaBDE, l'octaBDE, le nonaBDE et le décaBDE, que l'on retrouve dans les formes commerciales du PeBDE, de l'OBDE et du DBDE, pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique et qu'ils sont donc conformes à la définition de « substance toxique » de l'alinéa 64a) de la LCPE 1999. Après examen des possibilités d'apport aux processus atmosphériques, il est conclu que les PBDE ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des

conditions de nature à constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie, et ainsi ne satisfait pas la définition de « toxique » en vertu de l'alinéa 64(b) de la LCPE 1999.

Les données disponibles sur la persistance et la bioaccumulation du tétraBDE, du pentaBDE et de l'hexaBDE indiquent que ces substances satisfont aux critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE 1999. Leur présence dans l'environnement résulte avant tout d'activités anthropiques. Ce ne sont pas des radionucléides naturels ni des substances naturelles inorganiques.

### **Recommandation aux ministres de l'Environnement et de la Santé**

Il est recommandé que les PBDE, notamment le tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE, l'heptaBDE, l'octaBDE, le nonaBDE et le décaBDE, que l'on retrouve dans le PeBDE, l'OBDE et le DBDE du commerce soient considérés « toxiques » au sens de l'article 64 de la LCPE 1999.

Il est aussi recommandé que l'on envisage d'ajouter le tétraBDE, le pentaBDE et l'hexaBDE, que l'on retrouve dans le PeBDE et l'OBDE du commerce, à la liste de quasi-élimination de la LCPE 1999.



## Bibliographie

ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001a. Decabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 439A-113, Wildlife International, Ltd., février.

ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001b. Decabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 5% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 439A-114, Wildlife International, Ltd., février.

ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001c. Effect of decabromodiphenyl oxide (DBDPO) on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Rapport final. Projet n° 465440, ABC Laboratories, Inc., décembre.

Alaee, M. et R.J. Wenning. 2002. The significance of brominated flame retardants in the environment: current understanding, issues and challenges. *Chemosphere* 46: 579–582.

Alaee, M., J. Luross, D.B. Sergeant, D.C.G. Muir, D.M. Whittle et K. Solomon. 1999. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compd.* 40: 347–350 [cité dans Peltola et Ylä-Mononen 2001].

Alaee, M., D. Sergeant, J. Luross et C. Cannon. 2000. Determination of brominated flame retardants in environmental matrices. Affiche, 48th American Society for Mass Spectrometry Conference on Mass Spectrometry and Allied Topics, Long Beach, Cal., 11–15 juin.

Allchin, C.R., R.J. Law et S. Morris. 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environ. Pollut.* 105: 195–207.

Bonnell Environmental Consulting. 2001. Conducting the multi-media exposure assessment of new substances in Canada. Rapport soumis à la Division des nouvelles substances, Environnement Canada, Hull, Québec.

Breslin, W.J., H.D. Kirk et M.A. Zimmer. 1989. Teratogenic evaluation of a polybromodiphenyl oxide mixture in New Zealand White rabbits following oral exposure. *Fundam. Appl. Toxicol.* 12: 151–157.

BSEF (Bromine Science and Environmental Forum). 2003. Major brominated flame retardants volume estimates. BSEF, Bruxelles, Belgique.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. CCME, Winnipeg [réimprimé dans CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chap. 8. CCME, Winnipeg].

CITI (Chemicals Inspection and Testing Institute). 1982. The bioaccumulation of compound S512 by carp. Chemical Biotesting Center, CITI, Tokyo, Japon.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997a. Octabromobiphenyl oxide (OBDPO): Determination of the vapour pressure using a spinning rotor gauge. Projet n° 439C-114, Wildlife International, Ltd., 31 juillet.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997b. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): Determination of the water solubility. Projet n° 439C-110, Wildlife International, Ltd., 13 juin.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997c. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Projet n° 439C-112, Wildlife International, Ltd., 23 juillet.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel).

1997d. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Rapport final. Projet n° 439A-104, Wildlife International, Ltd., mai.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel).

1997e. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of the vapor pressure using a spinning rotor gauge. Projet n° 439C-115, Wildlife International, Ltd., 31 juillet.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel).

1997f. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of water solubility. Projet n° 439C-102, Wildlife International, Ltd., juin.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel).

1997g. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Projet n° 439C-101, Wildlife International, Ltd., 16 juin.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel).

1998. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Projet n° 439A-109, Wildlife International, Ltd., septembre.

de Boer, J., H.A. Leslie, P.E.G. Leonards, P. Bersuder, S. Morris et C.R. Allchin. 2004. Screening and time trend study of decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in birds. Abstract. The 3rd International Workshop on Brominated Flame Retardants (BFR 2004). Toronto, Canada, 6-9 juin 2004, pages 125-128.

de Wit, C. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46: 583-624.

de Wit, C. 2003. Communication personnelle avec J.P. Pasternak, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Vancouver (C.-B.). Institute of Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, Stockholm, Suède, juillet.

Dodder, N.G., B. Strandberg et R.A. Hites. 2002. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 36: 146–151.

Dugani, C. et F. Wania. 2002. Estimating the long range transport potential of polybrominated diphenyl ethers. 4e Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin 2002, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario. p. 55–58.

Environment Agency. 1997. Report on the monitoring of brominated flame retardants in the environment. The Environment Agency, Bath, Royaume-Uni [cité dans Union européenne, 2001].

Environnement Canada. 2000. *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Partie II de la Gazette du Canada 134(7): 607-612, 29 mars 2000.

Environnement Canada. 2003. Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Brominated Flame Retardant (BFR) Report of Section 71 (CEPA 1999), avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS) en vertu de l'article 71 (LCPE 1999), Direction des substances existantes, Environnement Canada, juin 2003 (version 2.0).

Eriksson, J., E. Jakobsson, G. Marsh et Å. Bergman. 2001. Photo decomposition of brominated diphenyl ethers in methanol/water. Résumés du 2e Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p. 203-206.

Eriksson, P., H. Viberg, E. Jakobsson, U. Örn et A. Fredriksson. 2002. A brominated flame retardant, 2,2,4,4,5-pentabromodiphenyl ether: Uptake, retention, and induction of neurobehavioral alterations in mice during a critical phase of neonatal brain development. *Toxicol. Sci.* 67: 98–103.

Union européenne. 1994. Technical guidance document, Part I–V, ISBN 92-827-801 [1234], as described in EU Regulation 1488/94 O.J. No L 161, 29/06/1994. p. 0003–0011.

Union européenne. 2001. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). CAS No.: 32534-81-9. EINECS No.: 251-084-2. Risk assessment. Rapport final, août 2000. Royaume-Uni au nom de la CEE.

Union européenne. 2002. European Union risk assessment report. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Risk assessment. Rapport final, 2002. France Royaume-Uni au nom de la CEE.

Union européenne. 2003. European Union risk assessment report. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Risk assessment. Rapport final, 2003. France et Royaume-Uni au nom de la CEE.

Gerecke, A.C., P.C. Hartmann, N.V. Heeb, H.-P. E. Kohler, W. Giger, P. Schmid, M. Zennegg et M. Kohler. 2005. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environ. Sci. Technol.* 39(4): 1078-1083.

Gouin, T. et T. Harner. 2003. Modelling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers. *Environment International* 29(6): 717 – 724.

Gouin, T. et D. Mackay. 2002. Modelling the long-range transport potential of PBDEs. 4<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement. 17-18 juin 2002. Centre canadien des eaux intérieures, 867 Lakeshore Road, Burlington, Ontario. p. 59-62.

Gouin, T., G.O. Thomas, I. Cousins, J. Barber, D. Mackay et K.C. Jones. 2002. Air-surface exchange of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 36(7): 1426–1434.

Great Lakes Chemical Corporation. 1984. 90-day dietary study in rats with pentabromodiphenyl oxide (DE-71). Rapport final. Projet n° WIL-12011, WIL Research Laboratories, Inc.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000a. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment. Projet n° 298A-109, Wildlife International, Ltd., avril.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000b. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of six species of plants. Rapport final. Projet n° 298-102, Wildlife International, Ltd., avril.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000c. Analytical method verification for the determination of pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO) in soil to support an acute toxicity study with the earthworm. Rapport final. Projet n° 298C-117, Wildlife International, Ltd., février.

Great Lakes Chemical Corporation. 2001a. Octabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 298A-112, Wildlife International, Ltd., février.

Great Lakes Chemical Corporation. 2001b. Octabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 5% total organic carbon. Rapport final. Projet n° 298A-113, Wildlife International, Ltd., février.

Great Lakes Chemical Corporation. 2001c. Effect of octabromodiphenyl oxide on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Étude n° 46419, ABC Laboratories, Inc., décembre.

Great Lakes Chemical Corporation. 2005. Great Lakes Chemical Corporation Completes Phase-Out of Two Flame Retardants. Communiqué de presse. 18 janvier 2005 ([www.e1.greatlakes.com/corp/common/jsp/index.jsp](http://www.e1.greatlakes.com/corp/common/jsp/index.jsp)).

Gustafsson, K., M. Björk, S. Burreau et M. Gilek. 1999. Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers) in blue mussel (*Mytilus edulis*). Environ. Toxicol. Chem. 18: 1218–1224.

Hale, R.C., M.J. La Guardia, E.P. Harvey, T.M. Mainor, W.H. Duff et M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in Virginia freshwater fishes (USA). Environ. Sci. Technol. 35(23): 4585-4591.

Hale, R.C., M.J. La Guardia, E. Harvey et T.M. Mainor. 2002. Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the U.S. environment. Chemosphere 46: 729–735.

Hale, R.C., M. Alaei, J.B. Manchester-Neesvig, H.M. Stapleton et M.G. Ikononou. 2003. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in the North American environment. Environ. Int. 29: 771–779.

Harner, T., M. Ikononou, M. Shoeib, G. Stern et M. Diamond. 2002. Passive air sampling results for polybrominated diphenyl ethers along an urban–rural transect. 4<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario. p. 51–54.

Harner, T. et M. Shoeib. 2002. Measurements of octanol-air partition coefficients ( $K_{OA}$ ) for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Predicting partitioning in the environment. J. Chem. Eng. Data 47: 228-232.

Herrmann, T., B. Schilling et O. Papke. 2003. Photolysis of PBDEs in solvents by exposure to sunlight in a routine laboratory. *Organohalogen Compd.* 63: 367–364.

Hua, I., N. Kang, C.T. Jafvert et J.R. Fábrega-Duque. 2003. Heterogeneous photochemical reactions of decabromodiphenyl ether. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(4): 798–804.

ICL Industrial Products. 2005. Termination of the production and sales of FR-1208 (Octabromodiphenyl oxide). Communiqué de presse. 2 février 2005. (<http://www.iclfr.com>)

Ikonomou, M.G., M. Fischer, T. He, R.F. Addison et T. Smith. 2000. Congener patterns, spatial and temporal trends of polybrominated diphenyl ethers in biota samples from the Canadian west coast and the Northwest Territories. *Organohalogen Compd.* 47: 77–80.

Ikonomou, M.G., S. Rayne et R.F. Addison. 2002a. Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1886–1892.

Ikonomou, M.G., S. Rayne, M. Fischer, M.P. Fernandez et W. Cretney. 2002b. Occurrence and congener profiles of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental samples from coastal British Columbia, Canada. *Chemosphere* 46: 649–663.

Jafvert, C. et I. Hua. 2001. Photochemical reactions of decabromodiphenyl oxide and 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl oxide. Rapport final présenté à l'American Chemistry Council, Brominated Flame Retardant Industry Panel (BFRIP). School of Engineering, Purdue University. West Lafayette IN. 6 août 2001. 56 pages.

Johnson, A. 2003. Communication personnelle par téléphone avec J. Pasternak, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Vancouver (C.-B.). Environmental Assessment Program, Washington State Department of Ecology, Olympia, Wash., 9 septembre.



Johnson, A. et N. Olson. 2001. Analysis and occurrence of polybrominated diphenyl ethers in Washington State freshwater fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 339–344.

Keum, Y.-S. et Q.X. Li. 2005. Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by zerovalent iron. *Environ. Sci. Technol.* 39(7): 2280-2286.

Kierkegaard, A., A. Bignert, U. Sellström, M. Olsson, L. Asplund, B. Jansson et C.A. de Wit. 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and their methoxylated derivatives in fish from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967–2000. *Environ. Pollut.* 130: 187-198.

Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, M. Payne et M. Alae. 2003. Investigation of brominated diphenyl ethers in various land applied materials. Résumés du 5<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 22–23 août, Boston, Mass.

Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, A. Dove et C. Marvin. 2004. Brominated diphenyl ether levels: a comparison of tributary sediments versus biosolid material. *Organohalogen Compounds* 66: 3830-3835.

La Guardia, M.J., R.C. Hale, E. Harvey, T.M. Mainor et M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in land-applied sewage sludge (biosolids). Affiche présentée à la 22<sup>e</sup> Assemblée annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, novembre.

Law, R.J., C.R. Allchin, S. Morris et J. Reed. 1996. Analysis of brominated flame retardants in environmental samples. DFR No. C956H108, Directorate of Fisheries Research, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, Royaume-Uni [cité dans Union européenne, 2002].

Law, R.J., M. Alae, C.R. Allchin, J.P. Boon, M. Lebeuf, P. Lepom et G.A. Stern. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and other brominated flame retardants in wildlife. *Environ. Int.* 29: 757–770.

Lebeuf, M., K. Love et S. Trottier. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada: levels and temporal trends. Résumés du 2e Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p. 305–308.

Lindberg, P., U. Sellström, L. Häggberg et C.A. de Wit. 2003. Higher brominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 34(1): 93 - 96.

Luckey, F.J., B. Fowler et S. Litten. 2002. « Establishing baseline levels of polybrominated diphenyl ethers in Lake Ontario surface waters ». Manuscrit inédit du 1<sup>er</sup> mars 2002. Division of Water, New York State Department of Environmental Conservation, Albany, New York.

Luross, J.M., M. Alae, D.B. Sergeant, C.M. Cannon, D.M. Whittle, K.R. Solomon et D.C.G. Muir. 2002. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere* 46: 665–672.

MacGregor, J.A. et W.B. Nixon. 1997. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Projet n° 439C-108, Wildlife International, Ltd., septembre [cité dans Union européenne 2001].

Muir, D., C. Teixeira, M. Chigak, F. Yang, I. D'Sa, C. Cannon, G. Pacepavicius et M. Alae. 2003. Current deposition and historical profiles of decabromodiphenyl ether in sediment cores. Dioxin 2003, 23rd International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs. *Organohalogen Compd.* 61: 77–80.

Norris, J.M., J.W. Ehrmantraut, C.L. Gibbons, R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, W.B. Crummett, P.J. Gehring, J.B. Tirsell et J.S. Brosier. 1973. Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical. *Appl. Polym. Symp.* 22: 195–219.

Norris, J.M., J.W. Ehrmantraut, C.L. Gibbons, R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, W.B. Crummett, P.J. Gehring, J.B. Tirsell et J.S. Brosier. 1974. Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical. *J. Fire Flamm. Combust. Toxicol.* 1: 52–77.

Norstrom, R.J., M. Simon, J. Moisey, B. Wakeford et D.V.C. Weseloh. 2002. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981–2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs. *Environ. Sci. Technol.* 36(22): 4783–4789.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques)/OECD ( Organization for Economic Co-operation and Development). 1994. Selected brominated flame retardants. Risk Reduction Monograph n° 3, Série de monographies de l'OCDE sur l'environnement, n° 102, Paris (<http://www.oecd.org/ehs/ehsmono/#RISK>).

OMS (Organisation mondiale de la santé)/WHO (World Health Organization). 1994. Brominated diphenyl ethers. *Environmental Health Criteria* 162, International Programme on Chemical Safety, OMS, Genève.

Palm, A., I.T. Cousins, D. Mackay, M. Tysklind, C. Metcalfe et M. Alae. 2002. Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution* 117: 195-213.

Palm, W.-U., R. Kopetzky, W. Sossinka, H-U. Kruger, Q. Lin, S.T. Barcellos da Rosa et C. Zetzsch. 2003. Environmental photochemistry of decabromodiphenyl ethers in organic solvents and adsorbed on particles in air and in aqueous suspension (including a feasibility study on OH reactivities in an

aerosol smog chamber facility). Report for the Bromine Science and Environmental Forum [cité dans Royaume-Uni, 2004].

Palm, W.-U., R. Kopetzky, W. Sossinka, W. Ruck et C. Zetzsch. 2004. Photochemical reactions of brominated diphenylethers in organic solvents and adsorbed on silicon dioxide in aqueous suspension. *Organohalogen Compd.* 66: 4101-4105.

Peltola, J. et L. Ylä-Mononen. 2001. Pentabromodiphenyl ether as a global POP. TemaNord 2000:XX, Chemicals Division, Finnish Environment Institute. 71 p. ([http://www.unece.org/env/popsxg/pentabromodiphenyl\\_ether.pdf](http://www.unece.org/env/popsxg/pentabromodiphenyl_ether.pdf)).

Peterman, P.H., C.E. Orazio et K.P. Feltz. 2003. Sunlight photolysis of 39 mono–hepta PBDE congeners in lipid. *Organohalogen Compd.* 63: 357–360.

Phipps G.L., G.T. Ankley, D.A. Benoit et V.R. Mattson. 1993. Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 269–279.

Rayne, S. et M.G. Ikonou. 2002. Reconstructing source polybrominated diphenyl ether congener patterns from semipermeable membrane devices in the Fraser River, British Columbia, Canada: comparison to commercial mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(11): 2292-2300.

Rayne, S., M.G. Ikonou et B. Antcliffe. 2003a. Rapidly increasing polybrominated diphenyl ether concentrations in the Columbia River system from 1992 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 37(13): 2847–2854.

Rayne, S., M.G. Ikonou et M.D. Whale. 2003b. Anaerobic microbial and photochemical degradation of 4, 4'-dibromodiphenyl ether. *Water Research* 37: 551-560.

Reiner, E.J., Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Laboratory Services Branch, Toronto, Canada. Communication personnelle avec J. Pasternak, Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement, 2004.

RPA Ltd. (Risk Policy and Analysts Limited). 2000. Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks for pentabromodiphenyl ether. Mars 2000. Rapport préparé pour le UK Department of the Environment, Transport and the Regions.

Royaume-Uni. 2004. Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl) ether (decabromodiphenyl ether). CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Final environmental draft of May 2004. Royaume-Uni au nom de la CEE.

Royaume-Uni. 2005. Addendum to the May 2004 environmental risk assessment report of decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Ébauche pour commentaires. Août 2005. Royaume-Uni au nom de la CEE.

Sellström, U. 1996. « Polybrominated diphenyl ethers in the Swedish environment ». ITM-Rapport 1996: 45. Thèse de maîtrise, Institute of Applied Environmental Research, Université de Stockholm, Stockholm, Suède.

Sellström, U., P. Lindberg, L. Häggberg et C. de Wit. 2001. Higher brominated PBDEs found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. Résumés du 2e Atelier international sur les ignifuges bromés, 14–16 mai 2001, Université de Stockholm, Stockholm, Suède, p.159–162.

Sellström, U., A. Bignert, A. Kierkegaard, L. Häggberg, C.A. de Wit, M. Olsson et B. Jansson. A time trend study of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and hexabromocyclododecane (HBCD) in guillemot eggs from the Baltic Sea. Soumis à Environ. Sci. Technol. 37(24): 5496-5501.

She, J., M. Petreas, J. Winkler, P. Visita, M. McKinney et D. Kopec. 2002. PBDEs in the San Francisco Bay area: measurements in harbor seal blubber and human breast adipose tissue. *Chemosphere* 46: 697–707.

Sjödin, A. 2000. « Occupational and dietary exposure to organohalogen substances, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers ». Dissertation de doctorat, Université de Stockholm, Stockholm, Suède.

Söderström, G., U. Sellström, C.A. de Wit et M. Tysklind. 2003. Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209). *Environ. Sci. Technol.* 38(1): 127-132.

Stapleton, H.M. 2003. « Assimilation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers by the common carp ». Thèse de doctorat, Université du Maryland, Solomons, Maryland.

Song, W., J.C. Ford, L. An, W.J. Buckley et K.J. Rockne. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in sediments of the Great Lakes. 1. Lake Superior. *Environ. Sci. Tech.* 38(12): 3286-3293.

Stapleton, H.M. et J.E. Baker. 2001. Comparing the temporal trends, partitioning and biomagnification of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. Résumé du 3<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 23–24 août 2001, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.

Stapleton, H.M. et J.E. Baker. 2003. Debromination of BDE congeners by the common carp (*Cyprinus carpio*). 5<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 22-23 août, Boston, MA.

Stapleton, H.M., M. Alaei, R.J. Letcher et J.E. Baker. 2004a. Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 112-119.

Stapleton, H.M., R.J. Letcher et J.E. Baker. 2004b. Debromination of polybrominated diphenyl ethers BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 1054-1061.

Stapleton, H.M., R.J. Letcher, J. Li et J.E. Baker. 2004c. Dietary accumulation of polybrominated diphenyl ethers by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Toxicol Chem.* 23: 1939-1946.

Stenzel, J.I. et B.J. Markley. 1997. Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the water solubility. Project No. 439C-109, Wildlife International, Ltd. [cité dans Union européenne 2000].

Stenzel, J.I. et W.B. Nixon. 1997. Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the of vapour pressure using a spinning rotor gauge. Report No: 439C-116, Wildlife International Ltd. [cité dans Union européenne, 2001].

Stern, G.A. et M. Ikonomou. 2000. Temporal trends of polybrominated biphenyl ethers in SE Baffin beluga: increasing evidence of long range atmospheric transport. *Organohalogen Compd.* 47: 81–84.

Strandberg, B., N.G. Dodder, I. Basu et R.A. Hites. 2001. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and other organohalogen compounds in Great Lakes air. *Environ. Sci. Technol.* 35: 1078–1083.

Tittlemier, S.A., T. Halldorson, G.A. Stern et G.T. Tomy. 2002. Vapor pressures, aqueous solubilities and Henry's law constants of some brominated flame retardants. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(9): 1804-1810.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2005. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) Significant New Use Rule (SNUR) Questions and Answers. ([www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm](http://www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm)).

Wakeford, B.J., M.J. Simon, J.E. Elliott et B.M. Braune. 2002. Analysis of polybrominated diphenyl ethers (BDEs) in wildlife tissues — Canadian Wildlife Service contributions. 4<sup>e</sup> Atelier annuel sur les produits ignifuges bromés dans l'environnement, 17–18 juin, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington, Ontario.

Wania, F. et C.B. Dugani. 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(6): 1252 – 1261.

Watanabe I. et R. Tatsukawa. 1987. Formation of brominated dibenzofurans from the photolysis of flame retardant decabromobiphenyl ether in hexane solution by UV and sunlight. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39; 953-959.

Watanabe, I. et R. Tatsukawa. 1990. Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment. *In: Proceedings of Workshop on Brominated Aromatic Flame Retardants*, Skokloster, Sweden, 24-26 octobre 1989. Swedish National Chemicals Inspectorate, KEMI, Solna, Suède, 1990, p. 63-71.

Zhou, T., D.G. Ross, M.J. DeVito et K.M. Crofton. 2001. Effects of short-term *in vivo* exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.* 61: 76–82.

Zhou, T., M.M. Taylor, M.J. DeVito et K.M. Crofton. 2002. Developmental exposure to brominated diphenyl ethers results in thyroid hormone disruption. *Toxicol. Sci.* 66: 105–116.



Tableau 7. Résumé des études de la toxicité utilisées pour le calcul des valeurs critiques de toxicité (VCT) appliquées à l'analyse du quotient de risque des PBDE

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
<i>Daphnia magna</i> âgées de <24 heures avant le début de l'essai	PeBDE : 33,7 % : tétraBDE 54,6 % : pentaBDE 11,7 % : hexaBDE	21 jours	Nominales : 0, 1,9, 3,8, 7,5, 15 et 30 µg/L  Mesurées : 0, 1,4, 2,6, 5,3, 9,8 et 20 µg/L	<ul style="list-style-type: none"> <li>écoulement continu, eau de puits</li> <li>20 ± 1 °C; pH : 7,9 - 8,3; OD ≥ 76 % de saturation; dureté : 128 - 136 mg/L de CaCO<sub>3</sub>; alcalinité : 174 - 176 mg/L de CaCO<sub>3</sub>; conductance : 310 - 315 µmhos/cm</li> <li>40 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur OCDE 202, TSCA Title 40 et ASTM E1193-87</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CME0-21 jours (mortalité/immobilité) = 20 µg/L</li> <li>CSEO-21 jours (mortalité/immobilité) = 9,8 µg/L</li> <li>CE<sub>50</sub>-96 heures (mortalité/immobilité) = 17 µg/L</li> <li>CE<sub>50</sub>-7 à 21 jours (mortalité/immobilité) = 14 µg/L</li> <li>CE<sub>50</sub>-21 jours (reproduction) = 14 µg/L</li> <li>CME0-21 jours (croissance) = 9,8 µg/L</li> <li>CSEO-21 jours (croissance) = 5,3 µg/L</li> <li>CME0 (toute l'étude) = 9,8 µg/L</li> <li>CSEO (toute l'étude) = 5,3 µg/L</li> </ul>	CMABFRIP, 1998
<i>Lumbriculus variegatus</i> Adultes	PeBDE : 0,23 % : triBDE 36,02 % : tétraBDE 55,10 % : pentaBDE 8,58 % : hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation, 2000c)	28 jours	Nominales : 0, 3,1, 6,3, 13, 25 et 50 mg/kg ps de sédiments  L'analyse des concentrations aux jours 0, 7 et 28 a montré qu'elles ont été bien maintenues tout au long de l'essai. Résultats fondés sur les concentrations nominales	<ul style="list-style-type: none"> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée</li> <li>23 ± 2 °C; pH : 7,9 - 8,6; OD : 6,0 - 8,2 mg/L; dureté : 30 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>sédiments artificiels - pH : 6,6; capacité de rétention d'eau : 11 %; moyenne de la matière organique : &lt;2 %; sable : 83 %; argile : 11 %; limon : 6 %</li> <li>80 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur Phipps <i>et al.</i> (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS N° 850.1735</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CME0-28 jours (survie/reproduction) = 6,3 mg/kg ps de sédiments</li> <li>CSEO-28 jours (survie/reproduction) = 3,1 mg/kg ps de sédiments</li> <li>CE<sub>50</sub>-28 jours (survie/reproduction) &gt; 50 mg/kg ps de sédiments</li> <li>croissance (poids sec) non significativement différente de celle des témoins (solvant) et non dépendante de la concentration</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 2000a
<i>Zea mays</i> (maïs)	PeBDE : 0,23 % : triBDE 36,02 % : tétraBDE	21 jours	Nominales : 0, 62,5, 125, 250, 500 et 1 000 mg/kg ps de sol	<ul style="list-style-type: none"> <li>sol artificiel – sable : 92 %; argile : 8 %; limon : 0 %; pH : 7,5; matière</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>absence d'effet apparent du traitement sur l'émergence des semis</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation,

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
	55,10 % : pentaBDE 8,58 % : hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation, 2000c)		ou 0, 50,0, 100, 200, 400 et 800 mg/kg ph de sol en supposant une teneur en eau du sol de 20 %  L'analyse des concentrations a montré qu'elles ont été bien maintenues tout au long de l'essai.  Résultats fondés sur les concentrations nominales.	organique : 2,9 %  • irrigation souterraine avec eau de puits; photopériode : 14 lumière et 10 obscurité; 16,0 - 39,9 °C; humidité relative : 19 - 85 %  • 40 graines par traitement  • BPL, protocole fondé sur EPA OPPTS N <sup>os</sup> 850.4100 et 850.4225 et sur OCDE 208 (révision proposée de 1998)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• CL<sub>25</sub>-21 jours, CL<sub>50</sub> (émergence) &gt; 1 000 mg/kg ps de sol</li> <li>• longueur moyenne des tiges réduite de façon significative à 250, 500 et 1 000 mg/kg ps de sol, par rapport aux témoins</li> <li>• CE<sub>25</sub>-21 jours, CE<sub>50</sub> (longueur moyenne des tiges) &gt; 1 000 mg/kg ps de sol</li> <li>• poids moyen des tiges réduit de façon significative à 62,5, 125, 250, 500 et 1 000 mg/kg ps de sol, par rapport aux témoins</li> <li>• CE<sub>25</sub>-21 jours (poids moyen des tiges) = 154 mg/kg ps de sol</li> <li>• CE<sub>50</sub>-21 jours (poids moyen des tiges) &gt; 1 000 mg/kg ps de sol</li> <li>• CME0-21 jours (poids moyen des tiges) = 62,5 mg/kg ps de sol</li> <li>• CE<sub>05</sub>-21 jours et CSEO (poids moyen des tiges) estimée = 16,0 mg/kg ps de sol</li> </ul>	2000b
Rat	PeBDE (DE-71) : 45 - 58,1 % : pentaBDE 24,6 - 35 % : tétraBDE (Sjodin, 2000; Zhou <i>et al.</i> , 2001)	maximum de 90 jours et périodes de récupération de 6 et 24 semaines	Dans la nourriture : 0, 2, 10 et 100 mg/kg pc par jour (doses corrigées à chaque semaine en fonction du poids moyen des animaux)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 30 mâles et 30 femelles par traitement – rats Sprague-Dawley CD</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• diminution de la consommation de nourriture et du poids corporel, augmentation du cholestérol, augmentation des porphyrines du foie et de l'urine à la dose de 100 mg/kg pc</li> <li>• augmentation du poids absolu et relatif du foie à 10 et 100 mg/kg pc et retour aux plages normales après une période de récupération de 24 semaines</li> <li>• modifications microscopiques, liées à la substance, de la thyroïde et du foie à toutes les doses</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 1984

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
					<ul style="list-style-type: none"> <li>• modifications microscopiques de la thyroïde, réversibles après 24 semaines</li> <li>• modifications microscopiques du foie à toutes les doses encore évidentes après la période de récupération de 24 semaines</li> <li>• dégénérescence cellulaire et nécrose du foie évidentes chez les femelles à toutes les doses après la période de récupération de 24 semaines</li> <li>• CMENO (lésions cellulaires du foie) = 2 mg/kg pc</li> <li>• CSENO – n'a pu être déterminée, un effet significatif ayant été observé à la plus faible dose utilisée</li> </ul>	
<p><i>Daphnia magna</i> âgées de &lt;24 heures avant le début de l'essai</p>	<p>OBDE : 5,5 % : hexaBDE 42,3 % : heptaBDE 36,1 % : octaBDE 13,9 % : nonaBDE 2,1 % : décaBDE (Union européenne, 2002)</p>	<p>21 jours</p>	<p>Nominales : 0, 0,13, 0,25, 0,5, 1,0 et 2,0 µg/L  Mesurées : 0, *, *, 0,54, 0,83 et 1,7 µg/L * Les deux plus faibles concentrations n'ont pu être mesurées.</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• écoulement continu, eau de puits filtrée</li> <li>• 20 ± 1 °C; pH : 8,2 - 8,5; OD : ≥ 77 % de saturation; dureté : 132 - 136 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>• 20 animaux par traitement</li> <li>• BPL, protocole fondé sur OCDE 202, ASTM E1193-87 et TSCA Title 40</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• CMEO-21 jours (survie, reproduction, croissance) &gt; 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)</li> <li>• CSEO-21 jours (survie, reproduction, croissance) ≥ 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)<sup>a</sup></li> <li>• CE<sub>50</sub>-21 jours (survie, reproduction, croissance) &gt; 2,0 µg/L (nominale) ou 1,7 µg/L (mesurée)</li> </ul>	<p>CMABFRIP, 1997d</p>
<p><i>Eisenia fetida</i> vers de terre adultes</p>	<p>OBDE (DE-79) : 78,6 % de brome</p>	<p>56 jours</p>	<p>Nominales : 0, 94,0, 188, 375, 750 et 1 500 mg/kg de sol sec  Mesurées : 0, 84,9, 166, 361, 698 et 1 470 mg/kg de sol sec</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sol artificiel : loam sableux – sable : 69 %; limon : 18 %; argile : 13 %; matière organique : 8,0 % (4,7 % de carbone); pH : 6,0 ± 0,5</li> <li>• 17 – 21 °C; photopériode : 16 lumière et 8 obscurité; pH : 5,9 - 6,8; humidité</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• CMEO-28 jours (mortalité) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> <li>• CSEO-28 jours (mortalité) ≥ 1 470 mg/kg de sol sec<sup>a</sup></li> <li>• CE<sub>10</sub>-28 jours, CE<sub>50</sub> (survie) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> </ul>	<p>Great Lakes Chemical Corporation, 2001c</p>

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
				du sol : 22,0 - 33,5 % <ul style="list-style-type: none"> <li>40 animaux par traitement</li> <li>BPL, protocole fondé sur EPA OPPTS 850.6200, OCDE 207 et ligne directrice proposée (OCDE, 2000)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CME0-56 jours (reproduction) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> <li>CSEO-56 jours (reproduction) ≥ 1 470 mg/kg de sol sec<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>10</sub>-56 jours, CE<sub>50</sub> (reproduction) &gt; 1 470 mg/kg de sol sec</li> </ul>	
<i>Lumbriculus variegatus</i> Adultes	OBDE (DE-79) : 78,6 % de brome	28 jours	Nominales : 0, 94, 188, 375, 750 et 1 500 mg/kg ps de sédiments  Mesurées : i) 2 % de CO : <0,354, 76,7, *, *, 755 et 1 340 mg/kg ps de sédiments ii) 5 % de CO : <12,5, 90,7, *, *, 742 et 1 272 mg/kg ps de sédiments  * concentrations non mesurées	<ul style="list-style-type: none"> <li>80 animaux par traitement</li> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée; dureté : 128 - 132 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>deux essais sur sédiments artificiels différents - i) limon : 6 %; argile : 9 %; sable : 85 %; COT : 2 %; capacité de rétention d'eau : 9,3 %; 23 ± 2 °C; pH : 7,6 - 8,4; OD ≥ 45 % de saturation (3,8 mg/L); ii) argile : 6 %; limon : 14 %; sable : 80 %; COT : 5 %; capacité de rétention d'eau : 13,9 %; 23 ± 2 °C; pH : 7,5 - 8,3; OD : ≥ 64 % de saturation (5,4 mg/L)</li> <li>BPL, protocole fondé sur Phipps <i>et al.</i> (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS 850.1735</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CME0-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg ps de sédiments</li> <li>CSEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) ≥ 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg ps de sédiments<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>50</sub>-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 1 340 (2 % de CO) ou 1 272 (5 % de CO) mg/kg ps de sédiments</li> </ul> Pour l'étude à 2 % de COT : <ul style="list-style-type: none"> <li>poids secs moyens des individus statistiquement inférieurs à ceux des témoins; non jugés dépendants du traitement par les auteurs, la biomasse moyenne étant comparable à celle des témoins</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation, 2001a,b
Lapin	OBDE (Saytex 111) : 0,2 % : pentaBDE 8,6 % : hexaBDE 45,0 % : heptaBDE 33,5 % : octaBDE	jours 7 à 19 de la gestation	Par gavage : 0, 2,0, 5,0 et 15 mg/kg pc par jour	<ul style="list-style-type: none"> <li>26 lapins blancs de Nouvelle-Zélande par traitement</li> <li>foetus examinés au jour 28 de la gestation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>aucun signe apparent de tératogénicité</li> <li>CMENO (mères, augmentation du poids du foie, diminution du gain de poids corporel) = 15 mg/kg pc par jour</li> <li>CSENO (mères) = 5,0 mg/kg pc par jour</li> <li>CMENO (foetus, retard de l'ossification des</li> </ul>	Breslin <i>et al.</i> , 1989

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
	11,2 % : nonaBDE 1,4 % : décaBDE (Breslin <i>et al.</i> , 1989)				sternèbres) = 15 mg/kg pc par jour <ul style="list-style-type: none"> <li>CSENO (foetus) = 5,0 mg/kg pc par jour</li> </ul>	
<i>Eisenia fetida</i> vers de terre adultes	DBDE : 97,90 % : décaBDE	28 et 56 jours	Concentrations nominales dans le sol : 0, 312, 650, 1 260, 2 500 et 5 000 mg/kg ps de sol  Concentrations moyennes mesurées : <SD, 320, 668, 1 240, 2 480 et 4 910 mg/kg ps	<ul style="list-style-type: none"> <li>loam sableux artificiel – sable : 69 % ; limon : 18 % ; argile : 13 % ; MOT : 8 % ; COT : 4,7 % ; pH corrigé à 6,0 ± 0,5 ; teneur en eau : 60 % ; capacité de rétention d'eau : 26 %</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMEO-28 jours (survie) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> <li>CSEO-28 jours (survie) ≥ 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>10</sub>-28 jours, CE<sub>50</sub> (survie) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> <li>CMEO-56 jours (reproduction) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> <li>CSEO-56 jours (reproduction) ≥ 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)<sup>a</sup></li> <li>CE<sub>10</sub>-56 jours, CE<sub>50</sub> (reproduction) &gt; 4 910 mg/kg de sol sec (moyenne des mesures)</li> </ul>	ACCBFRIP, 2001c
<i>Lumbriculus variegatus</i> adultes	DBDE : 97,3 % : décaBDE 2,7 % : autre (non précisé) (composite de trois fabricants)	28 jours	Nominales : 0, 313, 625, 1 250, 2 500 et 5 000 mg/kg ps de sédiments  Moyennes mesurées : i) 2,4 % de CO : <1,16, 291, *, *, 2 360 et 4 536 mg/kg ps; ii) 5,9 % de CO : <SD, 258, *, *, 2 034 et 3 841 mg/kg ps  * concentrations de 625 et de 1 250 mg/kg non mesurées	<ul style="list-style-type: none"> <li>80 animaux par traitement</li> <li>écoulement continu, eau de puits filtrée; dureté : 128 - 132 mg/L de CaCO<sub>3</sub></li> <li>deux essais sur sédiments artificiels différents - i) limon : 6 % ; argile : 9 % ; sable : 85 % ; COT : 2,4 % ; capacité de rétention d'eau : 9,3 % ; 23 ± 2 °C ; pH : 7,7 - 8,6 ; OD : ≥ 36 % de saturation (3,1 mg/L); ii) argile : 6 % ; limon : 14 % ; sable : 80 % ; COT : 5,9 % ; capacité de rétention d'eau : 13,9 % ; 23 ± 2 °C ; pH : 7,7 - 8,6 ; OD : ≥ 56 % de saturation (4,8 mg/L)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CSEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) ≥ 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg ps de sédiments<sup>a</sup></li> <li>CMEO-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg ps de sédiments</li> <li>CE<sub>50</sub>-28 jours (survie/reproduction, croissance) &gt; 4 536 (2,4 % de CO) ou 3 841 (5,9 % de CO) mg/kg ps de sédiments</li> </ul>	ACCBFRIP, 2001a,b

Espèce, stade vital	Composition du produit	Durée des essais	Concentrations utilisées	Conception de l'étude	Concentration produisant un effet	Références
				<ul style="list-style-type: none"> <li>• aération modérée du jour 7 à la fin de l'essai</li> <li>• BPL, protocole fondé sur Phipps <i>et al.</i> (1993), ASTM E1706-95b et EPA OPPTS 850.1735</li> </ul>		

Rat	DBDE (Dow-FR-300-BA) : 77,4 % : décaBDE 21,8 % : nonaBDE 0,8 % : octaBDE	30 jours	Dans la nourriture : 0, 0,01, 0,1 et 1,0 %  (nominales ou mesurées - non précisé)  Dose quasi équivalente à 0, 8, 80 et 800 mg/kg pc par jour	<ul style="list-style-type: none"> <li>5 rats mâles Sprague-Dawley par traitement</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>CMENO (hypertrophie du foie, hyperplasie de la thyroïde) = 80 mg/kg pc par jour</li> <li>CSENO = 8 mg/kg pc par jour</li> </ul>	Norris <i>et al.</i> , 1974
-----	---	----------	---	--	--	-----------------------------

Abréviations : ASTM = American Society for Testing and Materials; pc = poids corporel; SD = seuil de détection; OD = oxygène dissous; CE<sub>50</sub> = dose efficace médiane; EPA = Environmental Protection Agency des États-Unis; BPL = Bonnes pratiques de laboratoire; CL<sub>50</sub> = dose létale médiane; CMENO = concentration minimale avec effet nocif observé; CMEO = concentration minimale avec effet observé; CSENO = concentration sans effet nocif observé; CSEO = concentration sans effet observé; CO = carbone organique; OCDE = Organisation de coopération et de développement économiques; OPPTS = Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances des États-Unis; COT = carbone organique total; MOT = matière organique totale; TSCA = *Toxic Substances Control Act* des États-Unis

<sup>a</sup> La concentration (ou la dose) la plus élevée utilisée au cours de l'étude n'a pas donné de résultats statistiquement significatifs. Comme la CSEO ou la CSENO pourrait être supérieure, la CSEO ou la CSENO sont décrites comme étant supérieures ou égales à la concentration (ou à la dose) la plus élevée ayant fait l'objet de l'essai.

Tableau 8. Résumé des données utilisées pour l'analyse du quotient de risque des PBDE

Produit commercial	Organismes pélagiques					Organismes benthiques					Organismes édaphiques					Consommateurs de la faune				
	VEE <sup>a</sup> (µg/L)	VCT <sup>b</sup> (µg/L)	FA <sup>c</sup>	VESEO (µg/L)	Q (VEE/ VESEO )	VEE <sup>d</sup> (mg/kg ps)	VCT <sup>e</sup> (mg/kg ps)	FA <sup>c</sup>	VESEO (mg/kg ps)	Q (VEE/ VESEO )	VEE <sup>f</sup> (mg/kg ps)	VCT <sup>e</sup> (mg/kg ps)	FA <sup>c</sup>	VESEO (mg/kg ps)	Q (VEE/ VESEO )	VEE <sup>h</sup> (mg/kg ph)	VCT <sup>i</sup> (mg/kg ph nour- riture)	FA <sup>j</sup>	VESEO (mg/kg ph nour- riture)	Q (VEE/ VESEO )
PeBDE	2 × 10 <sup>-4</sup>	5,3	100	0,053	4 × 10 <sup>-3</sup>	1,4	3,1	100	0,031	45,2	0,035– 0,070	16	100	0,27 <sup>m</sup>	0,13– 0,26	1,250	8,4	1 000	0,0084	149
OBDE	2 × 10 <sup>-4</sup>	1,7	100	0,017	0,01	3,03	1 340	100	9,1 <sup>l</sup>	0,33	0,03– 0,06	1 470	100	6,3 <sup>m</sup>	0,005– 0,01	0,325	62,9	1 000	0,06	5,4
DBDE	S.O. <sup>k</sup>	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	3,19	4 536	100	76 <sup>l</sup>	0,04	0,31– 0,62	4 910	100	21 <sup>m</sup>	0,02– 0,03	0,03	336	1 000	0,336	0,09

<sup>a</sup> Stapleton et Baker (2001).

<sup>b</sup> PeBDE : CMABFRIP (1997d); OBDE : CMABFRIP (1998).

<sup>c</sup> FA (facteurs d'application) : facteur de 10 appliqué à l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions sur le terrain et aux variations intraspécifiques et interspécifiques de la sensibilité; facteur de 10 appliqué parce que les constituants du PeBDE et de l'OBDE sont bioaccumulables et persistants et parce que les congénères du DBDE sont persistants.

<sup>d</sup> *PeBDE* : Étant donné l'absence de données empiriques caractérisant les concentrations de PeBDE dans les sédiments au Canada et l'incertitude entourant les valeurs des concentrations partout en Amérique du Nord, les données obtenues en Suède ont été utilisées en remplacement des données canadiennes. Les concentrations des constituants apparentés au PeBDE (tétraBDE et pentaBDE) totalisaient 1,4 mg/kg ps dans les sédiments d'une zone fortement industrialisée de Suède située en aval d'une installation de transformation de polymères où l'on produisait des cartes de circuits imprimés (Sellström, 1996). Cette valeur a été utilisée comme VEE. Bien que les régimes climatiques et hydrologiques locaux puissent différer entre les deux pays, il existe aussi des installations de transformation de polymères au Canada. L'évaluation des risques du PeBDE faite par l'Union européenne est aussi fondée sur cette valeur pour l'évaluation du risque local que présente une installation de production de polyuréthane (Union européenne, 2001).

*OBDE* : Les PBDE présents dans l'OBDE sont très mal caractérisés en Amérique du Nord. Par conséquent, les concentrations d'OBDE mesurées en Europe ont été utilisées en remplacement des données canadiennes. Des concentrations d'OBDE atteignant 3,03 mg/kg ps ont été signalées pour des sédiments d'un site du Royaume-Uni situé en aval d'un entrepôt. Cette valeur est utilisée comme VEE (Environment Agency, 1997; Union européenne, 2002, 2003).

*DBDE* : Les prélèvements effectués s'avèrent insuffisants pour caractériser adéquatement les concentrations de DBDE dans les sédiments en Amérique du Nord. Au R.-U., des concentrations de DBDE atteignant 3,19 mg/kg ps ont été mesurées, la concentration la plus élevée l'ayant été dans un site situé à proximité d'une fabrique de mousse en aval d'une usine d'épuration des eaux usées. (Law *et al.*, 1996; Allchin *et al.*, 1999). Cette mesure a été utilisée comme VEE de remplacement pour l'environnement canadien.

<sup>e</sup> PeBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2000a); OBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2001a,b); DBDE : ACCBFRIP (2001a,b).

<sup>f</sup> Étant donné l'absence de données obtenues par mesure, les VEE ont été estimées pour des sols agricoles labourés et des pâturages en utilisant l'équation (Bonnell Environmental Consulting, 2001) :



$$VEE_{sol} = (C_{boues} \times TA_{boues} \times T) / (P_{sol} \times MV_{sol})$$

où :

$VEE_{sol}$  = VEE pour le sol (mg/kg);

$C_{boues}$  = concentration dans les boues (mg/kg);

$TA_{boues}$  = taux d'application sur le sol (kg/m<sup>2</sup> par an, valeur par défaut = 0,5);

$P_{sol}$  = boues incorporées au sol jusqu'à une profondeur de 0,2 m (profondeur du labourage) dans des sols agricoles et jusqu'à 0,1 m dans les pâturages (Union européenne, 1994);

$MV_{sol}$  = masse volumique apparente du sol (kg/m<sup>3</sup>, valeur par défaut = 1 700);

T = nombre d'années d'épandage des boues sur le sol (supposé être de 10 années).

Cette équation suppose ce qui suit :

- aucun PBDE n'est perdu par érosion;
- aucun PBDE n'est transformé (y compris la transformation de PBDE fortement bromés en congénères de tétra à hexaBDE);
- aucun apport de PBDE par dépôt atmosphérique;
- aucune accumulation antérieure de PBDE dans le sol.

Aux fins du calcul des VEE du PeBDE, la concentration de 2,380 mg/kg ps (total du tétraBDE, du pentaBDE et de l'hexaBDE) signalée pour les biosolides d'une usine d'épuration d'eaux usées de la Californie a été utilisée (La Guardia *et al.*, 2001). Les VEE de l'OBDE ont été calculées à partir des concentrations mesurées de PBDE (total de l'hexaBDE, de l'heptaBDE et de l'octaBDE) de 2,08 mg/kg ps dans les biosolides signalées par La Guardia *et al.* (2001). L'échantillon de biosolides a été prélevé d'une usine d'épuration d'eaux usées du Massachusetts. Une concentration de PBDE de 21,22 mg/kg ps (total du nona et du décaBDE) des biosolides a été utilisée pour le calcul des VEE du DBDE. Cette concentration a aussi été signalée pour un échantillon de biosolides prélevé dans une usine d'épuration d'eaux usées du Massachusetts (La Guardia *et al.*, 2001).

<sup>g</sup> PeBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2000b); OBDE : Great Lakes Chemical Corporation (2001c); DBDE : ACCBFRIP (2001c).

<sup>h</sup> Allchin *et al.* (1999); Johnson et Olson (2001); Sellström *et al.* (2001); Lindberg *et al.* (2003).

*PeBDE* : Johnson et Olson (2001) ont mesuré une concentration de PBDE total (BDE 47, 99, 100, 153 et 154) de 1 250 µg/kg ph chez un ménomini de montagne de la rivière Spokane, dans une zone recevant les eaux de régions urbanisées. On ne connaît aucune source, autres que celles normalement associées à l'urbanisation (p. ex., rejet d'eaux résiduelles et ruissellement urbain), en amont des sites d'échantillonnage (Johnson, 2003). Bien que ces données proviennent des États-Unis, une situation analogue pourrait exister au Canada de sorte que la concentration de 1 250 µg/kg ph chez le ménomini a été utilisée comme VEE.

*OBDE* : Étant donné l'échantillonnage très limité des PBDE présents dans l'OBDE du biote canadien, la concentration de l'OBDE de 325 µg/kg ph de la limande de la rivière Tees, au R.-U., a été utilisée comme VEE (Allchin *et al.*, 1999). Cette concentration a été mesurée dans les tissus du foie, mais il a été supposé qu'elle était la même dans tout l'organisme.

*DBDE* : Ici aussi, les données caractérisant les PBDE présents dans le DBDE décelé dans le biote canadien sont insuffisantes. Du DBDE a été décelé dans 18 de 21 oeufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) en Suède, à des concentrations allant de 28 à 430 µg/kg en poids lipidique (pl) (Sellström *et al.*, 2001; Lindberg *et al.*, 2003). La valeur de 430 µg/kg pl (ou de 0,43 mg/kg pl) sera utilisée comme VEE. Étant donné que la teneur en lipides moyenne de ces 21 oeufs était de 5,94 % (de Wit, 2003), la VEE a été convertie à 0,03 mg/kg ph.

<sup>i</sup> Les études faisant état d'une exposition par voie alimentaire ou orale ont été utilisées pour l'évaluation de l'intoxication secondaire. Les résultats de ces études sont généralement exprimés sous la forme d'une concentration dans la nourriture (mg/kg) ou d'une dose (mg/kg pc par jour) ne produisant aucun ou très peu d'effets observés. Pour l'obtention d'une VCT<sub>nourriture</sub> et d'une VESEO<sub>nourriture</sub>,

les résultats ont été exprimés sous la forme de la concentration dans la nourriture (en unités mg/kg nourriture), ce qui exigeait des renseignements sur la concentration produisant un effet ( $VCT_{\text{ingestion quotidienne totale}}$ , mg/kg pc par jour) en unités d'ingestion quotidienne (IQ, kg ph/jour) et en poids corporel (pc, kg ph) pour l'espèce réceptrice.

$VCT_{\text{nourriture}} = (VCT_{\text{ingestion totale quotidienne}} \times pc) / IQ$ . Cette équation suppose que l'exposition à la substance se fait entièrement par l'intermédiaire de la nourriture et que la substance est totalement biodisponible et peut être assimilée par l'organisme. Il n'existe pas de données caractérisant la toxicité des PBDE pour les espèces fauniques, de sorte qu'on les a remplacé par les données sur les rongeurs et les lapins. Une mise à l'échelle interspécifique, faisant appel à des données pour un vison adulte type, a été appliquée à l'extrapolation d'une concentration dans la nourriture non nuisible pour cette espèce. Le calcul est fondé sur le poids corporel adulte type (0,6 kg) et le taux d'ingestion quotidienne (0,143 kg ph/jour) d'une femelle du vison d'Amérique, *Mustela vison* (CCME, 1998). Les données sur la toxicité utilisées pour le calcul de la  $VCT_{\text{nourriture}}$  ont été tirées des publications de la Great Lakes Chemical Corporation (1984), de Breslin *et al.* (1989) et de Norris *et al.* (1974). On précise que Norris *et al.* (1974) ont utilisé le « Dow FR-300-BA », un produit à base de DBDE plus ancien, composé de décaBDE (77,4 %), de nonaBDE (21,8 %) et d'octaBDE (0,8 %). Ce produit n'est plus fabriqué, et les solutions actuelles de DBDE comportent un pourcentage beaucoup plus élevé de décaBDE (habituellement > 97 %, p. ex.). La valeur « 80 mg/kg pc par jour dans la nourriture » représente néanmoins une valeur appropriée de VCT pour les DBDE puisque le sujet étudié est de qualité acceptable et représente un paramètre mesuré prudent. Bien que, dans cette étude, on ait employé un produit à base de DBDE plus ancien, ses composantes appartiennent à des groupes d'homologues (principalement des nonaBDE et des décaBDE) faisant l'objet de la présente évaluation. Celle-ci n'est pas limitée aux analyses des produits commerciaux, mais vise les PBDE des groupes d'homologues possédant de quatre à dix atomes/molécules de brome. Par conséquent, on juge qu'il convient de se servir de cette étude pour l'analyse du quotient de risque même si elle porte sur une solution comportant un plus fort pourcentage de nonaBDE (et une faible fraction d'octaBDE) que les solutions de DBDE actuelles.

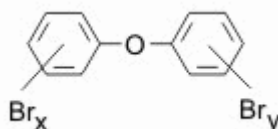
- <sup>j</sup> Afin d'obtenir la VESEO, la VCT a été divisée par un facteur de 10 pour tenir compte de l'extrapolation des conditions de laboratoire aux conditions sur le terrain, d'un facteur de 10 pour l'extrapolation d'un rongeur à une espèce faunique et d'un autre facteur de 10 étant donné que les constituants du PeBDE et de l'OBDE sont bioaccumulables et persistants, que les congénères du DBDE sont persistants et qu'il existe un poids de la preuve faisant état d'une débromation en des PBDE bioaccumulables.
- <sup>k</sup> Sans objet : une VESEO n'a pas été obtenue pour les organismes pélagiques et une analyse du quotient de risque n'a pas été effectuée. Selon les études publiées sur le DBDE et la toxicité d'autres PBDE moins bromés, il a été jugé très peu probable que des effets du DBDE soient observés dans les organismes aquatiques, cela jusqu'à la limite de solubilité dans l'eau de la substance.
- <sup>l</sup> Corrigé pour une teneur en carbone organique de 4 %.
- <sup>m</sup> Corrigé pour une teneur en carbone organique de 2 %.



***Canadian Environmental Protection Act, 1999***  
**Ecological Screening Assessment Report on**  
**Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs)**

**June 2006**

**Environment Canada**



where  $x + y = 1$  to  $10$

Figure 1. PBDE structure

## **Introduction**

The *Canadian Environmental Protection Act, 1999* (CEPA 1999) requires the Minister of the Environment and the Minister of Health to conduct screening assessments of substances that meet the categorization criteria set out in the Act and Regulations to determine, in an expeditious manner, whether substances present or may present a risk to the environment or to human health. Based on the results of a screening assessment, the Ministers can propose taking no further action with respect to the substance, adding the substance to the Priority Substances List (PSL) for further assessment, or recommending that the substance be added to Schedule 1 of CEPA 1999 and, where applicable, the implementation of virtual elimination.

A screening assessment involves an analysis of a substance using conservative assumptions to determine whether the substance meets the criteria as defined in section 64 of CEPA 1999. This ecological screening assessment examines various supporting information and develops conclusions based on a weight of evidence approach as required under Section 76.1 of CEPA 1999. The screening assessment does not represent an exhaustive review of all available data; rather, it presents the most critical studies and lines of evidence supporting the conclusions. One line of evidence includes consideration of risk quotients to identify potential for ecological effects. However, other concerns that affect current or potential risk, such as persistence, bioaccumulation, chemical transformation and trends in ambient concentrations, are also examined in this report.

Seven polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) were identified in a pilot project list of 123 substances for screening assessment under CEPA 1999, on the basis of their potential persistence and/or bioaccumulation in the environment and inherent toxicity to organisms.

Data relevant to the ecological screening assessment of PBDEs were identified in original literature, review documents, and commercial and government databases and indices. In addition to retrieving the references from a literature database search, direct contacts were made with researchers, academics, industry and other government agencies to obtain relevant information on PBDEs. Ongoing scans were conducted of the open literature, conference proceedings and the Internet for relevant PBDE information. Information obtained as of October 2004 was considered for inclusion into this document, while that received between November 2004 and October 2005 was reviewed, but not generally added. The information obtained between November 2004 and October 2005 was found to support the conclusions of this report determined with information received up to October 2004. In addition, an industry survey on PBDEs was conducted for the year 2000 through a Canada Gazette Notice issued pursuant to Section 71 of CEPA 1999. This survey collected data on the Canadian manufacture, import, uses and releases of PBDEs (Environment Canada 2003). Toxicological studies were also submitted by industry under Section 70 of CEPA 1999.

This ecological screening assessment report and associated unpublished supporting working documentation was written by a team of Environment Canada evaluators at the Environmental Protection Branch, Pacific and Yukon Region, Vancouver, B.C., with the assistance of evaluators and management at the Existing Substances Branch, Gatineau, Quebec. The material in this report has been subjected to external review by Canadian and international experts selected from government and academia, including M. Alaei (Environment Canada, National Water Research Institute), L. Birnbaum (U.S. Environmental Protection Agency), C. de Wit (Stockholm University), S. Dungey (UK Environment Agency), R. Hale (College of William and Mary, Virginia), R. Law (UK Centre for Environmental, Fisheries and Aquaculture Science), F. Luckey (U.S. Environmental Protection Agency), J. Maguire (Environment Canada, National Water Research Institute), R. Norstrom (Environment Canada, National Wildlife Research Centre) and D. Stewart (Environment Canada, Ontario Region).

The ecological and human health screening assessment reports were approved by the joint Environment Canada/Health Canada CEPA Management Committee. The supporting working documentation for the ecological assessment is available upon request by e-mail from [ESB.DSE@ec.gc.ca](mailto:ESB.DSE@ec.gc.ca). Information on ecological screening assessments under CEPA 1999 is available at <http://www.ec.gc.ca/substances/ese>. The supporting working documentation for the human health assessment is available upon request by e-mail from [ExSD@hc-sc.gc.ca](mailto:ExSD@hc-sc.gc.ca). Additional background information on health screening assessments conducted under this program is available at <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/exsd/splash.htm>.

The critical information and considerations upon which the assessment is based are summarized below.

## Identity, Uses and Sources of Release

PBDEs comprise a class of substances consisting of 209 possible congeners with 1–10 bromine atoms. The following seven PBDE homologues, present on the Domestic Substances list (DSL), were identified in the pilot project list of 123 substances and are considered in this assessment:

- tetrabromodiphenyl ether (benzene, 1,1'-oxybis-, tetrabromo derivative; tetraBDE) (CAS No. 40088-47-9);
- pentabromodiphenyl ether (benzene, 1,1'-oxybis-, pentabromo derivative; pentaBDE) (CAS No. 32534-81-9);
- hexabromodiphenyl ether (benzene, 1,1'-oxybis-, hexabromo derivative; hexaBDE) (CAS No. 36483-60-0);
- heptabromodiphenyl ether (benzene, 1,1'-oxybis-, heptabromo derivative; heptaBDE) (CAS No. 68928-80-3);
- octabromodiphenyl ether (benzene, 1,1'-oxybis-, octabromo derivative; octaBDE) (CAS No. 32536-52-0);
- nonabromodiphenyl ether (benzene, 1,1'-oxybis-, nonabromo derivative; nonaBDE) (CAS No. 63936-56-1); and
- decabromodiphenyl ether; bis(pentabromophenyl) ether (benzene, 1,1'-oxybis[2,3,4,5,6-pentabromo-; decaBDE) (CAS No. 1163-19-5).

These PBDEs are found in three commercial mixtures, typically referred to as Pentabromodiphenyl Ether (PeBDE), Octabromodiphenyl Ether (OBDE) and Decabromodiphenyl Ether (DBDE). PeBDE is predominantly a mixture of pentaBDE, tetraBDE and hexaBDE congeners, but may also contain trace levels of heptaBDE and tribromodiphenyl ether (triBDE) congeners. OBDE is a mixture composed mainly of heptaBDE, octaBDE and hexaBDE, but may also contain small amounts of nonaBDE and decaBDE. Current formulations of DBDE are almost completely composed of decaBDE and a very small amount of nonaBDE.

PBDEs are used mainly as additive flame retardants in polymer resins and plastics and, to a lesser extent, adhesives, sealants and coatings. Additive flame retardants are physically combined with the material being treated rather than chemically bonded as in reactive flame retardants; therefore, they are more susceptible, to a certain extent, to migration and loss from the polymer matrix. It has been estimated that approximately 90% or more of PeBDE produced globally is used in polyurethane foams in office and residential furniture, automotive upholstery, sound insulation and wood imitation products (WHO 1994; European Communities 2001; RPA Ltd. 2000). Most OBDE produced globally is added to polymers (mainly acrylonitrile butadiene styrene), which are then used to produce computers and business cabinets, pipes and fittings, automotive parts and appliances (WHO 1994; European Communities 2003). DBDE is used as a flame retardant, to a large extent in high-impact polystyrene and other polymers, with broad use in computer and television cabinets and casings, general electrical/electronic components, cables and textile back coatings (OECD 1994; European Communities 2002).

The total worldwide market demand for PBDEs was about 67 390 tonnes in 2001, including 56 100 tonnes of DBDE, 7500 tonnes of PeBDE and about 3790 tonnes of OBDE (BSEF 2003). There are significant differences in the usage of PBDEs by continent (see Table 1). The most apparent difference is that PeBDE is used almost exclusively in the Americas.

Table 1. Market demand of PBDEs in 2001 (BSEF 2003)

Commercial product	Americas <sup>a</sup>		Europe <sup>b</sup>		Asia <sup>c</sup>	
	Market demand	Estimated consumption (tonnes)	Market demand	Estimated consumption (tonnes)	Market demand	Estimated consumption (tonnes)
DBDE	44%	24 500	13%	7 600	43%	24 050
OBDE	40%	1 500	16%	610	44%	1 680
PeBDE	95%	7 100	2%	150	3%	250

<sup>a</sup> All countries in North, South and Central America were included.

<sup>b</sup> All countries in Eastern and Western Europe were included.

<sup>c</sup> Australia, New Zealand and the Indian subcontinent were included.

Results from a Section 71 *Notice with Respect to Certain Substances on the Domestic Substances List (DSL)* conducted for the year 2000 indicated that no PBDEs were manufactured in Canada, although approximately 1300 tonnes of PBDE commercial products (for manufacturing into finished articles) were imported into the country (Environment Canada 2003). Based on quantities reported, PeBDE was imported in the greatest volume, followed by DBDE. A very small amount of OBDE was imported into Canada in 2000. The volumes reported do not include quantities imported in finished articles.

Various initiatives have resulted in significant changes in the global use of the PBDEs since 2001. The U.S. manufacturer of PeBDE and OBDE, Great Lakes Chemical Corporation voluntarily ceased its production of PeBDE and OBDE by December 31, 2004 (U.S. EPA 2005, Great Lakes Chemical Corp. 2005). ICL Industrial Products (2005) also announced complete termination of its production and sale of its OBDE product by the end of 2004. In addition, PeBDE and OBDE have been subject to a phase-out by the European Union (EU). In response to its risk assessments, the EU passed a Directive (2003/11/EC) which requires all member states to adopt laws that prohibit the marketing or use of any product containing more than 0.1% by mass of PeBDE or OBDE effective August 15, 2004. While it is expected that these actions have resulted in significant changes in the global and Canadian use of PBDEs, many products currently in use will have been manufactured during or before 2004 using PeBDE and OBDE.

PBDEs may be released to the environment during manufacturing and polymer processing operations, throughout the service life of articles containing them and at the end of article service life during disposal operations.

## Fate, Exposure and Effects

A summary of selected physical and chemical properties of the commercial PBDE products and their primary constituents is presented in Table 2.

**Table 2. Selected physical and chemical properties of commercial PBDEs and their constituents**

Property	PeBDE	OBDE	DBDE
Molecular weight	485.8 (tetraBDE) 564.7 (pentaBDE) (WHO 1994)	643.6 (hexaBDE) 722.3 (heptaBDE) 801.4 (octaBDE) (WHO 1994)	880.4 (nonaBDE) 959.2 (decaBDE) (WHO 1994)
Physical state (20°C; 101.325 kPa)	viscous liquid or semi-solid, white crystalline solid (pure isomers of pentaBDE) (European Communities 2001)	powder or flaked material (European Communities 2003)	crystalline powder (European Communities 2002)
Vapour pressure (21°C; Pa)	$4.69 \times 10^{-5}$ (Stenzel and Nixon 1997)	$6.59 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP 1997a) $1.58 \times 10^{-6} - 4.68 \times 10^{-7}$ (hexa – heptaBDEs ; 25°C) Tittlemier et al. 2002)	$4.63 \times 10^{-6}$ (CMABFRIP 1997e) $2.95 \times 10^{-9}$ (estimated for decaBDE) (Wania and Dugani 2003)
Water solubility (25°C; µg/L)	13.3 10.9 (tetraBDE) 2.4 (pentaBDE) (Stenzel and Markley 1997)	0.5 (CMABFRIP 1997b)	<0.1 (CMABFRIP 1997f)
Log K <sub>ow</sub>	6.57 (MacGregor and Nixon 1997)	6.29 (CMABFRIP 1997c) 8.35-8.90 (Watanabe and Tatsukawa 1990)	6.27 (CMABFRIP 1997g) 9.97 (Watanabe and Tatsukawa 1990)
Log K <sub>oa</sub>	10.53 - 11.31 (tetra- and pentaBDEs) (Harner and Shoeib 2002)	12.78 - 13.61 (hepta- and octaBDEs) (Tittlemeier et al. 2002)	14.44 - 15.27 (estimated for nona- and decaBDE) (Tittlemier et al. 2002)
Henry's law constant (25°C; Pa·m <sup>3</sup> /mol)	11 (European Communities 2001)	10.6 (estimated) (European Communities 2003)	>44 (estimated) (European Communities 2002)

With their low vapour pressures, very low water solubility and high octanol/water partition coefficient (log K<sub>ow</sub>) values, it is expected that PBDEs entering the environment will tend to bind to the organic fraction of particulate matter, soils and sediments. For instance, if it is assumed that equal quantities of pentaBDE are released to air, water and soil compartments, Level III fugacity modeling (EPI v. 3.10, Syracuse Research Corporation) indicates that much of the substance would be expected to partition to sediments and soils, with very little partitioning to water or air (see Table 3). If all pentaBDE is discharged to water, Level III fugacity modeling indicates that almost all of the substance would partition to sediments with only a very small proportion staying in the water column, or partitioning into air or soil compartments. If all pentaBDE were released to soil, the substance would remain almost exclusively in this environmental compartment. Partitioning characteristics for the other PBDEs subject to this assessment are expected to be very similar.

Table 3. Predicted partitioning of PentaBDE in the environment based on Level III Fugacity Modeling.

Release scenario	Predicted partitioning (%)			
	Air	Water	Sediment	Soil
Equal quantities to air, water, soil	0.2	1.2	59	40
100% to air	1.07	0.4	21	77.5
100% to water	$8 \times 10^{-5}$	1.93	98.1	0.006
100% to soil	$6.1 \times 10^{-7}$	0.002	0.11	99.9

The lower brominated PBDEs (tetra- to heptaBDEs) are slightly more soluble in water and have a greater propensity for volatilization and atmospheric transport than more highly brominated PBDEs. In the atmosphere, these homologues would tend to sorb to particulates. The higher brominated PBDEs are reported to have higher octanol-water ( $\text{Log } K_{ow}$ ) and air-water ( $\text{Log } K_{aw}$ ) partition coefficients and a greater propensity to remain in solid form, and thus, transport would likely be in the form of particles. Researchers have noted that the transport of the lower brominated PBDEs may be characterized by a series of deposition/re-volatilization “hops” which are dependent on seasonally and diurnally fluctuating temperatures (Gouin and Harner 2003).

Wania and Dugani (2003) examined the long-range transport potential of PBDEs using a number of models (i.e., TaPL3-2.10, ELPOS-1.1.1, Chemrange-2 and Globo-POP-1.1) and various physical and chemical properties (i.e., solubility in water, vapour pressure,  $\text{log } K_{ow}$ ,  $\text{log } K_{oa}$ ,  $\text{log } K_{aw}$  and estimated half-lives in different media). All models yielded comparable results, with tetraBDE showing the greatest potential for atmospheric transport and decaBDE the lowest transport potential. The researchers estimated a characteristic travel distance (CTD) ranging from 1,113 to 2,483 km for tetraBDE, 608 to 1,349 km for pentaBDE, and 480 to 735 km for decaBDE. The CTD was defined as the distance a parcel of air has traveled until 1/e or approximately 63% of the chemical has been removed by degradation or deposition processes (Gouin and Mackay 2002).

In an earlier study, Dugani and Wania (2002) also used models to predict that of the various PBDE congeners, those with four to six bromine atoms would have a higher long-range transport potential than lower or higher brominated congeners. They found that the transport of lower brominated congeners is limited by their degradation in the atmosphere, while the transport of the more highly brominated congeners is limited by their low volatility. Atmospheric degradation is reduced at low temperatures, so some of the models may underestimate the long-range transport potential of the lighter congeners (Dugani and Wania 2002).

As will be indicated later in this report, PBDE concentrations have increased exponentially in arctic biota over the past two decades and have been measured in Arctic air. This suggests efficient long-range atmospheric transport of PBDEs.

PBDEs have been detected in all environmental media as well as sewage sludge (see Tables 4 and 5), and there is evidence that their levels in the North American environment are increasing.



Gouin et al. (2002) measured total PBDEs (sum of 21 congeners) ranging from 10 to 1300 pg/m<sup>3</sup> in air samples collected at a rural southern Ontario site in early spring of 2000. Total PBDEs (congeners not specified) up to 28 pg/m<sup>3</sup> were detected in air samples from the Canadian Arctic collected over the period 1994-1995 (Alaee et al. 2000).

Luckey et al. (2002) measured total (dissolved and particulate phases) PBDE (mono- to heptaBDE congeners) concentrations of approximately 6 pg/L in Lake Ontario surface waters in 1999. More than 60% of the total was composed of BDE47 (tetraBDE) and BDE99 (pentaBDE), with BDE100 (pentaBDE) and BDEs 153 and 154 (heptaBDE congeners) each contributing approximately 5 to 8% of the total. Stapleton and Baker (2001) analyzed water samples from Lake Michigan in 1997, 1998 and 1999 and found that total PBDE concentrations (BDEs 47, 99, 100, 153, 154 and 183) ranged from 31 to 158 pg/L.

PBDEs have been detected in sediment and soil samples collected in North America, and high concentrations have been measured in sewage sludge. Kolic et al. (2004) determined levels of PBDEs in sediments from Lake Ontario tributaries flowing to Lake Ontario. The total PBDEs (tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta- and decaBDEs) measured in sediment samples taken from fourteen tributary sites (6 reported) ranged from approximately 12 to 430 µg/kg dw. Of the reported sediment results, concentrations of tetra- to hexaBDEs ranged from approximately 5 to 49 µg/kg dw. Concentrations of BDE209 ranged from 6.9 to 400 µg/kg dw. BDE 47, 99 and 209 were the predominant congeners measured in sediments. Rayne et al. (2003a) measured PBDE concentrations (sum of 8 di- to pentaBDE congeners) ranging from 2.7 to 91 µg/kg OC in 11 surficial sediments collected in 2001 from several sites along the Columbia River system in south eastern British Columbia. Domestic wastewaters arising from septic field inputs were identified as potentially dominant sources of PBDEs in the region. Dodder et al. (2002) reported concentrations of total tetra-, penta- and hexaBDEs ranging from approximately 5 to 38 µg/kg dw in sediment from a lake in the U.S. located near suspected PBDE sources. Preliminary results from a study by Muir et al. (2003) describe concentrations of BDE209 along a north-south transect from southern Ontario/upper New York state to Ellesmere Island. The highest concentrations of BDE209 (up to 12 µg/kg dw) occurred in sediments collected from the western basin of Lake Ontario. However, sediments from two Arctic lakes in Nunavut Territory also had measurable concentrations of 0.075 and 0.042 µg BDE209/kg dw. One of the two Arctic lakes was located near an airport and so inputs of PBDEs from this source could not be ruled out. However, the second lake was completely isolated and was only visited for sampling purposes. The authors speculate that BDE209 was likely transported on particles to the Canadian Arctic due to its low vapour pressure and high octanol-water partition coefficient. Hale et al. (2002, 2003) reported concentrations of total PBDEs (tetra- and pentaBDE) of 76 µg/kg dw in soil near a polyurethane foam manufacturing facility in the United States, and 13.6 µg/kg dw in soil downwind from the facility.

Kolic et al. (2004) determined levels of PBDEs in biosolids from southern Ontario municipal wastewater treatment plants (Reiner pers. comm., 2004). They found total PBDEs (tri-, tetra-, penta-, hexa-, hepta- and decaBDEs) at five reported wastewater treatment facilities ranged from approximately 1,700 to 3,500 µg/kg dw. Of the reported biosolid results, total concentrations of tetra- to hexaBDEs ranged from approximately 1,350 to 1,900 µg/kg dw. BDEs 47, 99 and 209 were the

predominant congeners measured in biosolid samples. Concentrations of BDE 209 in the samples ranged from 310 to 2000  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ . La Guardia et al. (2001) analyzed 11 sludge samples before land application from a sewage treatment facility in the Toronto area and from 10 facilities throughout the continental United States. Total PBDEs (sum of 11 tetra- to decaBDE congeners) in the samples of sewage sludge were 8280  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$  at the Toronto site, while those in the U.S. ranged from 730 to 24,900  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ . Kolic et al. (2003) investigated PBDE levels in sewage sludge from 12 sites in southern Ontario and found concentrations of total PBDEs (21 mono- to decaBDE congeners) ranging from 1414 to 5545  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$ . Hale et al. (2002) measured total PBDEs (sum of BDEs 47, 99, 100 and 209) of 3005  $\mu\text{g}/\text{kg dw}$  in sludge samples collected in 2000 from a regional sewage treatment plant discharging to the Dan River in Virginia.

Alaee et al. (1999) reported average concentrations in the blubber of marine mammals from the Canadian Arctic as 25.8  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in female ringed seals (*Phoca hispida*), 50.0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  in the blubber of male ringed seals, 81.2  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in female beluga (*Delphinapterus leucus*) and 160  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in male beluga. In these samples, congeners of tetraBDE and pentaBDE were predominant. Ikonomou et al. (2000) reported PBDE concentrations in biota samples from the west coast and Northwest Territories of Canada. The highest concentration of total PBDE residues, 2269  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$ , was found in the blubber of a harbour porpoise from the Vancouver area. With a concentration of about 1200  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$ , a tetraBDE congener accounted for slightly more than half of the total PBDE in the sample. Ikonomou et al. (2002a,b) analyzed temporal trends in Arctic marine mammals by measuring PBDE levels in the blubber of Arctic male ringed seals over the period 1981–2000. Mean total PBDE concentrations increased exponentially from approximately 0.6  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in 1981 to 6.0  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in 2000, a greater than 8-fold increase. TetraBDE was again predominant, followed by pentaBDE. A marked increase in tissue PBDE levels was also evident in blubber samples collected from San Francisco Bay harbour seals over the period 1989–1998 (She et al. 2002). Concentrations of total PBDEs (tetra-, penta- and hexaBDE) rose from 88  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in 1989 to a maximum of 8325  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in 1998, a period of only 10 years. Stern and Ikonomou (2000) examined PBDE levels in the blubber of male southeast Baffin beluga whales over the period 1982–1997 and found that the levels of total PBDEs (tri- to hexaBDE) increased significantly. Mean total PBDE concentrations were about 2  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in 1982 and reached a maximum value of about 15  $\mu\text{g}/\text{kg lipid}$  in 1997. Total PBDE residues in the blubber of St. Lawrence estuary belugas sampled in 1997–1999 amounted to 466 ( $\pm 230$ )  $\mu\text{g}/\text{kg wet weight (ww)}$  blubber in adult males and 665 ( $\pm 457$ )  $\mu\text{g}/\text{kg ww}$  blubber in adult females. These values were approximately 20 times higher than concentrations in beluga samples collected in 1988–1990 (Lebeuf et al. 2001).

Table 4. Measured concentrations of PBDEs in the North American ambient environment and sewage sludge

Medium	Location; year	Total PBDEs	Reference
Air	Alert, Canada; 1994–1995	1–28 pg/m <sup>3</sup>	Alaee et al. 2000
Air	Great Lakes; 1997–1999	5.5–52 pg/m <sup>3</sup>	Strandberg et al. 2001
Air	Southern Ontario; 2000	10–1300 pg/m <sup>3</sup>	Gouin et al. 2002
Air	Ontario; 2000	3.4–46 pg/m <sup>3</sup>	Harner et al. 2002
Water	Lake Michigan; 1997–1999	31–158 pg/L	Stapleton and Baker 2001
Water	Lake Ontario; 1999	6 pg/L	Luckey et al. 2002
Sediment	Lake Michigan; 1998	4.2 µg/kg dw	Stapleton and Baker 2001
Sediment	British Columbia; 2001	2.7–91 µg/kg OC	Rayne et al. 2003a
Soil	United States; 2000	<0.1–76 µg/kg dw	Hale et al. 2002
Sewage sludge	Toronto, Canada	8280 µg/kg dw	La Guardia et al. 2001
	United States	730–24 900 µg/kg dw	
Sewage sludge	United States; 2000	3005 µg/kg dw	Hale et al. 2002
Sewage sludge	Southern Ontario	1700–3500 µg/kg dw	Kolic et al. 2004

dw = dry weight; OC = organic carbon

Table 5. Measured concentrations of PBDEs in North American biota

Organism	Location; year	Total PBDEs	Reference
Dungeness crab hepatopancreas	West coast, Canada; 1993–1995	4.2–480 µg/kg lipid	Ikonomou et al. 2002b
Mountain whitefish (muscle)	Columbia River, British Columbia; 1992–2000	0.726–131 µg/kg ww	Rayne et al. 2003a
Heron egg	British Columbia; 1983–2000	1.308–288 µg/kg ww	Wakeford et al. 2002
Murre egg	Northern Canada; 1975–1998	0.442–2.93 µg/kg ww	
Fulmar egg	Northern Canada; 1975–1998	0.212–2.37 µg/kg ww	
Beluga whale blubber	Canadian Arctic	81.2–160 µg/kg lipid	Alaee et al. 1999
Herring gull egg	Great Lakes; 1981–2000	9.4–1544 µg/kg ww	Norstrom et al. 2002
Lake trout	Lake Ontario; 1997	95 µg/kg ww	Luross et al. 2002
	Lake Erie; 1997	27 µg/kg ww	
	Lake Superior; 1997	56 µg/kg ww	
	Lake Huron; 1997	50 µg/kg ww	
Rainbow trout	Spokane River, Washington, USA; 1999	297 µg/kg ww	Johnson and Olson 2001
Mountain whitefish		1250 µg/kg ww	
Largescale sucker		105 µg/kg ww	
Carp	Virginia, USA; 1998–1999	1140 µg/kg ww	Hale et al. 2001

These studies indicate that PBDE levels in Canadian biota are rising, with dramatic increases in tissue concentrations evident over the last two decades. The highest levels in biota are associated with industrialized regions; however, the increasing incidence of PBDEs in Arctic biota provides evidence for long-range atmospheric transport of these compounds (Stern and Ikonomou 2000). Although tetraBDE predominates in wildlife, there are recent indications of a shift in tissue congener

profiles. Ikonomou et al. (2002a) determined that over the period 1981–2000, penta- and hexaBDE levels in the blubber of Arctic ringed seals increased at rates that were roughly equivalent and about twice that of tetraBDE.

There are indications from recent studies conducted in Europe that PBDE levels in some European biota may have peaked. Time trend analyses using Baltic guillemot (*Uria aalge*) eggs (Sellström 1996; Sellström et al. 2003) and pike (*Esox lucius*) from Lake Bolmen in Sweden (Kierkegaard et al. 2004) show a leveling off and possible decline in the concentrations of penta-like congeners beginning in the early 1990s. Any observed reduction in the concentrations of PBDEs in European biota may be a consequence of recent reductions in the production and use of commercial PeBDE throughout Europe. For further discussion of this issue, the reader should consult references such as de Wit (2002) and Law et al. (2003).

An analysis of archived herring gull eggs (sampled in 1981, 1983, 1987, 1988, 1989, 1990, 1992, 1993, 1996, 1998, 1999 and 2000) enabled Norstrom et al. (2002) to establish temporal trends in PBDE concentrations between 1981- 2000. At Lake Michigan, Lake Huron and Lake Ontario sites, concentrations of total tetra- and pentaBDEs increased 71 to 112 fold over the 1981 to 2000 period (from 4.7 to 400.5 µg/kg ww at Lake Ontario; from 8.3 to 927.3 µg/kg ww at Lake Michigan; from 7.6 to 541.5 µg/kg ww at Lake Huron). These increases were found to be exponential at all three locations. Overall, the total PBDEs ranged from a low of 9.4 µg/kg ww in Lake Ontario to a high of 1544 µg/kg ww Lake Michigan in 1998. These increases were largely due to the tetra- and pentaBDE congeners, but hexa- and heptaBDEs also increased during this period.

Recent studies conducted in Europe provide evidence for the presence of decaBDE in biota. DecaBDE was detected in 18 of 21 analyzed eggs of peregrine falcons, *Falco peregrinus*, from Sweden, at concentrations from 28 to 430 µg/kg lipid (Lindberg et al. 2004). De Boer et al. (2004) conducted sampling to determine the occurrence of decaBDE in liver, muscle tissue and eggs of high trophic level bird species from the United Kingdom and The Netherlands. In total, 124 samples from 13 different species were analyzed. In addition, 10 peregrine falcon egg samples from the Swedish study by Lindberg et al. (2004) were re-analyzed. DecaBDE was detected in 10 of 28 liver samples (range < 1.5 to 181 µg/kg lipid weight), 14 of 28 muscle samples (range < 4.2 to 563 µg/kg lipid weight) and 25 of 68 eggs (range < 1.8 to 412 µg/kg lipid weight). Concentrations in the Swedish peregrine falcon eggs re-analyzed in the study were all within 30% of those originally determined by Lindberg et al. (2004). Highest concentrations of decaBDE were measured in muscle tissue samples collected from United Kingdom heron and peregrine falcon, and eggs from Swedish peregrine falcon.

Empirical and predicted data indicate that all PBDEs subject to this ecological screening assessment are highly persistent, and each satisfies the requirements for persistence as defined by the Persistence and Bioaccumulation Regulations under CEPA 1999 (see Table 6). Tetra- to decaBDEs are predicted by AOPWIN (v1.90) to have air degradation half-lives which exceed 2 days (i.e., ranging from 7.14 to 317.53 days). Further, tetra-, penta-, hexa-, hepta- and decaBDEs have been measured in the Arctic environment in spite of their very low vapour pressures, providing evidence that they are subject to long-range atmospheric transport. It has been shown that BDE 47 and DBDE are not subject to statistically significant anaerobic biodegradation over a period of 32 weeks. Neither PeBDE, OBDE nor DBDE are readily biodegradable based on short-term studies conducted under aerobic conditions

using an activated sludge inoculum. However, decaBDE is susceptible to some biodegradation under certain anaerobic conditions using sludge inoculum as described by Gerecke et al. (2005). Tetra- to decaBDEs are predicted by BIOWIN (v.4.00) to be recalcitrant with respect to biodegradation. It is reasonable to conclude that all PBDEs subject to this assessment meet the criteria for persistence as defined by CEPA 1999 based on known empirical and predicted data, as well as structural similarities.

Table 6. Persistence and bioaccumulation criteria as defined in CEPA 1999 Persistence and Bioaccumulation Regulations (Environment Canada 2000)

Persistence <sup>a</sup>		Bioaccumulation <sup>b</sup>
Medium	Half-life	
Air	≥2 days or is subject to atmospheric transport from its source to a remote area	BAF ≥ 5000
Water	≥182 days (≥6 months)	BCF ≥ 5000
Sediment	≥365 days (≥12 months)	log K <sub>ow</sub> ≥ 5
Soil	≥182 days (≥6 months)	

<sup>a</sup> A substance is persistent when at least one criterion is met in any one medium.

<sup>b</sup> When the bioaccumulation factor (BAF) of a substance cannot be determined in accordance with generally recognized methods, then the bioconcentration factor (BCF) of a substance will be considered; however, if neither its BAF nor its BCF can be determined with recognized methods, then the log K<sub>ow</sub> will be considered.

Although all PBDEs subject to this assessment are considered to be persistent, evidence shows that PBDEs are susceptible to some degree of abiotic and biotic transformation under certain laboratory conditions.

The predominant phototransformation pathway for decaBDE in organic solvents appears to be reductive debromination, with nona- to triBDEs and polybrominated dibenzofurans (PBDFs) identified as possible phototransformation products (e.g., Norris et al. 1973, 1974; Watanabe and Tatsukawa 1987; Eriksson et al. 2001; Palm et al. 2003; Herrmann et al. 2003; Hua et al. 2003; Peterman et al. 2003). Researchers also report the formation of other as yet unidentified photodegradation products. The relevance of these studies, which disperse PBDEs in organic solvents such as hexane and octanol, to conditions existing in the environment is still uncertain.

Studies using more environmentally relevant media have also been conducted. Söderström et al. (2004) undertook photodegradation studies in which DBDE (exact composition not provided, but contained traces of octa- and nonaBDEs) was dissolved in toluene and then applied as a thin layer to silica gel, sand, soil or sediment substrates. The toluene solvent was evaporated off in the dark prior to exposure of the substrates to ultraviolet (UV) light or natural sunlight. Prior to light exposure, a small amount of water was added to the sediment in order to more closely emulate natural conditions. DBDE applied to silica gel decayed quickly under artificial and natural lighting, with an estimated half life of less than 15 min. The half-life of DBDE on sand was 12 and 13 h under UV and natural sunlight, respectively, while that of DBDE on sediment was 40-60 and 30 h under UV and sunlight, respectively. Overall, decay proceeded slowest with DBDE on soil exposed to UV light, with a half-life of 150-200 hours. The researchers concluded from their experiments that the photodegradation of decaBDE, at least initially, seems to follow a stepwise debromination process. They noted that as decaBDE disappeared, lower brominated DEs (nona- to hexaBDEs) were formed, but that after the

maximum occurrence of hexaBDEs, only minor amounts of lesser brominated DEs (tetra- and pentaBDEs) were formed, resulting in a discontinued mass balance. This suggested that other unknown compounds were also being formed, but that these were lost during the sample clean-up. In addition to the identified PBDEs, tetra- and pentaBDFs were also detected as transformation products of DBDE adsorbed to sand, sediment and soil.

Jafvert and Hua (2001) conducted photodegradation studies of DBDE adsorbed to solid matrices (sand and quartz surfaces) with water and/or humic acid and irradiated with natural or artificial sunlight. Their studies showed that some photodegradation of DBDE occurred under natural or artificial sunlight (over time periods up to 240 h loss of decaBDE varied up to 71%). Although Jafvert and Hua (2001) did not conclude that lower brominated DEs were produced, the European Communities (2002), based on their review of the decaBDE humic acid coated sand exposure, noted that there were indications that lower brominated DEs (particularly hexaBDE) were formed. Palm et al. (2003) irradiated decaBDE adsorbed onto silicon dioxide in aqueous suspension with artificial sunlight. They also found that approximately 50% of the initial decaBDE concentration was lost after about 360 min. Details regarding the degradation products were not provided; however, Palm et al. (2004) notes that PBDFs were confirmed as short-lived trace intermediates.

Keum and Li (2005) investigated the debromination of PBDEs (including decaBDE) in contact with the reducing agents, zerovalent iron, iron sulphide and sodium sulphide. In the experiments with zerovalent iron, decaBDE was rapidly transformed to lower BDEs. Approximately 90% of the parent was converted to mono- to hexaBDEs after 40 d. During the initial reaction period (up to 5 d), BDE 209 was predominantly transformed into hexa- and heptaBDEs, but tetra and pentaBDEs were predominant after 14 d. The results demonstrated that decaBDE undergoes reductive debromination in the presence of zerovalent iron. The experiments with sodium sulphide also showed transformation of decaBDE to lower brominated DEs, but the rate was slower than that determined in the presence of zerovalent iron. A similar profile of transformation products was found to that determined in the experiment with zerovalent iron. Experiments were also conducted with BDEs 28, 47, 66 and 100 in the presence of zerovalent iron. These also showed that debromination had occurred but that the rate of reaction decreased with a decreasing number of bromines. Although the conditions of this study are not directly related to those common in the natural environment, it is possible that similar reactions maybe taking place in the environment (United Kingdom 2005).

Gerecke et al. (2005) conducted experiments to determine the rates of degradation of decaBDE and nonaBDEs under anaerobic conditions conducted in the dark at 37 °C using sewage sludge as inoculum. The researchers found that BDE 209 decreased by 30% within 238 d in experiments with primers added (i.e., 4-bromobenzoic acid, 2,6-dibromobiphenyl, tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecane) and this corresponded to a pseudo-first-order degradation rate constant of  $1 \times 10^{-3} \text{ d}^{-1}$ , statistically significant at the 95% confidence level. The sample with decaBDE was observed to form two nonaBDE and six octaBDE congeners. The rate of decaBDE decay without primers added was about one-half that of the experiments with primers. The study demonstrated that the debromination of decaBDE proceeded most readily by the loss of bromine from the para- and meta-positions. The United Kingdom (2005) notes that the conditions in themselves are not representative of sewage sludge treatment processes, or those typical in the natural environment. However, such conditions could occur in landfill sites which are anaerobic, methanogenic and have

high temperatures. The study provides evidence that decaBDE could be susceptible to some level of slow degradation under conditions of anaerobic biodegradation.

PBDE congener patterns found in the environment are sometimes reported to resemble those of the PeBDE and OBDE commercial products, leading some researchers (e.g., Song et al. 2004) to propose that these products are the primary sources of PBDEs into the environment. Rayne and Ikononou (2002) placed semipermeable membrane devices (SPMD) in the Fraser River, BC and analyzed the resultant SPMD samples for 36 PBDEs (mono- to hexa- congeners). They found that the congener patterns observed in the SPMD samples differed significantly from those of the commercial PeBDE and OBDE mixtures. They then applied modeling and calculation procedures and found that the reconstructed congener patterns more closely approximated those of the technical mixtures. These analyses lead the researchers to suggest that the PBDEs present in the region arose primarily from PeBDE and OBDE mixtures..

Söderström et al. (2004) also concluded that the lower brominated DEs (e.g., BDE 47, 154 and 183) found in the environment probably originate mainly as emissions from the commercial PeBDE and OBDE mixtures rather than DBDE phototransformation. In their studies they note that the most commonly found PBDEs in environmental samples (BDE 47, 99 and 100) were only formed to a very minor degree during their photolysis studies. However, it should be noted that most monitoring studies to date have only investigated PBDEs for which standards are available. These PBDEs are also the main components of the commercial products. As a result, one can expect that the results reported for environmental samples would predominantly be for PBDEs present in the commercial products. Analytical standards are not available for all congeners, and thus, it may be that studies conducted to date have not investigated all congeners present in environmental samples, including those occurring as photodegradation products of decaBDE.

Studies have shown the transformation of higher brominated PBDEs (e.g., hepta- to decaBDEs) to lower brominated congeners (e.g., tetra- to hexaBDEs), which are associated with high levels of bioaccumulation. A dietary exposure study has shown that congeners of heptaBDE and pentaBDE rapidly biotransform in the gut of carp (*Cyprinus carpio*), and at least 10–12% is debrominated to congeners of hexaBDE and tetraBDE, respectively (Stapleton et al. 2004b,c; Stapleton and Baker 2003). These transformation products then accumulate in the tissues of the carp. Carp have also demonstrated a limited ability to biotransform decaBDE when exposed via food, producing various penta- to octaBDE congeners. In a study described by Stapleton et al. (2004a) and Stapleton and Baker (2003), approximately 0.4% of consumed decaBDE was shown to biotransform in carp to form penta- to octaBDEs. The researchers note that while this amount may appear insignificant, high concentrations of decaBDE reported in river sediment and land-applied sludge could lead to appreciable accumulation in organisms exposed to such material (Stapleton et al. 2004a).

While conditions of laboratory experiments showing that decaBDE will transform to lesser brominated DEs are not completely representative of those in the natural environment or sewage treatment facilities, they indicate that some degree of transformation cannot be ruled out. Globally, DBDE has become the most used technical PBDE product (see Table 1). There is a weight of evidence suggesting that highly brominated PBDEs such as decaBDE are precursors of the more toxic, bioaccumulative and persistent lower brominated PBDEs. While the degree to which this

phenomenon adds to the overall risk presented to organisms from formation of the more toxic and persistent tetra- to hexaBDE congeners is not known, there is sufficient evidence to warrant concern.

Measured data indicate that tetra-, penta- and hexaBDE are highly bioaccumulative, with bioconcentration factors (BCFs) exceeding 5000 for aquatic species; thus, they satisfy the criteria for bioaccumulation as described in the CEPA 1999 Persistence and Bioaccumulation Regulations (see Table 6). A BCF of about 27 400 L/kg for PeBDE was reported by European Communities (2001), based on a recalculation of data contained in a study by CITI (1982), in which carp were exposed for 8 weeks to PeBDE at 10 or 100 µg/L. This BCF for the commercial product was driven by a high BCF calculated for the tetraBDE component. The recalculated BCFs for the various components were 66 700 L/kg for tetraBDE, 17 700 and 1440 L/kg for separate pentaBDE congeners (identities not provided) and 5640 and 2580 L/kg for separate hexaBDE congeners (identities not provided). A bioaccumulation factor (BAF) of  $1.4 \times 10^6$  was reported for PeBDE in blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed for 44 days (Gustafsson et al. 1999). The same study reported BCFs of  $1.3 \times 10^6$  for tetraBDE and  $2.2 \times 10^5$  for hexaBDE in these organisms. High rates of accumulation in biota are supported by high log  $K_{ow}$  values for PBDEs and reports of biomagnification of tetraBDE and pentaBDE in aquatic food chains (e.g., Alae and Wenning 2002; de Wit 2002).

Key studies of toxicity to organisms in different environmental media are presented in Table 7. Since testing is frequently carried out using commercial mixtures, effects must frequently be best considered in relation to the total exposures to all congeners involved (see below).

### **Risk Characterization**

The approach taken in this ecological screening assessment was to examine various supporting information and develop conclusions based on a weight of evidence approach as required under Section 76.1 of CEPA 1999. Particular consideration was given to risk quotient analyses and persistence, bioaccumulation, chemical transformation and trends in environmental concentrations.

This assessment has used data corresponding to commercial products, individual congeners and homologues/isomer groups. The presentation of data and the risk quotient analyses have been structured around the PBDE commercial products since a great deal of empirical data which are central to this assessment (e.g., relevant to environmental toxicity) have been determined using the commercial products. Nonetheless, the risk analysis and scientific evidence presented in this report relate to all congeners found in the commercial products, PeBDE, OBDE and DBDE.

The risk determined for each commercial product is a result of the combined activity of the various co-occurring PBDEs, adding complexity to the interpretation of the results. Due to these reasons, their common chemical structure, and due to issues relating to their chemical transformation, PeBDE, OBDE, DBDE and their brominated constituents are assessed as a group.

Risk quotient analyses, integrating known or potential exposures with known or potential adverse environmental effects, were performed for each of the commercial PBDE products subject to this



assessment. An analysis of exposure pathways and subsequent identification of sensitive receptors were used to select ecological assessment endpoints (e.g., adverse reproductive effects on sensitive fish species in a community). For each endpoint, a conservative Estimated Exposure Value (EEV) was selected based on empirical data from monitoring studies. Where monitoring data were not available, the EEVs were based on simple calculation procedures taking into account some degree of local environmental conditions, but largely relying on generic environmental parameters. Chemical concentrations from the Canadian and North American environment were used preferentially for EEVs; however, data from other regions in the world were used in the absence of sufficient Canadian data of satisfactory quality or to provide a weight of evidence. EEVs usually represented worse-case scenarios, as an indication of the potential for these substances to reach concentrations of concern and to identify areas where those concerns would be most likely.

An Estimated No-Effects Value (ENEV) was also determined by dividing a Critical Toxicity Value (CTV) by an application factor. CTVs typically represented the lowest ecotoxicity value from an available and acceptable data set. Preference was generally for chronic toxicity data, as long-term exposure was a concern. Where these data were not available, the following were used in order of preference: acute data, analogue data, quantitative structure–activity relationship (QSAR) data and data derived from equilibrium partitioning methods.

Application factors were derived using a multiplicative approach, which uses 10-fold factors to account for various sources of uncertainty associated with making extrapolations and inferences related to the following: intra- and interspecies variations; differently sensitive biological endpoints; laboratory-to-field impact extrapolation required to extrapolate from single-species tests to ecosystems; and potential effects from concurrent presence of other substances. For substances that meet the persistence and bioaccumulation criteria as outlined in the CEPA 1999 Regulations (see Table 6), an additional application factor of 10 is applied to the CTV.

Risk quotients derived for PBDEs are summarized in Table 8. Exposure data used as EEVs can be found in Tables 4 and 5 or are summarized in the notes to Table 8. Toxicity data used to determine CTVs and ENEVs are summarized in Table 7.

The risk quotient analysis indicates that the greatest potential for risk from PBDEs in the Canadian environment is due to the secondary poisoning of wildlife from the consumption of prey containing elevated PeBDE and OBDE congener concentrations. Elevated concentrations of components of PeBDE in sediments may present risk to benthic organisms. HexaBDE is a component of both PeBDE and OBDE and could be a product of heptaBDE, octaBDE, nonaBDE or decaBDE transformation. Therefore, risk associated with components of PeBDE may be due to the use of OBDE or debromination of highly brominated PBDEs, in addition to the use of PeBDE itself. The risk analysis for soil organisms indicates that risk quotients were below 1 for PeBDE, OBDE and DBDE; however, the lack of data characterizing PBDE concentrations in soil and sewage sludge applied to soil indicates the need for further research. PeBDE, OBDE and DBDE would present low potential for risk as a result of direct toxicity to pelagic organisms due to their very low water solubility. In the water column, risk associated with components of PeBDE and OBDE (tetra-, penta- and hexaBDE congeners) may be due to bioaccumulation and toxicity to secondary consumers.

There is a lack of data characterizing the toxicity of PBDEs to wildlife. Recent studies using rodents provide evidence that exposure to PBDEs may lead to behavioural disturbances, disruptions in normal thyroid hormone activity and liver effects (e.g., Eriksson et al. 2002, Zhou et al. 2001 and 2002, Great Lakes Chemical Corporation 1984). The relationship of these studies to potential effects from accumulation in the wild is not clear at this time.

There are a variety of data indicating that all PBDE congeners subject to this assessment are highly persistent and each satisfies the requirements for persistence as defined by CEPA 1999 Persistence and Bioaccumulation Regulations.

Although uncertainty regarding the possible transformation products of decaBDE exists, there is sufficient evidence to conclude that some level of decaBDE phototransformation likely occurs in the environment and that lower brominated PBDEs are being formed during this process. These products are likely to be more bioaccumulative than the parent compound and could be considered persistent and may be directly toxic to organisms. There is limited information available on the relative rates of lower BDE formation, and the rates by which these products subsequently degrade in the environment. In addition, results from some studies suggest that other as yet unidentified products are also being formed as well as PBDFs. It is expected that decaBDE in the environment would mainly sequester into sediment or soil and this could limit the amount available for photodegradation, but it could make some amount available for transformation via other processes such as anaerobic biodegradation or reaction with reducing agents. Overall, it is very difficult to determine the extent to which the transformation of decaBDE in the environment may contribute to the potential accumulation of lower BDEs and other products. Nevertheless, it is reasonable to consider that various transformation processes could contribute to the formation of at least some amount of lower brominated PBDEs and PBDFs. Future monitoring would help to clarify whether and the degree to which decaBDE transformation contributes to the overall risk presented by the lower brominated DEs such as tetra- to hexaBDEs.

DBDE has become the prevalent commercial PBDE product used in North America and the world. In North America and Europe, it is often found in concentrations which exceed those of other PBDEs in sewage sludge and sediments. Concentrations of DBDE are now exceeding mg/kg dw levels in North American sewage sludge. High accumulation of DBDE in the environment and evidence of debromination has led researchers to note that even slight and very long term degradation to lower brominated diphenyl ethers over periods spanning several decades could have serious ecological consequences. Thus, while current concentrations measured in the environment for homologues found in commercial DBDE do not appear to exceed known effect thresholds, their overall persistence and potential transformation to bioaccumulative forms, and observed commercial and environmental trends, indicate environmental concerns.

Measured data indicate that tetra-, penta- and hexaBDE are highly bioaccumulative and satisfy the criteria for bioaccumulation in the CEPA 1999 regulations. Concentrations of PBDEs in herring gull eggs have increased exponentially between 1981 and 2000 at Lake Ontario, Huron and Michigan sampling sites. Concentrations of PBDEs (predominantly tetra- and pentaBDE congeners) have also increased exponentially between 1981 and 2000 in Arctic male ringed seals.

Pyrolysis and extreme heating can cause all PBDEs to form brominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (European Communities 2001, 2002, 2003). These transformation products are considered brominated analogues of the TSMP Track 1 polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans.

The PBDEs subject to this assessment have low vapour pressures and low Henry's Law constants (see Table 2) and are not expected to partition significantly into the atmosphere. As such, they are considered to present a negligible risk with respect to atmospheric processes such as global warming, stratospheric ozone depletion and ground-level ozone formation; however, they do reside in the atmosphere adsorbed to suspended particulates and can be transported over long distances.

### **Conclusion for the Environment**

It is therefore concluded that tetraBDE, pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE, octaBDE, nonaBDE and decaBDE, which are found in commercial PeBDE, OBDE and DBDE, are entering the environment in a quantity or concentration or under conditions that have or may have an immediate or long-term harmful effect on the environment or its biological diversity and thus meets the criteria under Paragraph 64(a) of CEPA 1999. Based on considerations of potential contribution to atmospheric processes, it is concluded that PBDEs are not entering the environment in a quantity or concentration or under conditions that constitute or may constitute a danger to the environment on which life depends, and thus do not meet the criteria under Paragraph 64(b) of CEPA 1999.

The available data regarding persistence and bioaccumulation of tetraBDE, pentaBDE and hexaBDE indicate that they satisfy the criteria outlined in the Persistence and Bioaccumulation Regulations of CEPA 1999. Their presence in the environment results primarily from human activity, and they are not naturally occurring radionuclides or naturally occurring inorganic substances.

## References

- ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001a. Decabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Final report. Project No. 439A-113, Wildlife International, Ltd., February.
- ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001b. Decabromodiphenyl ether: A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment with 5% total organic carbon. Final report. Project No. 439A-114, Wildlife International, Ltd., February.
- ACCBFRIP (American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel). 2001c. Effect of decabromodiphenyl oxide (DBDPO) on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Final report. Study No. 465440, ABC Laboratories, Inc., December.
- Alaee, M. and R.J. Wenning. 2002. The significance of brominated flame retardants in the environment: current understanding, issues and challenges. *Chemosphere* 46: 579–582.
- Alaee, M., J. Luross, D.B. Sergeant, D.C.G. Muir, D.M. Whittle and K. Solomon. 1999. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compd.* 40: 347–350 [cited in Peltola and Ylä-Mononen 2001].
- Alaee, M., D. Sergeant, J. Luross and C. Cannon. 2000. Determination of brominated flame retardants in environmental matrices. Poster, 48th American Society for Mass Spectrometry Conference on Mass Spectrometry and Allied Topics, Long Beach, CA, June 11–15.
- Allchin, C.R., R.J. Law and S. Morris. 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environ. Pollut.* 105: 195–207.
- Bonnell Environmental Consulting. 2001. Conducting the multi-media exposure assessment of new substances in Canada. Report submitted to New Substances Division, Environment Canada, Hull, Quebec.
- Breslin, W.J., H.D. Kirk and M.A. Zimmer. 1989. Teratogenic evaluation of a polybromodiphenyl oxide mixture in New Zealand White rabbits following oral exposure. *Fundam. Appl. Toxicol.* 12: 151–157.
- BSEF (Bromine Science and Environmental Forum). 2003. Major brominated flame retardants volume estimates. BSEF, Brussels.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). 1998. Protocol for the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of wildlife that consume aquatic biota. CCME, Winnipeg [reprinted in CCME. 1999. Canadian environmental quality guidelines. Chapter 8. CCME, Winnipeg].

CITI (Chemicals Inspection and Testing Institute). 1982. The bioaccumulation of compound S512 by carp. Chemical Biotesting Center, CITI, Tokyo.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997a. Octabromobiphenyl oxide (OBDPO): Determination of the vapour pressure using a spinning rotor gauge. Project No. 439C-114, Wildlife International, Ltd., July 31.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997b. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): Determination of the water solubility. Project No. 439C-110, Wildlife International, Ltd., June 13.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997c. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Project No. 439C-112, Wildlife International, Ltd., July 23.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997d. Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Final report. Project No. 439A-104, Wildlife International, Ltd., May.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997e. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of the vapor pressure using a spinning rotor gauge. Project No. 439C-115, Wildlife International, Ltd., July 31.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997f. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of water solubility. Project No. 439C-102, Wildlife International, Ltd., June.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1997g. Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Project No. 439C-101, Wildlife International, Ltd., June 16.

CMABFRIP (Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel). 1998. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Project No. 439A-109, Wildlife International, Ltd., September.

de Boer, J., H.A. Leslie, P.E.G. Leonards, P. Bersuder, S. Morris and C.R. Allchin. 2004. Screening and time trend study of decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in birds. Abstract. The 3rd International Workshop on Brominated Flame Retardants (BFR 2004). Toronto, Canada, June 6-9, 2004. pp.125-128.

de Wit, C. 2002. An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46: 583–624.

de Wit, C. 2003. Personal communication with J.P. Pasternak, Commercial Chemicals Division, Environment Canada, Vancouver, B.C. Institute of Applied Environmental Research (ITM), Stockholm University, Stockholm, Sweden, July 2003.

Dodder, N.G., B. Strandberg and R.A. Hites. 2002. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States. *Environ. Sci. Technol.* 36: 146–151.

Dugani, C. and F. Wania. 2002. Estimating the long range transport potential of polybrominated diphenyl ethers. 4<sup>th</sup> Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment. June 17-18, 2002. Canada Centre for Inland Waters, 867 Lakeshore Road, Burlington, Ontario. P. 55-58.

Environment Agency. 1997. Report on the monitoring of brominated flame retardants in the environment. The Environment Agency, Bath, UK [cited in European Communities 2001].

Environment Canada. 2000. Persistence and Bioaccumulation Regulations. *Canada Gazette Part II* 134(7): 607-612, 29 March 2000.

Environment Canada. 2003. Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Brominated Flame Retardant (BFR) Report of Section 71 (CEPA, 1999) Notice with Respect to Certain Substances on the Domestic Substances List (DSL). Existing Substances Branch, Environment Canada. June 2003 (Version 2.0).

Eriksson, J., E. Jakobsson, G. Marsh and Å. Bergman. 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., H. Viberg, E. Jakobsson, U. Örn and A. Fredriksson. 2002. A brominated flame retardant, 2,2,4,4,5-pentabromodiphenyl ether: Uptake, retention, and induction of neurobehavioral alterations in mice during a critical phase of neonatal brain development. *Toxicol. Sci.* 67: 98–103.

European Communities. 1994. Technical Guidance Document, Part I-V, ISBN 92-827-801 [1234], as described in EC Regulation 1488/94 O.J. No L 161, 29/06/1994. pp. 0003–0011.

European Communities. 2001. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). CAS No.: 32534-81-9. EINECS No.: 251-084-2. Risk assessment. Final report, August 2000. United Kingdom on behalf of the European Union.

European Communities. 2002. European Union risk assessment report. Bis(pentabromophenyl) ether. CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Risk assessment. Final report, 2002. France and United Kingdom on behalf of the European Union.

European Communities. 2003. European Union risk assessment report. Diphenyl ether, octabromo derivative. CAS No.: 32536-52-0. EINECS No.: 251-087-9. Risk assessment. Final report, 2003. France and United Kingdom on behalf of the European Union.

Gerecke, A.C., P.C. Hartmann, N.V. Heeb, H.-P. E. Kohler, W. Giger, P. Schmid, M. Zennegg and M. Kohler. 2005. Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether. *Environ. Sci. Technol.* 39(4): 1078-1083.

Gouin, T. and T. Harner. 2003. Modelling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers. *Environment International* 29(6): 717 – 724.

Gouin, T. and D. Mackay. 2002. Modelling the long-range transport potential of PBDEs. 4<sup>th</sup> Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment. June 17-18, 2002. Canada Centre for Inland Waters, 867 Lakeshore Road, Burlington, Ontario. P. 59-62.

Gouin, T., G.O. Thomas, I. Cousins, J. Barber, D. Mackay and K.C. Jones. 2002. Air-surface exchange of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls. *Environ. Sci. Technol.* 36(7): 1426–1434.

Great Lakes Chemical Corporation. 1984. 90-day dietary study in rats with pentabromodiphenyl oxide (DE-71). Final report. Project No. WIL-12011, WIL Research Laboratories, Inc.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000a. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A prolonged sediment toxicity test with *Lumbriculus variegatus* using spiked sediment. Project No. 298A-109, Wildlife International, Ltd., April.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000b. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of six species of plants. Final report. Project No. 298-102, Wildlife International, Ltd., April.

Great Lakes Chemical Corporation. 2000c. Analytical method verification for the determination of pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO) in soil to support an acute toxicity study with the earthworm. Final report. Project No. 298C-117, Wildlife International, Ltd., February.

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. Project No. 298A-112, Wildlife International, Ltd., February.

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. Project No. 298A-113, Wildlife International, Ltd., February.

Great Lakes Chemical Corporation. 2001c. Effect of octabromodiphenyl oxide on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Study No. 46419, ABC Laboratories, Inc., December.

Great Lakes Chemical Corporation. 2005. Great Lakes Chemical Corporation Completes Phase-Out of Two Flame Retardants. Press Release. January 18, 2005 ([www.e1.greatlakes.com/corp/common/jsp/index.jsp](http://www.e1.greatlakes.com/corp/common/jsp/index.jsp)).

Gustafsson, K., M. Björk, S. Burreau and M. Gilek. 1999. Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers) in blue mussel (*Mytilus edulis*). *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1218–1224.

Hale, R.C., M.J. La Guardia, E.P. Harvey, T.M. Mainor, W.H. Duff and M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in Virginia freshwater fishes (USA). *Environ. Sci. Technol.* 35(23): 4585-4591.

Hale, R.C., M.J. La Guardia, E. Harvey and T.M. Mainor. 2002. Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the U.S. environment. *Chemosphere* 46: 729–735.

Hale, R.C., M. Alaei, J.B. Manchester-Neesvig, H.M. Stapleton, and M.G. Ikononou. 2003. Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants in the North American environment. *Environment International* 29: 771-779.

Harner, T., M. Ikononou, M. Shoeib, G. Stern and M. Diamond. 2002. Passive air sampling results for polybrominated diphenyl ethers along an urban–rural transect. 4th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, June 17–18, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. pp. 51–54.

Harner, T. and M. Shoeib. 2002. Measurements of octanol-air partition coefficients ( $K_{OA}$ ) for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Predicting partitioning in the environment. *J. Chem. Eng. Data* 47: 228-232.

Herrmann, T., B. Schilling and O. Papke. 2003. Photolysis of PBDEs in solvents by exposure to sunlight in a routine laboratory. *Organohalogen Compd.* 63: 367–364.

Hua, I., N. Kang, C.T. Jafvert and J.R. Fábrega-Duque. 2003. Heterogeneous photochemical reactions of decabromodiphenyl ether. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(4): 798–804.

ICL Industrial Products. 2005. Termination of the production and sales of FR-1208 (Octabromodiphenyl oxide). Press Release. February 2, 2005. (<http://www.iclfr.com>)

Ikononou, M.G., M. Fischer, T. He, R.F. Addison and T. Smith. 2000. Congener patterns, spatial and temporal trends of polybrominated diphenyl ethers in biota samples from the Canadian west coast and the Northwest Territories. *Organohalogen Compounds* 47:77-80.

Ikononou, M.G., S. Rayne and R.F. Addison. 2002a. Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 36: 1886–1892.



Ikonomou, M.G., S. Rayne, M. Fischer, M.P. Fernandez and W. Cretney. 2002b. Occurrence and congener profiles of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental samples from coastal British Columbia, Canada. *Chemosphere* 46: 649–663.

Jafvert, C. and I. Hua. 2001. Photochemical reactions of decabromodiphenyl oxide and 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl oxide. Final report submitted to American Chemistry Council, Brominated Flame Retardant Industry Panel (BFRIP). School of Engineering, Purdue University. West Lafayette IN. August 6, 2001. 56 pp.

Johnson, A. and N. Olson. 2001. Analysis and occurrence of polybrominated diphenyl ethers in Washington State freshwater fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 339–344.

Johnson A. 2003. Personal telephone communication with John Pasternak, Commercial Chemicals Division, Environment Canada, Vancouver, B.C. Washington State Department of Ecology, Environmental Assessment Program, 300 Desmond Drive, Olympia, Washington 98504-7710, 9 September 2003.

Keum, Y.-S. and Q.X. Li. 2005. Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by zerovalent iron. *Environ. Sci. Technol.* 39(7): 2280-2286.

Kierkegaard, A., A. Bignert, U. Sellström, M. Olsson, L. Asplund, B. Jansson and C.A. de Wit. 2004. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and their methoxylated derivatives in fish from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967–2000. *Environ. Pollut.* 130: 187-198.

Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, M. Payne and M. Alae. 2003. Investigation of brominated diphenyl ethers in various land applied materials. Abstract. 5<sup>th</sup> Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, August 22-23, 2003. Boston, MA.

Kolic, T.M., K.A. MacPherson, E.J. Reiner, T. Ho, S. Kleywegt, A. Dove and C. Marvin. 2004. Brominated diphenyl ether levels: a comparison of tributary sediments versus biosolid material. *Organohalogen Compounds* 66: 3830-3835.

La Guardia, M.J., R.C. Hale, E. Harvey, T.M. Mainor and M.O. Gaylor. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in land-applied sewage sludge (biosolids). Poster presented at the 22nd Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, November.

Law, R.J., C.R. Allchin, S. Morris and J. Reed. 1996. Analysis of brominated flame retardants in environmental samples. DFR No. C956H108, Directorate of Fisheries Research, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Burnham-on-Crouch, UK [cited in European Communities 2002].

Law, R.J., M. Alae, C.R. Allchin, J.P. Boon, M. Lebeuf, P. Lepom and G.A. Stern. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and other brominated flame retardants in wildlife. *Environ. Int.* 29: 757–770.

- Lebeuf, M., K. Love and S. Trottier. 2001. Polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucus*) from the St. Lawrence Estuary, Canada: levels and temporal trends. Abstracts of the 2nd International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001, May 14–16, Stockholm University. pp. 305–308.
- Lindberg, P., U. Sellström, L. Häggberg and C.A. de Wit. 2004. Higher brominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 34(1): 93 - 96..
- Luckey, F.J., B. Fowler and S. Litten. 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, 50 Wolf Road, Albany, NY 12233-3508.
- Luross, J.M., M. Alaei, D.B. Sergeant, C.M. Cannon, D.M. Whittle, K.R. Solomon and D.C.G. Muir. 2002. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere* 46: 665–672.
- MacGregor, J.A. and W.B. Nixon. 1997. Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): Determination of n-octanol/water partition coefficient. Project No. 439C-108, Wildlife International, Ltd., September [cited in European Communities 2001].
- Muir, D., C. Teixeira, M. Chigak, F. Yang, I. D'Sa, C. Cannon, G. Pacepavicius and M. Alaei. 2003. Current deposition and historical profiles of decabromodiphenyl ether in sediment cores. *Dioxin 2003*, 23rd International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs. *Organohalogen Compd.* 61: 77–80.
- Norris, J.M., J.W. Ehrmantraut, C.L. Gibbons, R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, W.B. Crummett, P.J. Gehring, J.B. Tirsell and J.S. Brosier. 1973. Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical. *Appl. Polym. Symp.* 22: 195–219.
- Norris, J.M., J.W. Ehrmantraut, C.L. Gibbons, R.J. Kociba, B.A. Schwetz, J.Q. Rose, C.G. Humiston, G.L. Jewett, W.B. Crummett, P.J. Gehring, J.B. Tirsell and J.S. Brosier. 1974. Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical. *J. Fire Flamm. Combust. Toxicol.* 1: 52–77.
- Norstrom, R.J., M. Simon, J. Moisey, B. Wakeford and D.V.C. Weseloh. 2002. Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981–2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs. *Environ. Sci. Technol.* 36(22): 4783–4789.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1994. Selected brominated flame retardants. Risk Reduction Monograph No. 3, OECD Environment Monograph Series No. 102, Paris (<http://www.oecd.org/ehs/ehsmono/#RISK>).

- Palm, A., I.T. Cousins, D. Mackay, M. Tysklind, C. Metcalfe and M. Alaee. 2002. Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution* 117: 195-213.
- Palm, W.-U., R. Kopetzky, W. Sossinka, H-U. Kruger, Q. Lin, S.T. Barcellos da Rosa and C. Zetzsch. 2003. Environmental photochemistry of decabromodiphenyl ethers in organic solvents and adsorbed on particles in air and in aqueous suspension (including a feasibility study on OH reactivities in an aerosol smog chamber facility). Report for the Bromine Science and Environmental Forum [cited in United Kingdom 2004].
- Palm, W.-U., R. Kopetzky, W. Sossinka, W. Ruck and C. Zetzsch. 2004. Photochemical reactions of brominated diphenylethers in organic solvents and adsorbed on silicon dioxide in aqueous suspension. *Organohalogen Compd.* 66: 4101-4105.
- Peltola, J. and L. Ylä-Mononen. 2001. Pentabromodiphenyl ether as a global POP. TemaNord 2000:XX, Chemicals Division, Finnish Environment Institute. 71 pp. ([http://www.unece.org/env/popsxg/pentabromodiphenyl\\_ether.pdf](http://www.unece.org/env/popsxg/pentabromodiphenyl_ether.pdf)).
- Peterman, P.H., C.E. Orazio and K.P. Feltz. 2003. Sunlight photolysis of 39 mono–hepta PBDE congeners in lipid. *Organohalogen Compd.* 63: 357–360.
- Phipps G.L., G.T. Ankley, D.A. Benoit and V.R. Mattson. 1993. Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 269–279.
- Rayne, S. and M.G. Ikonomou. 2002. Reconstructing source polybrominated diphenyl ether congener patterns from semipermeable membrane devices in the Fraser River, British Columbia, Canada: comparison to commercial mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(11): 2292-2300.
- Rayne, S., M.G. Ikonomou and B. Antcliffe. 2003a. Rapidly increasing polybrominated diphenyl ether concentrations in the Columbia River system from 1992 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 37(13): 2847–2854.
- Rayne, S., M.G. Ikonomou and M.D. Whale. 2003b. Anaerobic microbial and photochemical degradation of 4, 4'-dibromodiphenyl ether. *Water Research* 37: 551-560.
- Reiner, E.J., Ontario Ministry of the Environment, Laboratory Services Branch, Toronto, Canada. Personal communication with J. Pasternak, Environment Canada, Environmental Protection Branch, 2004.
- RPA Ltd. (Risk Policy & Analysts Limited). 2000. Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks for pentabromodiphenyl ether. March 2000. Report prepared for the UK Department of the Environment, Transport and the Regions.

Sellström, U. 1996. Polybrominated diphenyl ethers in the Swedish environment. ITM-Rapport 1996: 45, Licentiate Thesis, Institute of Applied Environmental Research, Stockholm University.

Sellström, U., P. Lindberg, L. Häggberg and C. de Wit. 2001. Higher brominated PBDEs found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. Abstracts of the 2nd International Workshop on Brominated Flame Retardants, BFR 2001, May 14–16, Stockholm University. pp. 159–162.

Sellström, U., A. Bignert, A. Kierkegaard, L. Häggberg, C.A. de Wit, M. Olsson and B. Jansson. 2003. Temporal trend studies on tetra- and pentabrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in guillemot egg from the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 37(24): 5496–5501.

She, J., M. Petreas, J. Winkler, P. Visita, M. McKinney and D. Kopec. 2002. PBDEs in the San Francisco Bay area: measurements in harbor seal blubber and human breast adipose tissue. *Chemosphere* 46: 697–707.

Sjödin, A. 2000. Occupational and dietary exposure to organohalogen substances, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers. Doctoral dissertation, Stockholm University.

Söderström, G., U. Sellström, C.A. de Wit and M. Tysklind. 2004. Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209). *Environ. Sci. Technol.* 38(1): 127–132.

Song, W., J.C. Ford, L. An, W.J. Buckley and K.J. Rockne. 2004. Polybrominated diphenyl ethers in sediments of the Great Lakes. 1. Lake Superior. *Environ. Sci. Tech.* 38(12): 3286–3293.

Stapleton, H.M. and J.E. Baker. 2001. Comparing the temporal trends, partitioning and biomagnification of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. Abstract. 3<sup>rd</sup> Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, August 23–24, 2001, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.

Stapleton, H.M. and J.E. Baker. 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, H.M., M. Alaei, R.J. Letcher and J.E. Baker. 2004a. Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 112–119.

Stapleton, H.M., R.J. Letcher and J.E. Baker. 2004b. Debromination of polybrominated diphenyl ethers BDE 99 and BDE 183 in the intestinal tract of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38: 1054–1061.

Stapleton, H.M., R.J. Letcher, J. Li and J.E. Baker. 2004c. Dietary accumulation of polybrominated diphenyl ethers by juvenile carp (*Cyprinus carpio*). *Environ Toxicol Chem.* 23: 1939–1946.

Stenzel, J.I. and B.J. Markley. 1997. Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the water solubility. Project No. 439C-109, Wildlife International, Ltd. [cited in European Communities 2001].

Stenzel, J.I. and W.B. Nixon. 1997. Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the of vapour pressure using a spinning rotor gauge. Report No: 439C-116, Wildlife International Ltd. [cited in European Communities 2001].

Stern, G.A. and M. Ikononou. 2000. Temporal trends of polybrominated biphenyl ethers in SE Baffin beluga: increasing evidence of long range atmospheric transport. *Organohalogen Compd.* 47: 81–84.

Strandberg, B., N.G. Dodder, I. Basu and R.A. Hites. 2001. Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and other organohalogen compounds in Great Lakes air. *Environ. Sci. Technol.* 35: 1078–1083.

Tittlemier, S.A., T. Halldorson, G.A. Stern and G.T. Tomy. 2002. Vapor pressures, aqueous solubilities and Henry's law constants of some brominated flame retardants. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(9): 1804-1810.

United Kingdom. 2004. Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl) ether (decabromodiphenyl ether). CAS No.: 1163-19-5. EINECS No.: 214-604-9. Final environmental draft of May 2004. United Kingdom on behalf of the European Union.

United Kingdom. 2005. Addendum to the May 2004 environmental risk assessment report of decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Draft for comment. August 2005. United Kingdom on behalf of the European Union.

U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency). 2005. Polybrominated diphenylethers (PBDEs) Significant New Use Rule (SNUR) Questions and Answers. ([www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm](http://www.epa.gov/oppt/pbde/qanda.htm)).

Wakeford, B.J., M.J. Simon, J.E. Elliott and B.M. Braune. 2002. Analysis of polybrominated diphenyl ethers (BDEs) in wildlife tissues — Canadian Wildlife Service contributions. Abstracts of the 4th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, June 17–18, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario.

Wania, F. and C.B. Dugani. 2003. Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(6): 1252 – 1261.

Watanabe I. and R. Tatsukawa. 1987. Formation of brominated dibenzofurans from the photolysis of flame retardant decabromobiphenyl ether in hexane solution by UV and sunlight. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39; 953-959.

Watanabe, I. and R. Tatsukawa. 1990. Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment. *In: Proceedings of Workshop on Brominated Aromatic Flame Retardants*, Skokloster, Sweden, 24-26 October, 1989. Swedish National Chemicals Inspectorate, KEMI, Solna, Sweden, 1990, p. 63-71.

WHO (World Health Organization). 1994. Brominated diphenyl ethers. *Environmental Health Criteria 162*, International Programme on Chemical Safety, WHO, Geneva.

Zhou, T., D.G. Ross, M.J. DeVito and K.M. Crofton. 2001. Effects of short-term *in vivo* exposure to polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormones and hepatic enzyme activities in weanling rats. *Toxicol. Sci.* 61: 76–82.

Zhou, T., M.M. Taylor, M.J. DeVito and K.M. Crofton. 2002. Developmental exposure to brominated diphenyl ethers results in thyroid hormone disruption. *Toxicol. Sci.* 66: 105–116.

Table 7. Summary of toxicity studies used in the derivation of CTVs for the risk quotient analysis of PBDEs

Species, life stage	Composition of test material	Test duration	Test concentrations	Study design	Effect level	Reference
<i>Daphnia magna</i> <24 hours old at test initiation	PeBDE: 33.7% tetraBDE 54.6% pentaBDE 11.7% hexaBDE	21 days	Nominal: 0, 1.9, 3.8, 7.5, 15 and 30 µg/L  Measured: 0, 1.4, 2.6, 5.3, 9.8 and 20 µg/L	<ul style="list-style-type: none"> <li>flow-through using well water</li> <li>20 ± 1°C, pH 7.9–8.3, DO ≥ 76% saturation, hardness 128–136 mg/L as CaCO<sub>3</sub>, alkalinity 174–176 mg/L as CaCO<sub>3</sub>, conductance 310–315 µmhos/cm</li> <li>40 animals per treatment</li> <li>GLP, protocol based on OECD 202, TSCA Title 40 and ASTM E1193-87</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>21-day LOEC (mortality/immobility) = 20 µg/L</li> <li>21-day NOEC (mortality/immobility) = 9.8 µg/L</li> <li>96-hour EC<sub>50</sub> (mortality/immobility) = 17 µg/L</li> <li>7- to 21-day EC<sub>50</sub> (mortality/immobility) = 14 µg/L</li> <li>21-day EC<sub>50</sub> (reproduction) = 14 µg/L</li> <li>21-day LOEC (growth) = 9.8 µg/L</li> <li>21-day NOEC (growth) = 5.3 µg/L</li> <li>LOEC (overall study) = 9.8 µg/L</li> <li>NOEC (overall study) = 5.3 µg/L</li> </ul>	CMABFRIP 1998
<i>Lumbriculus variegatus</i> adult	PeBDE: 0.23% triBDE 36.02% tetraBDE 55.10% pentaBDE 8.58% hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation 2000c)	28 days	Nominal: 0, 3.1, 6.3, 13, 25 and 50 mg/kg dw of sediment  Analysis of test concentrations at days 0, 7 and 28 indicated they were well maintained throughout the test. Results based on nominal concentrations.	<ul style="list-style-type: none"> <li>flow-through using filtered well water</li> <li>23 ± 2°C, pH 7.9–8.6, DO 6.0–8.2 mg/L, hardness 130 mg/L as CaCO<sub>3</sub></li> <li>artificial sediment: pH 6.6, water holding capacity 11%, mean organic matter &lt;2%, 83% sand, 11% clay, 6% silt</li> <li>80 animals per treatment</li> <li>GLP, protocol based on Phipps et al. (1993), ASTM E1706-95b and U.S. EPA OPPTS No. 850.1735</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>28-day LOEC (survival/reproduction) = 6.3 mg/kg dw of sediment</li> <li>28-day NOEC (survival/reproduction) = 3.1 mg/kg dw of sediment</li> <li>28-day EC<sub>50</sub> (survival/reproduction) &gt; 50 mg/kg dw of sediment</li> <li>growth (dry weights) not significantly different from solvent control and not concentration-dependent</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation 2000a
<i>Zea mays</i> corn	PeBDE: 0.23% triBDE 36.02% tetraBDE 55.10% pentaBDE 8.58% hexaBDE (Great Lakes Chemical Corporation 2000c)	21 days	Nominal: 0, 62.5, 125, 250, 500 and 1000 mg/kg soil dw or 0, 50.0, 100, 200, 400 and 800 mg/kg soil ww, assuming 20% soil moisture content  Analysis of test concentrations indicated they were well maintained throughout the test. Results reported based on nominal concentrations.	<ul style="list-style-type: none"> <li>artificial soil: 92% sand, 8% clay and 0% silt, pH 7.5, organic matter content 2.9%</li> <li>watering with well water using subirrigation, 14:10 light:dark photoperiod, 16.0–39.9°C, relative humidity 19–85%</li> <li>40 seeds per treatment</li> <li>GLP, protocol based on U.S. EPA OPPTS Nos. 850.4100 and 850.4225 and OECD 208 (based on 1998 proposed revision)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>no apparent treatment-related effects on seedling emergence</li> <li>21-day LC<sub>25</sub>, LC<sub>50</sub> (seedling emergence) &gt; 1000 mg/kg soil dw</li> <li>mean shoot height significantly reduced at 250, 500 and 1000 mg/kg soil dw relative to controls</li> <li>21-day EC<sub>25</sub>, EC<sub>50</sub> (mean shoot height) &gt; 1000 mg/kg soil dw</li> <li>mean shoot weight significantly reduced at 62.5, 125, 250, 500 and 1000 mg/kg soil dw relative to controls</li> <li>21-day EC<sub>25</sub> (mean shoot weight) = 154 mg/kg soil dw</li> <li>21-day EC<sub>50</sub> (mean shoot weight) &gt; 1000 mg/kg soil dw</li> <li>21-day LOEC (mean shoot weight) = 62.5 mg/kg soil dw</li> <li>21-day EC<sub>05</sub> and (estimated) NOEC (mean shoot weight) = 16.0 mg/kg soil dw</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation 2000b

Species, life stage	Composition of test material	Test duration	Test concentrations	Study design	Effect level	Reference
Rat	PeBDE (DE-71): 45–58.1% pentaBDE 24.6–35% tetraBDE (Sjodin 2000; Zhou et al. 2001)	90 days maximum exposure with recovery periods of 6 and 24 weeks	In diet: 0, 2, 10 and 100 mg/kg bw per day (doses adjusted weekly based on mean body weight of animals)	<ul style="list-style-type: none"> <li>30 male and 30 female Sprague-Dawley CD rats per treatment</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>decreased food consumption and body weight, increased cholesterol, increased liver and urine porphyrins at 100 mg/kg bw dose</li> <li>increased absolute and relative liver weights at 10 and 100 mg/kg bw, with return to normal ranges after 24-week recovery period</li> <li>compound-related microscopic changes to thyroid and liver at all dosage levels</li> <li>microscopic thyroid changes reversible after 24 weeks</li> <li>microscopic liver changes still evident at all dosage levels after 24-week recovery period</li> <li>liver cell degeneration and necrosis evident in females at all dosage levels after 24-week recovery</li> <li>LOAEL (liver cell damage) = 2 mg/kg bw</li> <li>NOAEL could not be determined, as a significant effect was observed at the lowest dose tested</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation 1984
<i>Daphnia magna</i> <24 hours old at test initiation	OBDE: 5.5% hexaBDE 42.3% heptaBDE 36.1% octaBDE 13.9% nonaBDE 2.1% decaBDE (European Communities 2003)	21 days	Nominal: 0, 0.13, 0.25, 0.5, 1.0 and 2.0 µg/L  Measured: 0, *, *, 0.54, 0.83 and 1.7 µg/L * two lowest concentrations could not be measured	<ul style="list-style-type: none"> <li>flow-through using filtered well water</li> <li>20 ± 1°C, pH 8.2–8.5, DO ≥ 77% saturation, hardness 132–136 mg/L as CaCO<sub>3</sub></li> <li>20 animals per treatment</li> <li>GLP, protocol based on OECD 202, ASTM E1193-87 and TSCA Title 40</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>21-day LOEC (survival, reproduction, growth) &gt; 2.0 µg/L (nominal) or 1.7 µg/L (measured)</li> <li>21-day NOEC (survival, reproduction, growth) ≥ 2.0 µg/L (nominal) or 1.7 µg/L (measured)<sup>a</sup></li> <li>21-day EC<sub>50</sub> (survival, reproduction, growth) &gt; 2.0 µg/L (nominal) or 1.7 µg/L (measured)</li> </ul>	CMABFRIP 1997d
<i>Eisenia fetida</i> adult earthworm	OBDE (DE-79): 78.6% bromine content	56 days	Nominal: 0, 94.0, 188, 375, 750 and 1500 mg/kg dry soil  Measured: 0, 84.9, 166, 361, 698 and 1470 mg/kg dry soil	<ul style="list-style-type: none"> <li>artificial soil: sandy loam, 69% sand, 18% silt, 13% clay, 8.0% organic matter (4.7% carbon), pH 6.0 ± 0.5</li> <li>17–21°C, 16:8 light:dark photoperiod, pH 5.9–6.8, soil moisture 22.0–33.5%</li> <li>40 animals per treatment</li> <li>GLP, protocol based on U.S. EPA OPPTS 850.6200, OECD 207 and proposed OECD (2000) guideline</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>28-day LOEC (mortality) &gt; 1470 mg/kg dry soil</li> <li>28-day NOEC (mortality) ≥ 1470 mg/kg dry soil<sup>a</sup></li> <li>28-day EC<sub>10</sub>, EC<sub>50</sub> (survival) &gt; 1470 mg/kg dry soil</li> <li>56-day LOEC (reproduction) &gt; 1470 mg/kg dry soil</li> <li>56-day NOEC (reproduction) ≥ 1470 mg/kg dry soil<sup>a</sup></li> <li>56-day EC<sub>10</sub>, EC<sub>50</sub> (reproduction) &gt; 1470 mg/kg dry soil</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation 2001c
<i>Lumbriculus variegatus</i> adult	OBDE (DE-79): 78.6% bromine content.	28 days	Nominal: 0, 94, 188, 375, 750 and 1500 mg/kg dw of sediment  Measured: (i) 2% OC: <0.354, 76.7, *, *, 755 and 1340 mg/kg dw sediment	<ul style="list-style-type: none"> <li>80 animals per treatment</li> <li>flow-through using filtered well water, hardness 128–132 mg/L as CaCO<sub>3</sub></li> <li>Two trials with different artificial sediments: (i) 6% silt, 9% clay, 85% sand, 2% TOC, water holding capacity 9.3%, 23 ± 2°C, pH 7.6–8.4, DO ≥</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>28-day LOEC (survival/reproduction, growth) &gt; 1340 (2% OC) or 1272 (5% OC) mg/kg dw of sediment</li> <li>28-day NOEC (survival/reproduction, growth) ≥ 1340 (2% OC) or 1272 (5% OC) mg/kg dw of sediment<sup>a</sup></li> <li>28-day EC<sub>50</sub> (survival/reproduction, growth) &gt;</li> </ul>	Great Lakes Chemical Corporation 2001a,b



Species, life stage	Composition of test material	Test duration	Test concentrations	Study design	Effect level	Reference
			(ii) 5% OC: <12.5, 90.7, *, *, 742 and 1272 mg/kg dw sediment  * concentrations were not measured	45% saturation (3.8 mg/L); (ii) 6% clay, 14% silt, 80% sand, 5% TOC, water holding capacity 13.9%, 23 ± 2°C, pH 7.5–8.3, DO ≥ 64% saturation (5.4 mg/L)  • GLP, protocol based on Phipps et al. (1993), ASTM E1706-95b and U.S. EPA OPPTS 850.1735	1340 (2% OC) or 1272 (5% OC) mg/kg dw of sediment  For 2% TOC study:  • average individual dry weights for treatments statistically lower than in control; not considered treatment-related by authors, as average biomass in treatments comparable to control	
Rabbit	OBDE (Saytex 111): 0.2% pentaBDE 8.6% hexaBDE 45.0% heptaBDE 33.5% octaBDE 11.2% nonaBDE 1.4% decaBDE (Breslin et al. 1989)	Days 7–19 of gestation	By gavage: 0, 2.0, 5.0 and 15 mg/kg bw per day	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 26 New Zealand White rabbits per treatment</li> <li>• offspring examined on day 28 of gestation</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• no evidence of teratogenicity</li> <li>• LOAEL (maternal, increased liver weight, decreased body weight gain) = 15 mg/kg bw per day</li> <li>• NOAEL (maternal) = 5.0 mg/kg bw per day</li> <li>• LOAEL (fetal, delayed ossification of sternebrae) = 15 mg/kg bw per day</li> <li>• NOAEL (fetal) = 5.0 mg/kg bw per day</li> </ul>	Breslin et al. 1989
<i>Eisenia fetida</i> adult earthworm	DBDE: 97.90% decaBDE	28 and 56 days	Nominal soil concentrations: 0, 312, 650, 1260, 2500 and 5000 mg/kg soil dw  Mean measured concentrations: <DL, 320, 668, 1240, 2480 and 4910 mg/kg dw	<ul style="list-style-type: none"> <li>• artificial sandy loam soil: 69% sand, 18% silt, 13% clay, 8% TOM, 4.7% TOC, pH adjusted to 6.0 ± 0.5, 60% moisture content, 26% water holding capacity</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 28-day LOEC (survival) &gt; 4910 mg/kg dry soil (mean measured)</li> <li>• 28-day NOEC (survival) ≥ 4910 mg/kg dry soil (mean measured)<sup>a</sup></li> <li>• 28-day EC<sub>10</sub>, EC<sub>50</sub> (survival) &gt; 4910 mg/kg dry soil (mean measured)</li> <li>• 56-day LOEC (reproduction) &gt; 4910 mg/kg dry soil (mean measured)</li> <li>• 56-day NOEC (reproduction) ≥ 4910 mg/kg dry soil (mean measured)<sup>a</sup></li> <li>• 56-day EC<sub>10</sub>, EC<sub>50</sub> (reproduction) &gt; 4910 mg/kg dry soil (mean measured)</li> </ul>	ACCBFRIP 2001c
<i>Lumbriculus variegatus</i> adult	DBDE: 97.3% decaBDE 2.7% other (not specified) (composite from three manufacturers)	28 days	Nominal: 0, 313, 625, 1250, 2500 and 5000 mg/kg dw of sediment  Mean measured: (i) 2.4% OC: <1.16, 291, *, *, 2360 and 4536 mg/kg dw; (ii) 5.9% OC: <DL, 258, *, *, 2034 and 3841 mg/kg dw  * 625 and 1250 mg/kg concentrations were not measured	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 80 animals per treatment</li> <li>• flow-through using filtered well water, hardness 128–132 mg/L as CaCO<sub>3</sub></li> <li>• two trials with different artificial sediments: (i) 6% silt, 9% clay, 85% sand, 2.4% TOC, water holding capacity 9.3%, 23 ± 2°C, pH 7.7–8.6, DO ≥ 36% saturation (3.1 mg/L); (ii) 6% clay, 14% silt, 80% sand, 5.9% TOC, water holding capacity 13.9%, 23 ± 2°C, pH 7.7–8.6, DO ≥ 56% saturation (4.8 mg/L)</li> <li>• gentle aeration from day 7 to test end</li> <li>• GLP, protocol based on Phipps et al. (1993), ASTM E1706-95b and U.S.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 28-day NOEC (survival/reproduction, growth) ≥ 4536 (2.4% OC) or 3841 (5.9% OC) mg/kg dw of sediment<sup>a</sup></li> <li>• 28-day LOEC (survival/reproduction, growth) &gt; 4536 (2.4% OC) or 3841 (5.9% OC) mg/kg dw of sediment</li> <li>• 28-day EC<sub>50</sub> (survival/reproduction, growth) &gt; 4536 (2.4% OC) or 3841 (5.9% OC) mg/kg dw of sediment</li> </ul>	ACCBFRIP 2001a,b

Species, life stage	Composition of test material	Test duration	Test concentrations	Study design	Effect level	Reference
Rat	DBDE (Dow-FR-300-BA): 77.4% decaBDE 21.8% nonaBDE 0.8% octaBDE	30 days	In diet: 0, 0.01, 0.1 and 1.0% (nominal or measured not specified)  Dosage approximately equivalent to 0, 8, 80 and 800 mg/kg bw per day	EPA OPPTS 850.1735  • 5 male Sprague Dawley rats per treatment	<ul style="list-style-type: none"> <li>• LOAEL (enlarged liver, thyroid hyperplasia) = 80 mg/kg bw per day</li> <li>• NOAEL = 8 mg/kg bw per day</li> </ul>	Norris et al. 1974

Abbreviations used: ASTM = American Society for Testing and Materials; DL = detection limit; DO = dissolved oxygen; EC<sub>50</sub> = median effective dose; EPA = Environmental Protection Agency; GLP = Good Laboratory Practice; LC<sub>50</sub> = median lethal dose; LOAEL = Lowest-Observed-Adverse-Effect Level; LOEC = Lowest-Observed-Effect Concentration; NOAEL = No-Observed-Adverse-Effect Level; NOEC = No-Observed-Effect Concentration; OC = organic carbon; OECD = Organisation for Economic Co-operation and Development; OPPTS = Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances; TOC = total organic carbon; TOM = total organic matter; TSCA = *Toxic Substances Control Act*

<sup>a</sup> Study identified that the highest concentration (or dose) tested did not result in statistically significant results. Since the NOEC or NOAEL could be higher, the NOEC or NOAEL are described as being greater than or equal to the highest concentration (or dose) tested.

Table 8. Summary of data used in risk quotient (Q) analysis of PBDEs

Commercial product	Pelagic organisms					Benthic organisms					Soil organisms					Wildlife consumers				
	EEV <sup>a</sup> (µg/L)	CTV <sup>b</sup> (µg/L)	AF <sup>c</sup>	ENEV (µg/L)	Q (EEV/ ENEV)	EEV <sup>d</sup> (mg/kg dw)	CTV <sup>e</sup> (mg/kg dw)	AF <sup>c</sup>	ENEV (mg/kg dw)	Q (EEV/ ENEV)	EEV <sup>f</sup> (mg/kg dw)	CTV <sup>g</sup> (mg/kg dw)	AF <sup>c</sup>	ENEV (mg/kg dw)	Q (EEV/ ENEV)	EEV <sup>h</sup> (mg/kg ww)	CTV <sup>i</sup> (mg/kg ww food)	AF <sup>j</sup>	ENEV (mg/kg ww food)	Q (EEV/ ENEV)
PeBDE	$2 \times 10^{-4}$	5.3	100	0.053	$4 \times 10^{-3}$	1.4	3.1	100	0.031	45.2	0.035– 0.070	16	100	0.27 <sup>m</sup>	0.13– 0.26	1.250	8.4	1000	0.0084	149
OBDE	$2 \times 10^{-4}$	1.7	100	0.017	0.01	3.03	1340	100	9.1 <sup>l</sup>	0.33	0.03– 0.06	1470	100	6.3 <sup>m</sup>	0.005– 0.01	0.325	62.9	1000	0.06	5.4
DBDE	NA <sup>k</sup>	NA	NA	NA	NA	3.19	4536	100	76 <sup>l</sup>	0.04	0.31– 0.62	4910	100	21 <sup>m</sup>	0.02– 0.03	0.03	336	1000	0.336	0.09

<sup>a</sup> Stapleton and Baker (2001).

<sup>b</sup> CMABFRIP (1997d, 1998).

<sup>c</sup> AF (application factors): 10 applied for extrapolation from laboratory to field conditions, intraspecies and interspecies variations in sensitivity; 10 applied because components of PeBDE and OBDE are bioaccumulative and persistent.

<sup>d</sup> *PeBDE*: Due to a lack of empirical data characterizing PeBDE sediment concentrations in Canada and due to uncertainty in concentrations throughout North America, data from Sweden were used as a surrogate for Canadian data. Concentrations of PeBDE-related components (tetraBDE and pentaBDE) totalled 1.4 mg/kg dw in sediments from Sweden in a heavily industrialized area downstream from a polymer processing site involved with the production of circuit boards (Sellström 1996). This value is used as the EEV. Although climate and local hydrological regimes may be different in the two countries, polymer processing facilities also exist in Canada. The European Union risk assessment of PeBDE also used this value to assess local risk from a polyurethane production site (European Communities 2001).

*OBDE*: PBDEs found in OBDE are very poorly characterized in North America. Therefore, measured OBDE concentrations from Europe were used as a surrogate for Canadian data. Concentrations of OBDE up to 3.03 mg/kg dw have been reported for sediments in the UK downstream of a warehouse facility. This value is used as the EEV (Environment Agency 1997; European Communities 2002, 2003).

*DBDE*: There has been insufficient sampling conducted to properly characterize DBDE concentrations in sediments in North America. Concentrations of DBDE in UK sediments up to 3.19 mg/kg dw were determined, with the highest concentration located near a foam manufacturer downstream of a wastewater treatment plant (Law et al. 1996; Allchin et al. 1999). As a surrogate for the Canadian environment, this value is taken as the EEV.

<sup>e</sup> Great Lakes Chemical Corporation (2000a, 2001a,b); ACCBFRIP (2001a,b).

<sup>f</sup> Due to the lack of measured data, the EEVs were estimated for tilled agricultural soil and pastureland based on the equation (Bonnell Environmental Consulting 2001):

$$EEV_{soil} = (C_{sludge} \times AR_{sludge} \times T) / (D_{soil} \times BD_{soil})$$

where:

EEV<sub>soil</sub> = EEV for soil (mg/kg);

C<sub>sludge</sub> = concentration in sludge (mg/kg);

AR<sub>sludge</sub> = application rate to soils (kg/m<sup>2</sup> per year, default value = 0.5);

D<sub>soil</sub> = sludge is mixed in soil to a depth of 0.2 m (depth of tillage) in agricultural soils and 0.1 m in pastureland (European Communities 1994);

BD<sub>soil</sub> = bulk density of soil (kg/m<sup>3</sup>, default value = 1700); and

T = number of years sludge is applied to soils (assumed 10 years).

This equation assumes the following:

- no PBDE loss due to erosion;
- no PBDE transformation (including transformation of highly brominated PBDEs to tetra- to hexaBDE congeners);
- no PBDE input from atmospheric deposition; and
- no background PBDE accumulation in the soil.

In order to calculate the EEVs for PeBDE, a concentration of 2.380 mg/kg dw (total tetraBDE, pentaBDE and hexaBDE) reported in biosolids from a California wastewater treatment facility was used (La Guardia et al. 2001). The EEVs for OBDE were calculated using measured PBDE concentrations (total of hexaBDE, heptaBDE and octaBDE) of 2.08 mg/kg dw in biosolids reported by La Guardia et al. (2001). This biosolids sample was taken from a Massachusetts wastewater treatment facility. To calculate the EEVs for DBDE, a PBDE concentration of 21.22 mg/kg dw (total of nona- and decaBDE) in biosolids was used. This concentration was also reported for a Massachusetts wastewater treatment facility biosolid sample (La Guardia et al. 2001).

<sup>g</sup> Great Lakes Chemical Corporation (2000b, 2001c); ACCBFRIP (2001c).

- <sup>h</sup> Johnson and Olson (2001); Allchin et al. (1999); Sellström et al. (2001); Lindberg et al. (2004).  
**PeBDE:** Johnson and Olson (2001) measured a total PBDE (i.e., BDEs 47, 99, 100, 153 and 154) concentration of 1250 µg/kg ww in mountain whitefish from the Spokane River in an area receiving drainage from urbanized areas. No sources other than those typically associated with urbanization (e.g., sewage discharge and urban runoff) are known to exist upstream of the sampling sites (Johnson, pers. comm. 2003). Although these data are from the United States, such a scenario could exist in Canada, and therefore, the concentration 1250 µg/kg ww in mountain whitefish is used as the EEV.  
**OBDE:** Due to very limited sampling for PBDEs found in OBDE in Canadian biota, the concentration of OBDE of 325 µg/kg ww in dab from the River Tees, UK, was used as the EEV (Allchin et al. 1999). Although this concentration was determined in liver tissues, it was assumed to equal the concentration of OBDE on a whole body basis.  
**DBDE:** There is also a similar lack of data characterizing PBDEs found in DBDE in Canadian biota. DBDE was detected in 18 of 21 analyzed eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) from Sweden, at concentrations from 28 to 430 µg/kg lipid weight (lw) (Sellström et al. 2001; Lindberg et al. 2004). The value 430 µg/kg lw (or 0.43 mg/kg lw) will be used as the EEV. Since the mean lipid content of these 21 eggs was 5.94% (de Wit 2003), the EEV is converted to 0.03 mg/kg ww.
- <sup>i</sup> Studies reporting dietary or oral exposure were used for the evaluation of secondary poisoning. The results of these studies are usually expressed as a concentration in food (mg/kg) or a dose (mg/kg body weight [bw] per day) causing low or no observed effects. For derivation of a CTV<sub>food</sub> and ENEV<sub>food</sub>, the results were expressed as a concentration in food (in units mg/kg food), requiring information on the effect level (CTV<sub>total daily intake</sub>, mg/kg bw per day) in units of daily food intake (DFI, kg ww/day) and body weight (bw, kg ww) for the receptor species being considered.  

$$CTV_{\text{food}} = (CTV_{\text{total daily intake}} \times bw) / DFI$$
This equation assumes that all substance is exposed via food, and that the substance is completely bioavailable for uptake by the organism. There are no available data characterizing the toxicity of PBDEs to wildlife species; therefore, data derived using rodents and rabbits were used as surrogates. Interspecies scaling using data for a typical adult mink was used to extrapolate to determine a food concentration protective of this species. This calculation involved the use of a typical adult body weight (i.e., 0.6 kg) and daily food ingestion rate (0.143 kg ww/day) of a female American mink (*Mustela vison*) (CCME 1998). References for toxicity data used in the calculation of the CTV<sub>food</sub> include Great Lakes Chemical Corporation (1984), Breslin et al. (1989) and Norris et al. (1974). It is noted that Norris et al. (1974) used the product, Dow FR-300-BA, an older DBDE formulation which was composed of 77.4% decaBDE, 21.8% nonaBDE and 0.8% octaBDE. This product is no longer produced and current formulations of DBDE are composed of a much higher proportion of decaBDE (e.g., usually > 97%). The value, 80 mg DBDE/kg bw/d in food is nevertheless considered appropriate for use as a CTV for DBDE since the subject study is of acceptable quality and represents a conservative measured endpoint. Although this study used an older DBDE formulation, its constituents represent homologue groups (predominantly nonaBDEs and decaBDE) subject to this assessment. This assessment is not limited to analyses of the commercial products, but rather PBDEs in the homologue groups with four to 10 bromine atoms/molecule. Thus, this study is deemed appropriate for use in the quotient analysis, but it is noted that it reflects a mixture with a greater proportion of nonaBDE (and a small fraction of octaBDE) than current DBDE formulations.
- <sup>j</sup> To derive the ENEVs, the CTVs were divided by a factor of 10 to account for extrapolation from laboratory to field conditions, a factor of 10 to extrapolate from a rodent to a wildlife species and a further factor of 10 since components of PeBDE and OBDE are bioaccumulative and persistent, and DBDE congeners are persistent and there is a weight of evidence indicating debromination to bioaccumulative PBDEs.
- <sup>k</sup> Not applicable. An ENEV was not derived for pelagic organisms and a risk quotient analysis was not conducted. Based on the available DBDE studies and the toxicity of other less brominated PBDEs, it was considered very unlikely that effects for DBDE will be observed in aquatic organisms up to the substance's water solubility limit.
- <sup>l</sup> Adjusted to 4% organic carbon.
- <sup>m</sup> Adjusted to 2% organic carbon.

**From:** Goodman,Jeffery [NCR] [mailto:Jeffery.Goodman@ec.gc.ca]  
**Sent:** jeudi 20 janvier 2011 16:18  
**To:** Neslihan Grasser  
**Cc:** Made,Bernard [NCR]; Sirois,Martin [NCR]; Nguyen,Marie-France [NCR]; Goodman,Jeffery [NCR]  
**Subject:** RE: trade names

Dear Ms. Grasser,

Thank you for your email of 17 January. I am pleased to be able to provide the information you seek concerning trade names of chemicals recently notified by Canada.

<b>Substance</b>	<b>Trade Names (not exhaustive)</b>
PentaBDE Commercial Blend	DE-60F, DE-61, DE-62, DE-71
OctaBDE Commercial Blend	DE-79, Bromkal 79-8DE
PFOS	Light Water

Should you have any further questions regarding these notifications, please feel welcome to contact me.

Best regards,

Jeffery Goodman

**Jeffery Goodman**

Division de la production des produits chimiques  
Direction générale de l'intendance environnementale  
Environnement Canada  
351 boulevard St-Joseph, 11<sup>e</sup> étage  
Gatineau (Québec) K1A 0H3  
[jeffery.goodman@ec.gc.ca](mailto:jeffery.goodman@ec.gc.ca)  
Téléphone 819-956-0569  
Télécopieur 819-994-5030  
Gouvernement du Canada  
Site Web [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca)

**Jeffery Goodman**

Chemical Production Division  
Environmental Stewardship Branch  
Environment Canada  
351 St-Joseph Boulevard, 11<sup>th</sup> floor  
Gatineau (Quebec) K1A 0H3  
[jeffery.goodman@ec.gc.ca](mailto:jeffery.goodman@ec.gc.ca)  
Telephone 819-956-0569  
Facsimile 819-994-5030  
Government of Canada  
Website [www.ec.gc.ca](http://www.ec.gc.ca)