



**Les polybromodiphényléthers (PBDE)
dans quelques cours d'eau
du Québec méridional et dans l'eau
de consommation produite à deux stations
de traitement d'eau potable**

Octobre 2009



Photos de la page couverture (de haut en bas) :

- Remplissage de trois contenants Spartanburg d'environ 18 litres chacun (*photo : MDDEP*).
- Enlèvement du filtre ayant retenu les particules en suspension lors du remplissage des contenants Spartanburg (*photo : MDDEP*).
- Au laboratoire, les PBDE contenus dans les trois contenants Spartanburg sont concentrés dans 0,5 ml de solvant. Les fioles contenant ces extraits sont placées dans l'appareil de chromatographie en phase gazeuse, pour l'analyse (*photo : CEAEQ*).
- La rivière Yamaska à Farnham (*photo : MDDEP*).

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2009

ISBN 978-2-550-57377-7 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2009

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Auteurs

David Berryman¹
Johannie Beaudoin¹
Sylvie Cloutier¹
Denis Laliberté¹
François Messier²
Hélène Tremblay³
Andrea Diana Moissa³

Échantillonnage

Jean-Philippe Baillargeon¹
Michel Côté⁴
Stéphanie Héroux⁴
Sylvie Legendre¹
Manon Ouellet¹
René Therreault¹

Analyses de laboratoire

Paule Tremblay²
Normand Dansereau²
Frédéric Fortin²
Louis Vromet²

Mise en page et graphisme

Sylvie Boutin¹
Serge Poirier¹

-
1. Direction du suivi de l'état de l'environnement
 2. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ)
 3. Direction des politiques de l'eau
 4. Centre de contrôle environnemental du Québec, Direction régionale de l'Estrie et de la Montérégie

Référence

BERRYMAN, David, BEAUDOIN, Johannie, CLOUTIER, Sylvie, LALIBERTÉ, Denis, MESSIER, François, TREMBLAY, Hélène, MOISSA, Andrea Diana, 2009. *Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans quelques cours d'eau du Québec méridional et dans l'eau de consommation produite à deux stations de traitement d'eau potable*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 978-2-550-57377-7 (PDF), 18 pages et 3 annexes.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier M. Michel Lebeuf de Pêches et Océan Canada, M. Magella Pelletier d'Environnement Canada et Mme Isabelle Guay du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs qui ont lu et judicieusement commenté la version préliminaire de ce rapport.

RÉSUMÉ

De 2004 à 2007, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a réalisé des échantillonnages dans quelques cours d'eau du Québec méridional pour y mesurer les concentrations de divers contaminants organiques, dont les polybromodiphénylséthers (PBDE). Un total de 58 échantillons d'eau ont été analysés pour 24 congénères de PBDE. Les concentrations de PBDE dans les différents échantillons varient d'inférieure à la limite de détection pour tous les congénères analysés à 10 700 pg/l de PBDE totaux. Les médianes par site varient de 14 pg/l à 2 530 pg/l. À 3 des 10 sites d'échantillonnage, soit à Terrebonne, à Lavaltrie et en aval de Granby, la concentration médiane pour la somme des congénères tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE dépasse 300 pg/l, ce qui pourrait donner lieu à des concentrations trop élevées pour la faune terrestre piscivore à la suite de la bioaccumulation des PBDE dans la chaîne alimentaire. Pour l'ensemble des sites d'échantillonnage, 13 échantillons sur 58 présentent des teneurs en PBDE totaux supérieures à 1 000 pg/l, ce qui est élevé en comparaison des teneurs recensées dans la documentation scientifique.

Des concentrations particulièrement fortes de PBDE ont été mesurées dans la rivière Yamaska Nord en aval de Granby. La concentration médiane de PBDE totaux (2 530 pg/l) y est près de 10 fois supérieure à celle mesurée en amont de la ville. Ces fortes concentrations s'expliquent par l'importance du secteur des plastiques et des textiles dans la trame industrielle de cette ville et par la faible capacité de dilution de la rivière Yamaska Nord. Les rejets de PBDE à Granby font augmenter de façon marquée les teneurs en ces substances dans les poissons de la rivière Yamaska Nord. Dans le meunier noir capturé en amont de la ville, la teneur en PBDE est du même ordre de grandeur que le seuil considéré par Environnement Canada comme étant sécuritaire pour la faune terrestre piscivore (8,4 ng/g) alors qu'en aval de la ville, la concentration est près de 40 fois supérieure à ce seuil.

Les stations de traitement d'eau potable de Lavaltrie et de Terrebonne se sont avérées efficaces pour éliminer les PBDE de l'eau potable. Les concentrations de PBDE dans les échantillons d'eau traitée à ces stations variaient de 11 pg/l à 177 pg/l, alors que dans les échantillons d'eau brute prélevés au même moment, les concentrations variaient de 498 pg/l à 4 010 pg/l. L'efficacité des deux stations de traitement pour l'élimination des PBDE totaux est supérieure à 93 %. Les congénères 47 et 99 constituent l'essentiel des PBDE trouvés dans l'eau traitée. Le décaBDE, pourtant bien présent dans l'eau brute de ces stations de traitement, n'a pas été détecté dans l'eau traitée.

Une réglementation du gouvernement fédéral entrée en vigueur en juin 2008 pourrait mener à une diminution des apports de PBDE dans l'environnement. Cependant, cette réglementation ne vise pas tous les PBDE présentement utilisés et il n'est pas assuré qu'il en résultera une diminution des concentrations dans l'environnement à un niveau suffisamment bas pour protéger la faune terrestre piscivore. Il faut donc poursuivre la surveillance des PBDE dans les milieux aquatiques.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION.....	1
MÉTHODOLOGIE	2
Échantillonnage	2
Analyse des échantillons	5
Interprétation des résultats d'analyse.....	6
RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	6
Résultats dans l'eau brute	6
Résultats dans l'eau traitée	12
CONCLUSION	15
BIBLIOGRAPHIE.....	16
ANNEXE 1 INFORMATIONS ADDITIONNELLES SUR LES PBDE	19
ANNEXE 2 CONTRÔLE DE QUALITÉ	26
ANNEXE 3 ÉTABLISSEMENT DE VALEURS GUIDES POUR L'INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS D'ANALYSE.....	27

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1	Composition des mélanges commerciaux de PBDE..... 2
Tableau 2	Source d'approvisionnement, nombre d'échantillons, période d'échantillonnage et projet associé à chacune des stations d'échantillonnage 4
Tableau 3	Sommaire des concentrations de PBDE totaux dans l'eau brute 7
Tableau 4	Concentrations totales de tétra, penta et hexaBDE dans les échantillons d'eau brute à chacun des sites d'échantillonnage 9
Tableau 5	Proportion des différents congénères des PBDE aux dix stations d'échantillonnage 11
Tableau 6	Concentrations de PBDE dans l'eau rapportées dans la documentation scientifique 12
Tableau 7	Concentrations de PBDE totaux dans l'eau potable 13
Tableau 8	Élimination des PBDE par les stations de traitement d'eau potable 14
Tableau A1.1	Principales applications des mélanges commerciaux de PBDE 19
Tableau A1.2	Principales propriétés physico-chimiques de trois groupes de PBDE : les pentaBDE, les octaBDE et le décaBDE 21
Tableau A3.1	Facteurs de bioconcentration relevés dans la documentation scientifique pour le PeBDE et les tétra, penta et hexaBDE 27

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Structure chimique des PBDE..... 1
Figure 2	Localisation des stations d'échantillonnage 4
Figure 3	Concentration maximum, minimum et médiane de PBDE dans l'eau brute aux 10 stations d'échantillonnage 8

INTRODUCTION

Les polybromodiphényléthers (PBDE) sont des retardateurs de flammes ajoutés à différentes matrices plastiques, à des résines synthétiques ainsi qu'à des fibres textiles afin de réduire l'inflammabilité d'une foule de produits de consommation : le rembourrage des meubles, les boîtiers d'appareils électroniques (téléviseurs, ordinateurs, etc.), des pièces d'automobile, des tuyaux de plastique, des matériaux de construction à base de plastique, des fils électriques, des circuits imprimés, des jouets, des adhésifs, des scellants, certains tissus, etc.

Les PBDE ont été mis en marché au cours des années 1960 et depuis, leur volume de production a été en augmentation constante. La forte demande pour ces composés est due à l'établissement de normes de sécurité visant à réduire l'inflammabilité des biens de consommation à base de matières synthétiques ainsi qu'à la production toujours croissante de ces biens au cours des dernières décennies.

Les PBDE constituent une famille de substances chimiques qui ont une structure de base commune, mais qui se distinguent les unes des autres par le nombre d'atomes de brome qu'elles contiennent (1 à 10) ainsi que par la position de ces derniers autour des deux noyaux benzéniques de la molécule (voir la figure 1). Les différentes configurations possibles permettent d'obtenir 209 congénères différents, qui se divisent en 10 groupes de PBDE correspondant au nombre d'atomes de brome : monoBDE, diBDE, triBDE, tétraBDE, jusqu'à décaBDE.

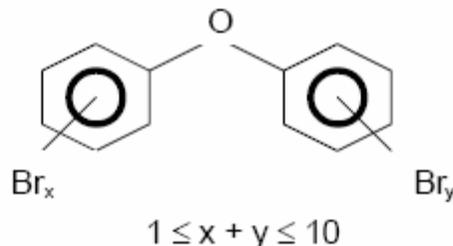


Figure 1 Structure chimique des PBDE

Source : Environnement Canada, 2006

Il existe en théorie 209 congénères de PBDE, mais une très faible proportion de ceux-ci est utilisée dans les mélanges commerciaux de ces substances, car bon nombre de congénères sont instables et subissent des débromations (Birnbaum et Staskal, 2004). Les mélanges commerciaux de PBDE portent un nom dérivé du groupe dominant de congénères qui les constituent : PeBDE désigne le mélange commercial comprenant principalement des pentaBDE, OBDE désigne le produit composé surtout d'octaBDE et DBDE désigne le produit composé surtout de décaBDE. Chacun de ces produits commerciaux contient en fait un mélange de congénères, dont une certaine proportion n'est pas du groupe nominal (voir le tableau 1). Le mélange commercial DBDE est composé presque exclusivement d'un seul congénère, le décaBDE, qui est le seul congénère à être saturé de brome (10 atomes).

Tableau 1 Composition des mélanges commerciaux de PBDE

Source : Environnement Canada, 2006

	tétraBDE	pentaBDE	hexaBDE	heptaBde	octaBDE	nonaBDE	décaBDE
PenBDE	24 – 38 %	50 – 62 %	4 – 12%	Trace			
OBDE		0,5 %	12 %	45 %	33 %	10 %	0,7 %
DBDE					Trace	0,3 – 3 %	97 – 98 %

 PBDE visés par la réglementation fédérale de quasi-élimination.

Les PBDE sont persistants et bioaccumulables. On a constaté leur présence dans l'environnement aux Etats-Unis dès 1979 et, au cours des années 1990 et 2000, des études ont confirmé leur présence dans tous les compartiments de l'écosystème (eau, air, sol, sédiments, biote) et chez l'humain. Des études ont révélé une forte augmentation des concentrations de PBDE chez l'humain et dans l'environnement au cours des dernières décennies, notamment en Amérique du Nord (Birnbaum et Staskall, 2004; Eriksson et autres, 2001; Lebeuf et autres, 2004; Pelletier et autres, 2008).

En vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE), le gouvernement fédéral canadien a évalué les effets potentiels des PBDE sur la santé humaine et l'environnement au Canada. En 2004, au terme de cette évaluation, le gouvernement fédéral a conclu que les PBDE sont des substances toxiques au sens de la LPCE et a par la suite instauré des mesures visant la quasi-élimination des tétraBDE à hexaBDE, considérés comme les congénères les plus bioaccumulables. Ces mesures sont entrées en vigueur le 19 juin 2008 (Gazette du Canada, 2008). Le 28 mars 2009, le gouvernement fédéral a annoncé son intention de réglementer d'avantage l'utilisation des PBDE, notamment par certaines restrictions à l'usage du décaBDE (Environnement Canada, 2009a, b, c.). Ces mesures ne sont toutefois pas encore en vigueur.

En mai 2009, les tétraBDE à heptaBDE ont été ajoutés à la liste des polluants organiques persistants de la Convention internationale de Stockholm (SCPOP, 2009). Les pays signataires de cette convention, dont le Canada, s'engagent à interdire la fabrication, l'importation, l'exportation et l'utilisation de ces substances. Des informations additionnelles sur les PBDE et leur problématique environnementale sont fournies dans l'annexe 1.

En 2004, le ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs (MDDEP) a commencé à vérifier la présence des PBDE dans certains cours d'eau du Québec méridional. Quelques échantillonnages ont aussi été réalisés dans l'eau potable produite à partir de certains cours d'eau. Le présent rapport expose les résultats issus de ces échantillonnages et vise principalement à vérifier si les concentrations de PBDE dans les cours d'eau échantillonnés sont suffisamment élevées pour constituer une menace pour les écosystèmes aquatiques.

MÉTHODOLOGIE

Échantillonnage

Les données fournies dans le présent rapport sont issues de quatre projets d'échantillonnage réalisés pour la plupart dans l'eau brute de stations d'eau potable. Les 4 projets totalisent 10 stations d'échantillonnage, dont l'emplacement est indiqué dans la figure 2. Le tableau 2 présente

des informations de base sur chacune de ces stations : cours d'eau échantillonné, nombre d'échantillons, etc. Les 4 projets totalisent 58 échantillons d'eau brute et 9 échantillons d'eau traitée.

Le premier projet consistait à effectuer un suivi de certains contaminants organiques dans des prises d'eau potable, de 2004 à 2006. Plusieurs substances toxiques ont été mesurées lors de ce suivi, soit les biphényles polychlorés (BPC), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les dioxines et les furanes chlorés et les PBDE. Les PBDE ont été analysés dans des échantillons provenant des prises d'eau de Lévis, Nicolet, Drummondville et Montréal. Le nombre d'échantillons prélevés à chacun de ces sites varie de 1 à 8.

Le deuxième projet, le projet ECSOTE, constituait lui aussi un suivi de diverses substances organiques toxiques (BPC, HAP, dioxines et furanes chlorés et PBDE) dans l'eau brute de stations de production d'eau potable, soit celles de Tracy et de Saint-Hyacinthe. Ce projet servait aussi à mettre au point un appareil d'échantillonnage automatisé, l'ECSOTE (échantillonneur concentrateur des substances organiques toxiques dans l'eau), qui permet d'étaler la prise d'un échantillon d'eau sur une période donnée. Les PBDE ont été analysés dans des échantillons prélevés à l'aide de l'ESCOTE quatre fois par année, de 2004 à 2006.

Le troisième projet, celui de Lavaltrie-Terrebonne, a été mené exclusivement pour mesurer les PBDE à des sites du système fluvial dans la région de Montréal. Les stations de production d'eau potable de Lavaltrie et de Terrebonne ont été échantillonnées sur une période de près d'un an, soit du mois de juillet 2006 au mois de mai 2007. Les prélèvements ont été effectués tous les 2 mois, pour un total de 6 échantillons dans l'eau brute et 4 échantillons dans l'eau traitée à chacune des stations.

Le quatrième projet ayant fourni des mesures de PBDE est le Plan d'action Granby. Ce plan d'action a vu le jour à la suite d'une étude de la rivière Yamaska et de ses principaux tributaires, en 1995, qui a révélé que la rivière Yamaska Nord était l'objet d'une importante contamination par des substances toxiques à la hauteur de Granby (MENV, 1999). La Direction régionale du ministère de l'Environnement a alors lancé le Plan d'action Granby en vue de faire diminuer cette contamination. Ce plan comprenait un suivi basé sur des échantillonnages pré-intervention en 2002 et post-intervention en 2006. Un grand nombre de contaminants ont été analysés lors de ce suivi. Les PBDE n'ont été analysés que dans les échantillons de 2006, prélevés mensuellement en amont et en aval de Granby, de juillet à octobre.

Sauf aux stations du projet ECSOTE, l'eau a été échantillonnée par échantillonnage à grand volume. Ce type d'échantillonnage consiste à prélever environ 53,5 litres d'eau dans 3 contenants de 18 litres en acier inoxydable (Spartanburg) et, par la suite, à concentrer les contaminants contenus dans ce grand volume d'eau dans une petite quantité de solvant organique. Dans le cas de plusieurs composés, tels que les BPC, les HAP et les PBDE, les teneurs dans l'eau sont habituellement trop faibles pour être mesurées directement, alors qu'après concentration dans le petit volume de solvant organique, elles atteignent un niveau mesurable.

L'échantillonnage à grand volume a été effectué selon le protocole établi par Cossa et autres (1996) afin d'éviter la contamination exogène. Ce protocole prévoit notamment le port de gants en polyéthylène et l'utilisation de matériel en verre, en acier inoxydable, en téflon ou en aluminium, décontaminé spécifiquement pour la mesure des contaminants organiques en traces.

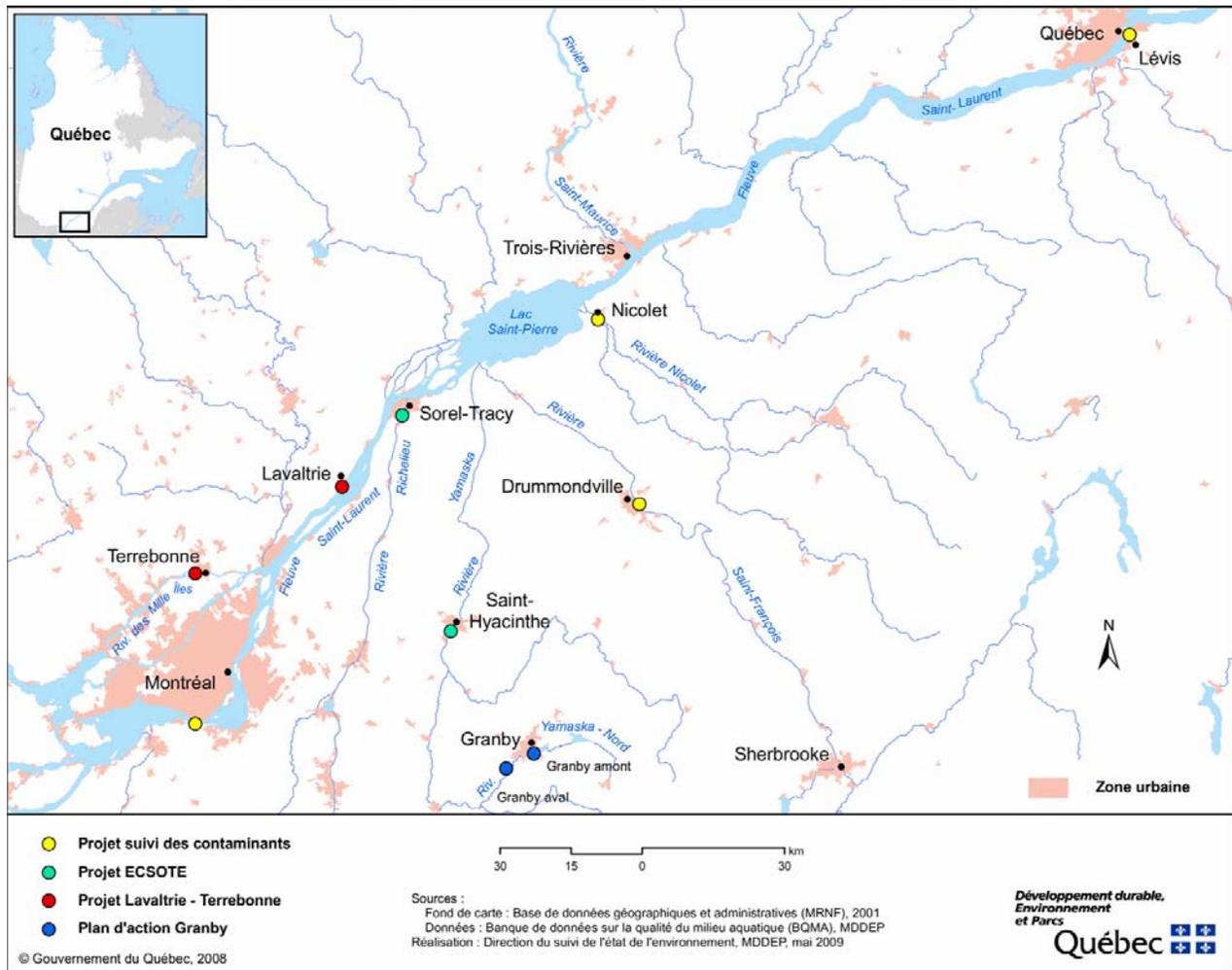


Figure 2 Localisation des stations d'échantillonnage

Tableau 2 Source d'approvisionnement, nombre d'échantillons, période d'échantillonnage et projet associé à chacune des stations d'échantillonnage

Station	Source d'approvisionnement	Nombre d'échantillons		Période d'échantillonnage		Projet
		Eau brute	Eau potable	Début	Fin	
Drummondville	Rivière Saint-François	1	0	Mai 2004	Mai 2004	Projet de suivi des contaminants organiques
Granby amont	Rivière Yamaska-Nord	4	0	Juillet 2006	Octobre 2006	Plan d'action Granby
Granby aval	Rivière Yamaska-Nord	4	0	Juillet 2006	Octobre 2006	Plan d'action Granby
Lavaltrie	Fleuve Saint-Laurent	6	4	Juillet 2006	Mai 2007	Projet Lavaltrie-Terrebonne
Lévis	Fleuve Saint-Laurent	8	1	Avril 2005	Février 2006	Projet de suivi des contaminants organiques

Tableau 2 Source d'approvisionnement, nombre d'échantillons, période d'échantillonnage et projet associé à chacune des stations d'échantillonnage (suite)

Station	Source d'approvisionnement	Nombre d'échantillon		Période d'échantillonnage		Projet
		Eau brute	Eau potable	Début	Fin	
Montréal	Fleuve Saint-Laurent (lac Saint-Louis)	6	0	Mai 2004	Mars 2006	Projet de suivi des contaminants organiques
Nicolet	Rivière Nicolet	1	0	Mai 2004	Mai 2004	Projet de suivi des contaminants organiques
Saint-Hyacinthe	Rivière Yamaska	11	0	Mars 2004	Novembre 2006	Projet ECSOTE
Terrebonne	Rivière des Mille Îles	6	4	Juillet 2006	Mai 2007	Projet Lavaltrie-Terrebonne
Tracy	Rivière Richelieu	11	0	Mars 2004	Novembre 2006	Projet ECSOTE

Aux stations de production d'eau potable, le remplissage des contenants de 20 litres a été fait à des robinets permettant d'échantillonner à la fois l'eau brute et l'eau traitée. Dans la rivière Yamaska Nord, l'eau a été pompée directement du cours d'eau dans les contenants de 20 litres à l'aide d'une pompe péristaltique.

Pour sa part, l'ECSOTE est un appareil d'échantillonnage complètement automatisé et contrôlé par ordinateur. Cet appareil prélève 400 ml d'eau toutes les 90 minutes pendant 7 jours, soit un volume total de 44 litres. L'extraction des composés organiques se fait à pH acide (pH<2) dans un ballon contenant 1,7 litre de dichlorométhane (CH₂Cl₂). Chacun des prélèvements d'eau de 400 ml est mis en contact avec le dichlorométhane durant 90 minutes. Lorsque l'extraction est terminée, l'eau est rejetée et un autre échantillon d'eau de 400 ml est introduit dans le ballon. À la fin de la période d'échantillonnage, il reste environ de 800 ml à 900 ml de CH₂Cl₂ dans le ballon, contenant tous les composés organiques extraits des 44 litres d'eau (Laliberté et Mercier, 2006). L'extrait est conservé au froid et il est expédié au laboratoire pour les analyses.

Analyse des échantillons

Au laboratoire, les grands volumes d'eau sont d'abord filtrés au moyen d'un système de filtration de grand diamètre pourvu d'un filtre en fibre de verre d'une porosité de 0,7µm (Cossa et autres, 1996). Après la filtration, le filtrat est conservé dans 3 contenants Spartanburgs de 17,85 litres, fermés à l'aide d'un couvercle muni d'une feuille de téflon (Cossa et autres, 1996). Ces contenants sont gardés moins de 24 heures, à la température ambiante, avant l'extraction du filtrat. Le filtrat est extrait au dichlorométhane à l'aide d'un extracteur à grand volume Goulden (Laliberté et Mercier, 2006). L'extracteur est alimenté en eau à un débit de 475 ml/min et le débit d'alimentation en solvant est de 10 ml/min. Des étalons de recouvrement sont aussi ajoutés en continu à l'extracteur Goulden. La durée de l'extraction est d'environ 38 minutes pour l'échantillon de 17,85 litres et se fait sans ajout de solution acide.

Les filtres et leur contenu sont séchés à l'air pendant une nuit. Les contaminants retenus sont extraits au toluène, à l'aide d'un extracteur Soxhlet. Avant l'extraction, des étalons de recouvrement sont ajoutés sur le filtre.

Les extraits de la phase dissoute et de la phase particulaire sont concentrés et combinés. Ensuite, les extraits combinés subissent une première purification dans une colonne de silice multicouche et une deuxième purification, dans une colonne de Florisil. L'extrait purifié est concentré et transféré dans un flacon de réserve. Le volume final des extraits est de 500 µl.

L'extrait est ensuite injecté dans un système de chromatographie en phase gazeuse, où les composés sont séparés les uns des autres. Après la chromatographie, les composés sont introduits dans un spectromètre de masse à haute résolution, ce qui permet de déterminer la concentration de 24 congénères de PBDE différents, soit les congénères 17, 28, 47, 49, 66, 71, 77, 85, 99, 100, 119, 126, 138, 153, 154, 156, 183, 184, 191, 196, 197, 206, 207 et 209. Les limites de détection ont varié de 1 à 5 pg/l, selon les échantillons et les congénères, sauf dans le cas des congénères les plus bromés (206, 207 et 209) pour lesquels elles ont varié de 10 à 90 pg/l.

L'analyse des PBDE dans l'eau fait l'objet de plusieurs mesures de contrôle de la qualité. Ces mesures sont expliquées à l'annexe 2.

Interprétation des résultats d'analyse

Pour interpréter des résultats d'analyse de l'eau, il est d'usage de comparer les concentrations obtenues aux critères de qualité de l'eau appropriés. Cependant, tant en ce qui concerne la protection des écosystèmes aquatiques qu'en ce qui concerne l'eau potable, les autorités gouvernementales n'ont pas encore adopté de critères de qualité de l'eau relatifs aux PBDE.

Les données rapportées par Environnement Canada (2004) dans son évaluation préalable des PBDE permettent tout de même une première approximation d'une valeur guide (seuil) pour la protection des écosystèmes aquatiques. Selon cette évaluation, pour protéger la faune terrestre piscivore, il faudrait viser une concentration maximale de PeBDE dans la nourriture (poissons) de 8,4 ng/g de poids humide. De cette valeur et en tenant compte des facteurs de bioconcentration des PBDE de l'eau au poisson, on a dérivé une concentration dans l'eau de 300 pg/l pour la protection de la faune terrestre piscivore, pour la somme des congénères tétraBDE à hexaBDE (voir l'annexe 3).

Pour ce qui est de l'eau traitée, l'évaluation préalable de Santé Canada (2004) démontre qu'à des teneurs de l'ordre de 13 pg/l, l'eau potable n'est pas une voie significative d'exposition humaine aux PBDE (voir l'annexe 3).

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Résultats dans l'eau brute

Concentrations mesurées et comparaison à la valeur guide pour la protection de l'écosystème

Dans les 58 échantillons d'eau brute, les concentrations obtenues pour la somme des 24 congénères de PBDE varient de valeurs inférieures à la limite de détection pour tous les congénères, dans un des échantillons à la prise d'eau de Montréal, à 10 700 pg/l, dans un des échantillons de la rivière Yamaska Nord en aval de Granby (voir le tableau 3).

La figure 3 illustre les concentrations obtenues aux différentes stations d'échantillonnage. Affichant des concentrations variant de 1 870 pg/l à 10 700 pg/l et une médiane de 2 530 pg/l, l'aval de Granby se situe dans une classe à part. Viennent ensuite Lavaltrie, Lévis, Saint-Hyacinthe et Terrebonne, affichant des médianes qui varient de près de 600 pg/l à 900 pg/l. Sauf Terrebonne, ces sites présentent des concentrations très variables, dont un échantillon ayant une teneur supérieure à 3 000 pg/l et au moins un autre échantillon ayant une teneur de plus de 1 000 pg/l.

Tableau 3 Sommaire des concentrations de PBDE totaux dans l'eau brute

Station		Nombre d'échantillons	Moyenne (pg/l)	Médiane (pg/l)	Minimum (pg/l)	Maximum (pg/l)
Drummondville		1	369	369	369	369
Granby	Amont	4	260	262	225	290
	Aval	4	4 400	2 530	1 870	10 700
Lavaltrie		6	1 350	864	312	4 010
Lévis		8	1 060	629	60	3 370
Montréal		6	14	14	ND	24
Nicolet		1	48	48	48	48
Saint-Hyacinthe		11	919	587	185	3 350
Terrebonne		6	657	610	498	966
Tracy		11	340	316	111	698

La station de Drummondville, celle située en amont de Granby et celle de Tracy affichent des concentrations plus faibles : la valeur unique à Drummondville et les médianes aux deux autres sites varient de 250 pg/l à 370 pg/l. De plus, aucun des résultats obtenus à ces stations n'atteint 1 000 pg/l et seule la station de Tracy présente des résultats supérieurs à 500 pg/l.

Le seul échantillon prélevé dans la rivière Nicolet affichait 48 pg/l et les concentrations mesurées dans les 6 échantillons du fleuve Saint-Laurent en amont de Montréal étaient encore plus faibles, allant de valeurs inférieures aux limites de détection pour tous les congénères à 24 pg/l pour les PBDE totaux.

Le tableau 4 présente les résultats obtenus pour la somme des congénères tétraBDE, pentaBDE, et hexaBDE dans les échantillons d'eau brute. On constate à l'examen de ce tableau que les stations situées à Lavaltrie, à Terrebonne et en aval de Granby présentent une concentration médiane supérieure au seuil de 300 pg/l, soit la concentration qui pourrait mener à des teneurs dommageables pour la faune terrestre piscivore. La concentration de 361 pg/l dans le seul échantillon prélevé à Drummondville est également supérieure à ce seuil.

Congénères détectés

Trois congénères constituent la majorité des PBDE détectés dans les échantillons prélevés, soit le congénère 47 du groupe des tétraBDE, le congénère 99 du groupe des pentaBDE et le congénère 209, qui est le seul congénère décaBDE (voir le tableau 5). Selon les stations d'échantillonnage, le congénère 47 constitue de 7,8 % à 45 % des PBDE totaux et le congénère 99, de 5,4 % à 45 %. Le congénère 209 n'a pas été détecté dans 3 des 10 stations échantillonnées (Drummondville, Nicolet et Montréal), mais aux endroits où il est présent, il constitue de 27 % à 85 % des PBDE détectés.

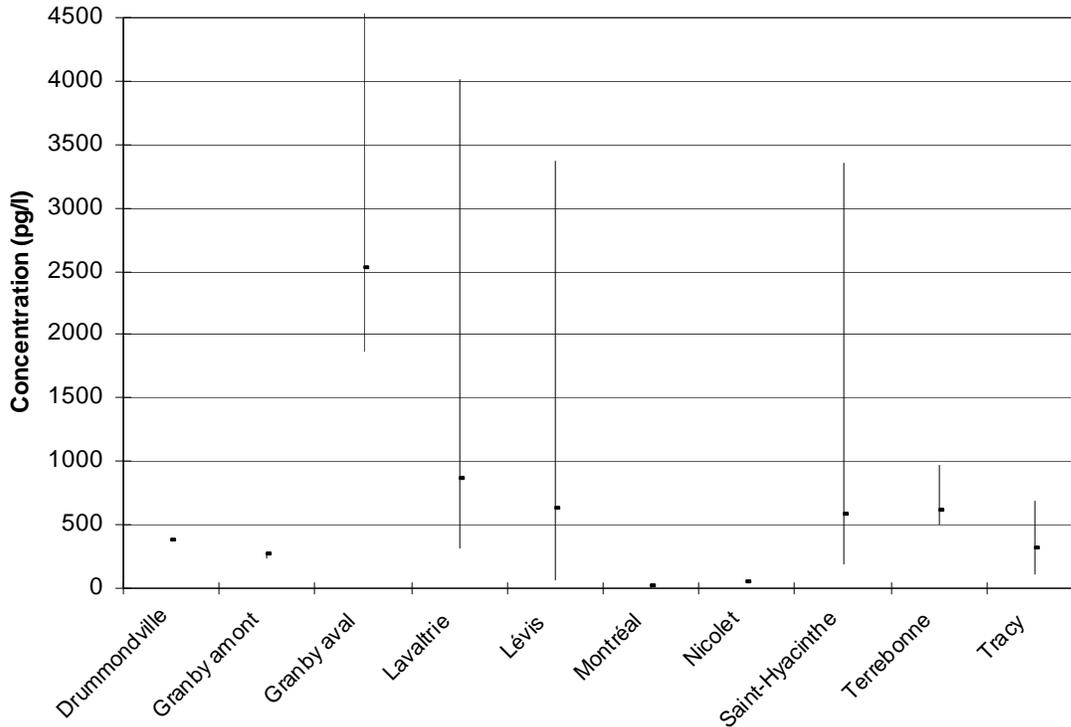


Figure 3 Concentration maximum, minimum et médiane de PBDE dans l'eau brute aux 10 stations d'échantillonnage

Les congénères 17, 28, 49, 66, 85, 100, 138, 153, 154, 183, 196, et 197 ont aussi été détectés dans les échantillons d'eau, mais leurs teneurs individuelles ne constituent jamais plus de 11 % des PBDE totaux (voir le tableau 5). Les congénères 71, 77, 119, 126, 156, 184 et 191 n'ont pas été détectés.

Le cas de Granby et la mesure des PBDE dans le poisson

La concentration médiane de PBDE totaux à la station située en amont de Granby est 262 pg/l, tandis que celle à la station située en aval est près de 10 fois supérieure, soit 2 530 pg/l, dont 68 % sous forme de décaBDE. L'augmentation marquée de la concentration en PBDE dans la rivière Yamaska Nord à la hauteur de Granby s'explique sans doute par l'importance du secteur manufacturier dans cette ville. On trouve à Granby plusieurs industries spécialisées dans la fabrication ou la transformation de plastiques, du caoutchouc ou des résines. Le domaine du textile y est aussi bien représenté. Les industries de ce secteur sont spécialisées dans les textiles techniques à haute performance utilisés par l'armée, l'aéronautique ainsi que pour la prévention des incendies (CLD Haute-Yamaska, 2008).

L'apport de PBDE dans la rivière Yamaska Nord à la hauteur de Granby mène à une plus grande accumulation de ces produits dans le poisson. Des pêches scientifiques réalisées en 2003 ont révélé une concentration de 13,0 ng/g de PBDE dans le meunier noir (*Catostomus commersonii*) pêché en amont de la ville, alors qu'en aval, la concentration était de 319 ng/g (Laliberté, D., MDDEP, données non publiées, concentrations dans le poisson entier). La concentration de 13,0 ng/g en amont de la ville est près de la valeur de 8,4 ng/g calculée par

Tableau 4 Concentrations totales de tétra, penta et hexaBDE dans les échantillons d'eau brute à chacun des sites d'échantillonnage

Échantillon	Lavaltrie	Terrebonne	Drummondville	Montréal	Nicolet	Lévis	Tracy	Saint-Hyacinthe	Granby (amont)	Granby (aval)
	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)	(pg/l)
1	952	392	361	24	48,2	179	291	434	65	2 940
2	355	354		11,6		134	164	229	77	913
3	439	189		12,3		150	102	145	7	1 010
4	291	249		15,3		60	163	142	ND	243
5	535	344		18,7		189	130	320		
6	305	451		ND		2 360	130	513		
7						131	433	154		
8						113	204	210		
9							228	437		
10							184	147		
11							193	153		
Médiane	397	349	361	13,8	48,2	142	184	210	36	960

Environnement Canada comme la concentration au-delà de laquelle des effets négatifs peuvent être appréhendés pour la faune terrestre piscivore. La teneur de 319 ng/g mesurée en aval de la ville est près de 40 fois supérieure à cette valeur. Les rejets de PBDE dans la rivière Yamaska Nord à la hauteur de Granby font donc passer les concentrations dans le cours d'eau d'un niveau près du seuil jugé sécuritaire à un niveau probablement nuisible pour la faune terrestre piscivore.

Les teneurs de PBDE dans le poisson et dans l'eau à Granby donnent des facteurs de bioconcentration de 49 800 en amont de la ville et de 72 400 en aval. Ces valeurs sont plus élevées que la valeur de 27 400 proposée par la CEE comme facteur de bioconcentration pour le mélange commercial PeBDE (voir l'annexe 3). Plusieurs facteurs peuvent expliquer cet écart, notamment le fait que le poisson capturé à Granby contient beaucoup de tétraBDE et que le facteur de bioconcentration établi pour cette famille de congénères (66 7000; voir l'annexe 3) est plus élevé que celui du mélange commercial (27 400). Les tétraBDE constituent de 75 % à 80 % des PBDE mesurés dans le poisson, mais seulement de 24 % à 38 % du mélange commercial. Ces résultats illustrent la complexité des mécanismes en jeu dans l'absorption des PBDE par la faune, des mécanismes qui ne sont pas encore bien élucidés.

Les congénères détectés dans le poisson prélevé en aval de Granby sont, par ordre décroissant de concentration, les congénères 47, 100, 154, 153, 28, 49, 119, 99, 85, 183, 209, 184 et 197. Malgré le fait que le congénère 209 (décaBDE) soit le congénère dominant (68 %) dans l'eau en aval de Granby, ce congénère est pratiquement absent des meuniers noirs pêchés à cet endroit. Il est difficile de savoir si cette quasi-absence de décaBDE dans le poisson est due à une non-absorption de ce congénère de forte taille ou à une débromation subséquente à l'absorption. Ce dernier phénomène a peut-être cours en aval de Granby, car les teneurs en congénères tétraBDE à hexaBDE dans l'eau (960 pg/l) peuvent difficilement expliquer les 319 ng/g de PBDE dans le meunier noir, le facteur de bioconcentration entre ces deux valeurs étant de 332 300, ce qui est beaucoup plus élevé que toutes les estimations concernant le poisson rapportées dans l'annexe 3.

Il est également possible que les meuniers noirs pêchés en aval de Granby soient exposés à des PBDE accumulés dans les sédiments, car ces produits ont tendance à s'accumuler dans ce compartiment de l'écosystème et le meunier noir est une espèce benthivore.

Les facteurs de bioconcentration des PBDE de l'eau aux poissons varient passablement selon les études (voir l'annexe 3) et comme le montrent les facteurs différents obtenus en amont (49 800) et en aval (72 400) de Granby. Cette variabilité rend difficile et incertaine l'estimation d'une concentration de PBDE dans l'eau permettant de protéger les organismes du haut de la pyramide trophique. Une façon d'éviter cette incertitude est de mesurer les PBDE directement dans le poisson, plutôt que dans l'eau, et de comparer les résultats obtenus à la valeur de 8,4 ng/g estimée par Environnement Canada (2004) comme étant protectrice de la faune terrestre piscivore.

Comparaison aux concentrations mesurées ailleurs

On constate, à l'examen des revues de la documentation scientifique sur les concentrations de PBDE dans l'environnement, que ces substances ont surtout été analysées dans les sédiments, les sédiments en suspension, la faune et chez l'humain. Relativement peu de données ont été

Tableau 5 Proportion des différents congénères des PBDE aux dix stations d'échantillonnage

Congénère	Drummondville	Granby		Lavaltrie	Lévis	Montréal	Nicolet	Saint-Hyacinthe	Terrebonne	Tracy
		Aval	Amont							
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
IUPAC # 17	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,0	0,04	0,0	0,09
IUPAC # 28	1,3	0,16	0,0	0,44	0,0	0,0	0,0	0,38	0,67	0,78
IUPAC # 47	37	10	7,8	20	39	51	45	21	20	32
IUPAC # 49	1,8	0,50	0,0	0,76	0,03	0,0	0,0	1,3	1,1	1,9
IUPAC # 66	0,0	0,23	0,0	0,65	0,0	0,0	0,0	0,02	0,45	0,27
IUPAC # 71	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 77	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 85	0,64	0,11	0,0	0,63	0,0	0,0	0,0	0,0	0,40	0,01
IUPAC # 99	42	12	5,4	20	19	36	36	15	20	24
IUPAC # 100	9,0	2,5	1,5	4,3	0,85	9,0	9,0	2,8	4,5	5,1
IUPAC # 119	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 126	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 138	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,11	0,0
IUPAC # 153	4,0	2,0	0,0	2,2	0,99	0,0	0,0	3,6	3,2	3,6
IUPAC # 154	3,9	1,1	0,0	1,8	0,71	3,8	0,0	2,5	1,9	2,9
IUPAC # 156	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 183	0,88	1,8	0,0	0,96	0,0	0,0	0,0	9,4	5,3	2,0
IUPAC # 184	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 191	0,0	0,0	0,0	0,0	0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 196	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,09	0,0	0,12
IUPAC # 197	0,0	0,1	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	1,6	0,0	0,39
IUPAC # 206	0,0	0,0	0,0	0,26	0,10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
IUPAC # 207	0,0	0,0	0,0	0,20	0,10	0,0	0,0	0,25	0,0	0,0
IUPAC # 209	0,0	68	85	48	36	0,0	0,0	42	43	27

publiées sur les concentrations dans l'eau. Le tableau 6 présente des données de PBDE dans l'eau recensées dans la documentation scientifique. Les concentrations mesurées dans les Grands Lacs (maximum de 158 pg/l) sont relativement faibles, ce qui concorde avec les faibles concentrations mesurées à la station d'eau potable de Montréal, qui est exposée à l'eau provenant des Grands Lacs. Les concentrations nettement supérieures à 1 000 pg/l mesurées dans un total de 13 échantillons de la présente étude, provenant de l'aval de Granby, de Lavaltrie, de Lévis et de Saint-Hyacinthe, sont supérieures au maximum recensé dans la documentation scientifique, soit 926 pg/l dans la rivière Spokane dans l'État de Washington.

Plusieurs facteurs peuvent être invoqués pour expliquer les concentrations relativement fortes obtenues dans le cadre de la présente étude. Le facteur le plus important est peut-être le choix des sites d'échantillonnage. Cette étude comprend des sites situés en aval d'agglomérations urbaines et industrielles relativement importantes par rapport à la taille du cours d'eau récepteur, ce qui n'est peut-être pas le cas de la plupart des études rapportées dans le tableau 6. Le fait que les résultats de cette étude soient plus récents (2004-2007) que ceux rapportés dans le tableau 6 (années 1990, début des années 2000) pourrait aussi contribuer à l'écart, car il est reconnu que les concentrations de PBDE dans l'environnement sont en croissance (Eriksson et autres, 2001; Environnement Canada, 2004; Lebeuf et autres, 2004; Pelletier et autres, 2008).

Tableau 6 Concentrations de PBDE dans l'eau rapportées dans la documentation scientifique

Endroit	Concentration PBDE (pg/l)	Référence
Lac Ontario	Jusqu'à 13	Luckey et al., 2001; cité dans Environnement Canada, 2004.
Lac Michigan	21,1*	Streets et al., 2006.
Lac Michigan 1999	3 à 158	Stapelton et Baker 2001 cité dans Environnement Canada, 2004.
Lac Winnipeg	9,6 à 101	Law et al., 2006.
Eaux de surface en Etats-Unis	< 200 à 710	Kuch et al. 2001 cité dans Hale et al., 2003.
Côtes hollandaises	0,1 à 5	Booij et al., 2002.
Estuaire de San Francisco	3 à 513	Oros et al., 2005.
Lacs et rivières de l'état de Washington	< LD à 926	Johnson et al., 2006.

* Moyenne de 7 échantillons; 18 pg/l dans la phase dissoute et 3,1 pg/l dans la phase particulaire

Résultats dans l'eau traitée

Les concentrations de PBDE mesurées dans les échantillons d'eau traitée sont présentées dans le tableau 7. À Lévis, l'eau potable n'a été analysée qu'une seule fois, soit le 6 novembre 2005, et la concentration totale de PBDE dans l'échantillon était de 68 pg/l. À Lavaltrie, 4 analyses ont été faites et les concentrations mesurées ont varié de 56 pg/l à 177 pg/l, pour une médiane de 77 pg/l. À Terrebonne, 4 prélèvements ont également été effectués, aux mêmes dates qu'à Lavaltrie, et les concentrations mesurées varient de 11 pg/l à 33 pg/l, pour une médiane de 16,5 pg/l. Ces médianes sont du même ordre de grandeur que la valeur de 13 pg/l utilisée par Santé Canada pour évaluer les effets potentiels des PBDE sur la santé humaine. À ces concentrations, l'eau potable est considérée comme une voie négligeable d'exposition humaine aux PBDE (Santé Canada, 2004).

Les concentrations de PBDE totaux dans les échantillons d'eau brute prélevés en même temps que l'eau traitée aux stations de Lavaltrie et de Terrebonne varient de 498 pg/l à 4 010 pg/l, alors que dans les échantillons d'eau traitée, elles varient de 11 pg/l à 177 pg/l. Ces deux stations de traitement ont donc une efficacité d'enlèvement des PBDE de plus de 93 % (voir le tableau 8). Dans l'eau traitée, on n'a détecté essentiellement que les congénères 47 (un tétraBDE) et 99 (un pentaBDE). Le congénère 209 (le décaBDE), pourtant bien présent dans l'eau brute des stations de traitement (voir le tableau 5), n'a pas été détecté en quantité mesurable dans l'eau traitée.

L'efficacité des chaînes de traitement d'eau potable à éliminer les PBDE tient sans doute en partie à la tendance qu'ont ces substances à adhérer aux particules en suspension, dont une partie est retenue lors de la filtration. C'est peut-être ce qui explique que l'efficacité de traitement semble croître avec la taille des molécules : 76 % et 92 % pour le congénère 47 (tétraBDE), 88 % et 96 % pour le congénère 99 (pentaBDE) et 100 % pour le congénère 209 (décaBDE) (voir le tableau 8). Les traitements oxydatifs utilisés à ces deux stations de traitement, dont l'ozone à Terrebonne et les rayons ultraviolets à Lavaltrie, contribuent sans doute à l'élimination des PBDE.

Les mesures instaurées par le gouvernement fédéral le 19 juin 2008 pourraient contribuer à une diminution des PBDE dans l'eau potable. En effet, ces mesures comprennent une interdiction de l'usage des tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE, ce qui comprend les congénères 47 et 99, tandis que le congénère 209, dont l'usage demeure permis, ne semble pas traverser les chaînes de traitement d'eau potable. Cette diminution des concentrations de PBDE dans l'eau potable n'est toutefois pas assurée car, selon Ross et autres (2009), il se forme actuellement de grandes accumulations de congénère 209 dans les sédiments des plans d'eau et, par débromation partielle, ces réservoirs de décaBDE pourraient devenir de sources de tétraBDE à hexaBDE pour de longues périodes à venir.

Tableau 7 Concentrations de PBDE totaux dans l'eau potable

Ville	Date	Concentration (pg/l)
Lévis	2005-11-06	68
Lavaltrie	2006-07-05	177
	2006-09-06	74
	2006-11-07	56
	2007-03-20	80
	Médiane	77
Terrebonne	2006-07-05	20
	2006-09-06	13
	2006-11-07	33
	2007-03-20	11
	Médiane	16,5

Tableau 8 Élimination des PBDE par les stations de traitement d'eau potable

	Médiane eau brute (pg/l)	Médiane eau traitée (pg/l)	Élimination (%)
Congénères totaux			
Lavaltrie	1 175	77	93
Terrebonne	598	16,5	97
Congénère #47			
Lavaltrie	195	46,0	76
Terrebonne	135	10,5	92
Congénère #99			
Lavaltrie	190	23,0	88
Terrebonne	135	6,0	96
Congénère #209			
Lavaltrie	730	ND	100
Terrebonne	305	ND	100

CONCLUSION

Les quelques échantillonnages d'eau potable réalisés dans le cadre de la présente étude tendent à confirmer que l'eau potable est une voie négligeable d'exposition humaine aux polybromodiphényléthers (PBDE). Les deux stations de traitement d'eau potable qui ont fait l'objet d'échantillonnages de l'eau brute et de l'eau traitée, soit celles des municipalités de Lavaltrie et de Terrebonne, ont éliminé plus de 90 % des PBDE totaux présents dans l'eau brute. Les concentrations résiduelles dans l'eau potable traitée sont faibles, soit du même ordre de grandeur que la concentration qui a mené Santé Canada à conclure que l'eau potable n'est pas une voie significative d'exposition humaine aux PBDE.

L'étude démontre par ailleurs que les concentrations de PBDE dans les cours d'eau sont variables et élevées à certains endroits :

- la concentration médiane de PBDE totaux aux différents sites d'échantillonnage varie de 14 pg/l à 2 530 pg/l;
- à 3 sites d'échantillonnage, la concentration médiane pour la somme des congénères tétraBDE à hexaBDE dépasse 300 pg/l, ce qui pourrait constituer un risque pour la faune terrestre piscivore;
- dans plusieurs échantillons, la concentration de PBDE totaux dépasse 1 000 pg/l, ce qui est élevé en comparaison des concentrations mesurées ailleurs et rapportées dans la documentation scientifique;
- dans du poisson capturé en aval de Granby, la concentration de PBDE totaux (319 pg/g) excède largement la valeur au-delà de laquelle des effets négatifs peuvent être appréhendés pour la faune terrestre piscivore (8,4 ng/g).

Une réglementation du gouvernement fédéral, entrée en vigueur en juin 2008, pourrait mener à une diminution des apports de PBDE dans l'environnement. Cependant, cette réglementation ne vise pas tous les PBDE présentement utilisés et, aux endroits où les concentrations sont présentement élevées, il n'est pas assuré qu'il en résultera une diminution des concentrations à un niveau suffisamment bas pour protéger la faune terrestre piscivore. Il y a donc lieu de poursuivre la surveillance des PBDE dans les milieux aquatiques.

BIBLIOGRAPHIE

BIRNBAUM, L.S et D.F. STASKAL, 2004. *Brominated flame retardants: Cause for concern?*, Environmental Health Perspectives, vol. 112, n° 1, p. 9-17.

BOOIJ, K., B. N. ZEGERS, et J. P. BOON, 2002. *Levels of some plubrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardant along the Dutch coast as derived from their accumulation in SPMDs and blue mussels (Mytilus edulis)*, Chemosphere, vol. 46, n° 5, p. 638-688.

BSEF, 2008. *Bromine Science and Environmental Forum*, [en ligne]. <http://www.bsef.com/>. Page consultée le 23 août 2008.

CENTRE SAINT-LAURENT, 2008. *À la recherche des polybromodiphényléthers (PBDE), de nouveaux contaminants chimiques dans l'environnement*, dans le site d'Environnement Canada, [en ligne]. http://www.qc.ec.gc.ca/csl/inf/inf057_f.html (page consultée le 5 juin 2008).

CLD HAUTE-YAMASKA, 2008. *Profil du secteur industriel*, dans le site du Centre local de développement de la Haute-Yamaska, [en ligne]. http://www.haute-yamaska.com/CLD/Asp/Page.asp?L=Fr&Page=/cld/fr/secteurs/industrie/profil_ind.html (page consultée le 26 juin 2008).

COSSA, D., T.T. PHAM, B. RONDEAU et B. QHÉMERAIS, 1996. *Principes et pratiques d'échantillonnage d'eaux naturelles en vue du dosage de substances et d'éléments présents à l'état de traces et ultra-traces*, Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, document de travail DT-5, 26 p.

DELAYE, E., M. HERRERA et C. OUDOT, 2005. *Évaluation et gestion des risques liés à l'exposition aux substances ignifuges bromées*, École Nationale de Santé Publique, 49 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2009a. *Rapport sur l'état des connaissances scientifiques concernant la bioaccumulation et la transformation du décabromodiphényléthers*, ébauche, mars 2009, 158 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2009b. *Stratégie de gestion du risque pour les polybromodiphényléthers (PBDE)*, version révisée, mars 2009, Direction des secteurs des produits chimiques, Direction générale de l'intendance environnementale, 27 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2009c. *Projet d'entente sur la performance environnementale – Entente de performance pour contrôler, surveiller et minimiser le rejet de mélange commercial de décabromodiphényléther (décaBDE) des installations canadiennes où le décaBDE est utilisé ou manipulé*, 21 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2006. *Projet de stratégie de gestion du risque pour les polybromodiphényléthers (PBDE)*, Division du secteur des produits chimiques, Direction Générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, 17 pages.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2004. *Rapport d'évaluation environnementale préalable des polybromodiphényléthers (PBDE)*, Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999), dans le site d'Environnement Canada, [en ligne]. http://www.ec.gc.ca/RegistreLCPE/documents/subs_list/PBDE_draft/PBDE_TOC.cfm (page consultée le 3 juin 2008).

ERIKSSON, P., E. JAKOBSSON et A. FREDRIKSSON, 2001. *Brominated flame retardants: A novel class of developmental neurotoxicants in our environment?*, Environmental Health Perspectives, vol. 109, n° 9, p. 903-908.

GAZETTE DU CANADA, 2006. *Règlement sur les polybromodiphényléthers*, Gazette du Canada, partie I, vol. 140, n° 50, p. 4285-4299.

GAZETTE DU CANADA, 2008. *Règlement sur les polybromodiphényléthers*, Gazette du Canada, partie II, vol. 142, n° 14, p. 1663-1664.

HALE, R. C., M. ALAEE, J. B. MANCHESTER-NEESVIG, H. M. STAPLETON et M. G. IKONOMOU, 2003. *Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the North American environment*, Environment International, vol. 29, p. 771-779.

JOHNSON, A., K. SEIDERS, C. DELIGEANNIS, K. KINNEY, P. SANDVIK, B. ERA-MILLER et D. ALKIRE, 2006. *PBDE Flame Retardants in Washington Rivers and Lakes: Concentrations in Fish and Water, 2005-06*, Washington State Department of Ecology, publication n° 06-03-027.

LALIBERTÉ, D. et N. MERCIER, 2006. *Application de la Méthode ESCOTE : l'échantillonnage intégré pour la mesure des BPC, des HAP, des dioxines et des furanes dans l'eau des rivières Richelieu et Yamaska 2001-2003*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 38 pages.

LAW, K., T. HALLDORSON, R. DANELL, G. STERN, S. GEWURTZ, M. ALAEE, C. MARVIN, M. WHITTLE et G. TOMY, 2006. *Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a lake Winnipeg (Canada) food web*, Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 25, n° 8, p. 2177-2186.

LEBEUF, M. B.GOUTEUX, L. MEASURES et S. TROTTIER, 2004. *Levels and Temporal Trends (1988-1999) of Polybrominated Diphenyl Ethers in Beluga Whales (Delphinapterus leucas) from the St. Lawrence Estuary*, Canada Environ. Sci. Technol., vol. 38, n° 11, p. 2971-2977.

MENV, 1999. *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, ministère de l'Environnement, Envirodoq n° EN990224, rapport n° EA 14, pagination multiple.

PELLETIER, M., B. RONDEAU, C. GAGNON et F. MESSIER, 2008. *Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans le Saint-Laurent : de nouveaux contaminants à surveiller*, Environnement Canada, affiche scientifique présentée au 12^e colloque annuel du Chapitre Saint-Laurent, Québec, 29-30 mai 2008.

OROS, D.R., D. HOOVER, F. RODIGARI, D. CRANE et J. SERICANO, 2005. *Levels and Distribution of Polybrominated Diphenyl Ethers in Water, Surface Sediments and Bivalves from the San Francisco Estuary*, Environmental Science and Technology, vol. 39, n° 1, p. 33-41.

ROSS, P. S., C. M. COUILLARD, M. G. IKONOMOU, S. C. JOHANNESSEN, M. LEBEUF, R. W. MACDONALD et G. T. TOMY, 2009. *Large and growing environmental reservoirs of Deca-BDE present an emerging health risk for fish and marine mammals*, Mar. Pollut. Bul., vol. 58, p. 7-10.

SANTÉ CANADA, 2004. *Rapport sur l'état des connaissances scientifiques sous-jacentes à une évaluation préalable des effets sur la santé – Polybromodiphényléthers (PBDE)*, 30 pages.

SCPOP, 2009. « Les gouvernements s'unissent afin d'intensifier leurs efforts pour réduire la dépendance mondiale au DDT et ajouter neuf produits chimiques à la liste existante d'un traité international », dans le site Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. [en ligne]. <http://chm.pops.int/Convention/Pressrelease/COP4Geneva9May2009/tabid/542/language/en-US/Default.aspx> (page consultée le 15 mai 2009).

STREETS, S. S., S. A. HENDERSON, A. D. STONER, D. L. CARLSON, M. F. SIMCIK et D. L. SWACKHAMER, 2006. *Partitioning and Bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan*, Environmental Science and Technology, vol. 40, p. 7263-7269

VIBERG, H., A. FREDRIKSSON et P. ERICKSSON, 2002. *Neonatal exposure to brominated flame retardant 2,2'4,4,5-pentabromodiphenyl ether causes altered susceptibility in the cholinergic transmitter system in adult mouse*, Toxicol. Sci., vol. 67, p. 104-107.

WARD, J., S. P. MOHAPATRA et A. MITCHELL, 2008. *An overview of policies for managing polybrominated ethers (PBDEs) in the Great Lakes basin*, Environment International, vol. 34, p. 1148-1156.

ANNEXE 1 INFORMATIONS ADDITIONNELLES SUR LES PBDE

Le contenu de la présente annexe a été tiré de revues de la documentation scientifique sur les PBDE publiées au cours des dernières années, notamment celles réalisées par le gouvernement fédéral pour l'évaluation de ces substances, dans le cadre de la LPCE (Environnement Canada, 2004; Santé Canada, 2004). Une revue sur les PBDE réalisée en États-Unis, à l'École Nationale de Santé Publique, (Delahaye et autres, 2005) et des revues publiées sous forme d'articles scientifiques (Birnbbaum et Staskaal, 2004; Eriksson et autres, 2001) ont également été consultées.

Principaux usages et volumes de production

Le tableau A1.1 présente les principaux usages des trois mélanges commerciaux de PBDE. Il semble qu'au moins 90 % du PeBDE produit dans le monde soit utilisé dans les mousses de polyuréthane, lesquelles servent notamment dans le rembourrage des meubles et des banquettes d'automobile ainsi que dans des matériaux d'insonorisation. Le mélange d'OBDE est surtout utilisé dans des polymères tels que l'acrolonitrile-butadiène-styrène (ABS), qui est employé dans la fabrication de boîtiers d'ordinateurs, de meubles de bureau, de tuyauterie, de pièces d'automobiles, etc. Le DBDE est surtout utilisé dans le polystyrène et d'autres polymères résistant aux chocs. Ces polymères servent notamment dans les boîtiers d'ordinateurs et de téléviseurs, les composantes électriques et électroniques, les câbles et les revêtements textiles (Environnement Canada, 2004). Au début des années 2000, le mélange commercial PeBDE était le plus utilisé au Canada, suivi du DBDE, alors que le mélange OBDE n'était utilisé qu'en très faible quantité (Environnement Canada, 2006).

Tableau A1.1 Principales applications des mélanges commerciaux de PBDE

Source : Environnement Canada, 2006

Mélange commercial de PBDE	PeBDE	OBDE	DBDE
Résine associée	Polyuréthane	Acrolonitrile butadiène polystyrène (ABS)	Polystyrène
Principales applications	Équipement divers (mousse flexible) Industrie automobile Ameublement Isolation de bâtiments	Circuits imprimés Interrupteur et composantes électriques Équipements électroniques	Boîtiers des produits électroniques (ordinateur, téléphone, téléviseur, etc.) Câbles Textiles Meubles

Selon les données de l'industrie rapportées par Environnement Canada (2004), la demande mondiale de PBDE en 1999 a été d'environ 67 400 tonnes métriques. En ajoutant le tétrabromobiphénol-A et l'hexabromocyclohexane, des ignifuges bromés qui ne sont pas des PBDE, le total atteint 118 000 tonnes (Delahaye et autres, 2005). Selon la même source, la production annuelle de PBDE a triplé de 1980 à 1999.

L'Amérique et l'Europe utilisent respectivement un peu plus de 50 % et 12 % de la production mondiale de PBDE et, en Amérique, la production ne cesse d'augmenter (Birnbbaum et Staskaal, 2004). En Europe, le PeBDE et l'OBDE ont été retirés du marché alors qu'en Amérique, leur consommation respective a été de 7 100 et 1 500 tonnes en 1999.

Les agents ignifuges peuvent être classés en deux catégories : les ignifuges réactifs et les ignifuges additifs. Les ignifuges réactifs sont chimiquement liés aux plastiques tandis que les additifs sont simplement ajoutés et mélangés aux autres composés de polymères (Delahaye et autres, 2005). Les agents ignifuges additifs tendent à être moins stables et se libèrent plus facilement de la matrice qui les contient (Birnbaum et Staskal, 2004). Selon Environnement Canada (2004), les PBDE sont surtout des ignifuges additifs.

Sources de PBDE, présence dans l'environnement et chez l'humain

Il n'existe aucune source naturelle de PBDE. Ces composés sont libérés dans l'environnement, principalement à partir des produits de consommation qui en contiennent, par les sites d'enfouissement de déchets et les rejets d'eaux usées municipales ou industrielles. Les PBDE peuvent aussi être libérés dans l'eau ou dans l'air lors de la fabrication de divers produits. On les retrouve dans l'air, dans l'eau de surface et même dans les sols (Environnement Canada, 2004).

Les apports de PBDE dans l'environnement dépendent des mélanges commerciaux de PBDE utilisés et de l'état des produits de consommation qui les contiennent (l'étape du cycle de vie du produit). Les produits contenant du PeBDE libèrent l'agent ignifuge lors de leur utilisation et les pertes sont moindres lors de l'élimination. Les PBDE du mélange d'OPBE sont libérés lors de l'élimination du produit de consommation ou lors du mélangeage de la résine. Les plastiques contenant du DBDE libèrent ce produit lorsque les plastiques sont élimés. Les PBDE contenus dans les textiles (DBDE) sont rejetés dans l'environnement pendant toute la durée de vie du textile, principalement lors du lavage, et les produits associés se retrouvent alors dans les eaux usées (Environnement Canada, 2006).

Le tableau A1.2 présente les propriétés physicochimiques de base de trois groupes de congénères PBDE utilisés dans les mélanges commerciaux de ces substances, soit les pentaBDE, les octaBDE ainsi que le décaBDE, qui ne compte qu'un seul congénère. Ces composés sont peu solubles dans l'eau et ont des coefficients de partition octanol-eau élevés. Ces caractéristiques font que lorsqu'ils se retrouvent en milieu aquatique, les PBDE ont tendance à passer de l'eau aux sédiments et aux organismes aquatiques. Étant donné qu'ils sont persistants et peu biodégradables, ils ont tendance à s'accumuler dans les sédiments et les organismes.

Les congénères tétraBDE à hexaBDE sont reconnus comme étant fortement bioaccumulables. Selon certaines sources, les congénères plus bromés, dont le décaBDE, ne seraient pas bioaccumulables, car leur forte taille les rendrait moins assimilables par les cellules. Cependant, après une certaine débromation dans l'environnement ou à l'intérieur des organismes vivants, ils deviendraient assimilables et bioaccumulables (Environnement Canada, 2004). D'autres sources tendent à démontrer que les congénères plus bromés sont directement assimilables et bioaccumulables. En effet, des concentrations appréciables de décaBDE ont été mesurées dans des poissons pêchés dans la baie de Chesepeake (Klosterhaus et Baker, 2004 cité dans Law et autres, 2006), dans le lac Winnipeg (Law et autres, 2006) et dans des oiseaux (Environnement Canada, 2009a). Selon certains chercheurs, il y a lieu de se préoccuper du décaBDE, dont l'accumulation dans l'environnement est importante et en croissance (Ross et autres, 2009).

En Amérique du Nord, y compris l'Arctique canadien, les concentrations de PBDE dans l'environnement ont crû substantiellement au cours des dernières décennies (Eriksson et autres, 2001). Par exemple, dans les œufs de goélands argentés de trois sites de nidification des Grands lacs,

Tableau A1.2 Principales propriétés physico-chimiques de trois groupes de PBDE : les pentaBDE, les octaBDE et le décaBDE

Source : Delahaye *et al.*, 2005

	pentaBDE	octaBDE	décaBDE
Formule brute	C ₁₂ H ₅ Br ₅ O	C ₁₂ H ₂ Br ₈ O	C ₁₂ Br ₁₀ O
Numéro CAS	32534-81-9	32536-52-0	1163-19-5
Nombre de congénères individuels	46	12	1
État physique (20°C, 101 325 kPa)	Liquide visqueux ou semi-solide, solide cristallin blanc	Poudre ou flocons	Poudre cristalline
Masse molaire (g/mol)	564,69	801,88	959,2
Solubilité dans l'eau (25°C, mg/l)	0,0133	0,0005	0,0001
Pression de vapeur (21°C, Pa)	4,69 e-005	6,59 e-006	4,63 e-006
Coefficient de partition octanol/eau (log K _{oe})	6,57	6,29	6,27
Biodégradabilité	Non biodégradable	Non biodégradable	Non biodégradable

les concentrations de pentaBDE, qui étaient de 4,7 µg/kg à 8,3 µg/kg en 1981, atteignaient de 400 µg/kg à 927 µg/kg en 2000 (Environnement Canada, 2004). Dans les bélugas du Saint-Laurent, en 1997-1999, les concentrations de PBDE étaient respectivement de 466 µg/kg et de 665 µg/kg de poids humide de graisse chez les mâles et les femelles, soit environ 20 fois supérieures à celles mesurées de 1988 à 1990 (Lebeuf et autres, 2004). De plus, depuis les 10 dernières années, les concentrations de décaBDE ont quintuplé dans les matières en suspension du Saint-Laurent à la hauteur de Québec et elles ont doublé dans les sédiments des lacs Saint-François et Saint-Pierre (Pelletier et autres, 2008).

La persistance de ces produits et leur bioaccumulation dans les organismes vivants et par la chaîne alimentaire engendre une croissance de la charge corporelle de PBDE dans la population humaine (Delahaye et autres, 2005). En Suède, un suivi mis en œuvre durant les années 1970 a permis de constater l'apparition des PBDE dans le lait maternel. Les concentrations ont augmenté jusqu'en 1997, puis elles ont commencé à décliner, peut-être à la suite du retrait du PeBDE du marché européen au cours des années 1990 (Birnbaum et Staskall, 2004).

Le PeBDE est encore utilisé en Amérique du Nord, ce qui explique sans doute le fait que les concentrations de PBDE dans le lait maternel en Amérique soient plus fortes qu'elles ne l'ont jamais été en Europe et qu'elles ne semblent pas avoir commencé à diminuer. Des études publiées en 2002 et rapportées par Birnbaum et Staskall (2004) font état de concentrations médianes de 3,2 ng et de 1,4 ng de PBDE par gramme de lipides dans le lait maternel respectivement en Suède et au Japon, alors qu'au Canada et aux Etats-Unis, elles étaient respectivement de 25 ng et 41 ng. Selon les mêmes études, dans le lait maternel des Canadiennes, les concentrations de la somme de sept congénères de PBDE sont passées de 3,0 ng/g de lipides en 1992 à 25 ng/g de lipides en 2002.

Toxicité

Organismes du milieu naturel

Les PBDE ont fait l'objet de différents essais de toxicité. C'est avec des essais de 21 jours portant sur la mortalité, la croissance et la reproduction du crustacé *Daphnia magna* que des effets sur un organisme du milieu aquatique ont été observés aux concentrations les plus basses. Pour cette espèce, les concentrations de PeBDE sans effet observable (CSEO) et les concentrations minimales avec effet observable (CMEO) les plus faibles ont été respectivement de 5,3 µg/l et 9,8 µg/l. Ces concentrations sont nettement plus fortes que celles que l'on mesure généralement dans l'environnement, qui sont de l'ordre des picogrammes ou des nanogrammes par litre. Il en est de même pour le OBDE et le DBDE, dont les CSEO et CMEO les plus faibles sont supérieures à 2 µg/l (Environnement Canada, 2004). Ces résultats ont mené Environnement Canada (2004) à conclure qu'aux concentrations où on les trouve dans l'environnement, les PBDE ne constituent pas une menace pour les organismes pélagiques.

Cependant, à cause de leur persistance et de leur bioaccumulation, les PBDE sont préoccupants pour les organismes situés plus haut dans le réseau trophique. À partir de la documentation scientifique, Environnement Canada (2004) rapporte des concentrations de PeBDE et d'OBDE dans des poissons atteignant respectivement 1,25 mg/kg et 0,325 mg/kg de poids humide, alors que les concentrations sans effet pour un prédateur terrestre piscivore (vison) seraient respectivement de 0,0084 mg/kg et 0,06 mg/kg de poids humide. Pour le PeBDE et l'OBDE, les concentrations mesurées dans le poisson sont donc respectivement 149 et 5,4 fois plus élevées que le seuil sécuritaire pour protéger la faune terrestre piscivore. C'est ce qui a mené à conclure 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 ». De plus, « les concentrations élevées de constituants du PeBDE des sédiments peuvent présenter un risque pour les organismes benthiques » (Environnement Canada, 2004).

Vu la disponibilité récente et minimale de données sur la toxicité des PBDE, les organismes gouvernementaux n'ont pas encore proposé, concernant ces substances, de critères de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique ou pour la protection de la faune terrestre piscivore.

Santé humaine

Des études réalisées sur des rats de laboratoire démontrent que les PBDE peuvent causer des altérations du foie (Viberg et autres, 2002). D'autres études ont mis en évidence des effets neuro-comportementaux chez de jeunes souris. Les souriceaux exposés à une seule dose de PBDE, par gavage, 10 jours après leur naissance, ont montré des changements du comportement moteur, de l'apprentissage, de la mémoire, de la capacité d'habituation et de l'activité globale (Eriksson et autres, 2001, cité par Santé Canada 2004 et Environnement Canada, 2004). À partir des résultats de ces études et d'autres données, Santé Canada a estimé que la dose critique pour protéger la santé humaine est de 0,8 mg de PeBDE/kg de poids corporel. D'autre part, le groupe le plus exposé au Canada serait celui des nouveau-nés allaités naturellement, qui seraient exposés à 2,6 µg/kg de poids corporel/jour. Un facteur de 300 constitue la marge de sécurité entre ces valeurs, mais à cause des nombreuses incertitudes, dont la capacité de bioaccumulation des PBDE, on considère qu'une « autre évaluation en profondeur des données pertinentes s'impose » (Santé Canada, 2004). Toutefois, cette évaluation plus poussée n'est pas jugée prioritaire, à cause du facteur de sécurité de 300

et du fait que les mesures prises récemment pour diminuer l'exposition de la faune aux PBDE devraient également faire diminuer l'exposition humaine (Santé Canada, 2004).

Le mécanisme par lequel les PBDE influencent le développement neuro-comportemental n'est pas encore élucidé. Cependant, des études démontrent que ces produits peuvent avoir des effets sur différents systèmes endocriniens, ce qui en fait des perturbateurs endocriniens reconnus (Birnbaum et Staskal, 2004).

Au Canada, les aliments (y compris le lait maternel) constituent la principale voie d'exposition aux PBDE pour tous les groupes d'âge, sauf celui des bébés de 0 à 6 mois nourris au lait maternelisé, pour lequel la principale voie d'exposition est la poussière (Santé Canada, 2004).

Mesures de gestion et de contrôle au Canada

Au Canada, en 2006, à la lumière du rapport d'évaluation préalable sur les incidences écologiques et les effets sur la santé humaine des PBDE, Environnement Canada et Santé Canada ont conclu que les tétraBDE, les pentaBDE et les hexaBDE répondent aux critères de persistance et de bioaccumulation, tels qu'ils sont définis dans la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Ces conclusions ont amené ces ministères à ajouter les PBDE à la liste des substances toxiques au sens de la Loi, bien que ces composés chimiques ne représentent pas un danger immédiat pour la santé humaine.

Ward et autres (2008) ont fait la revue des réglementations ayant cours sur les PBDE dans le bassin des Grands Lacs, avant l'entrée en vigueur du règlement fédéral canadien de juin 2008. Ces auteurs jugeaient les réglementations d'alors insuffisantes pour faire diminuer les concentrations de PBDE dans l'environnement.

Le projet de réglementation sur les PBDE en vertu de la LCPE a été publié dans la Gazette du Canada en décembre 2006 et le règlement final est entré en vigueur le 19 juin 2008 (Gazette du Canada, 2008). Ce règlement a pour objectif de protéger l'environnement contre les risques liés à l'utilisation et au rejet de PBDE. Il interdit la fabrication de tous les PBDE sur le territoire canadien ainsi que l'utilisation, la vente, la mise en marché et l'importation de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE. Ces trois familles de congénères sont ciblées car elles répondent aux critères de quasi-élimination en vertu de la LCPE, ce qui signifie que le rejet de ces produits dans l'environnement doit être inférieur à la concentration la plus faible qui puisse être mesurée avec exactitude. La réglementation vise principalement les mélanges commerciaux PeBDE et OBDE, car ce sont ces mélanges qui contiennent les congénères ciblés (voir le tableau 1 du rapport).

Des organismes environnementaux ont contesté le fait que la réglementation fédérale entrée en vigueur le 19 juin 2008 ne vise pas le décaBDE. De plus, des scientifiques ont exprimé leur inquiétude, à savoir que des « réservoirs » de décaBDE se formeraient dans l'environnement et que ce produit peut se transformer en congénères moins bromés et bioaccumulables (Ross et autres, 2009). Depuis un certain temps, des preuves scientifiques s'accumulent, selon lesquelles le décaBDE est directement assimilable et accumulable par certains organismes, même sans débromation préalable (Klosterhaus et Baker, 2004 cité dans Law et autres, 2006; Law et autres, 2006; Environnement Canada, 2009a).

Ces faits ont amené le gouvernement fédéral à proposer de nouvelles mesures pour contrôler davantage les apports de PBDE dans l'environnement (Environnement Canada, 2009b et c) :

- Concernant les tétraBDE à hexaBDE : « ajouter ces substances à la Liste de quasi-élimination en vertu de la LPCE ». L'échéance proposée est 2011.
- Concernant les tétraBDE à octaBDE : « interdire la fabrication, l'utilisation, la vente, la mise en vente et l'importation de tout nouveau produit qui contient plus de 0,1 % en masse de ces PBDE ». L'échéance proposée est 2011.
- Concernant les nonaBDE et le décaBDE : « interdire la fabrication, l'utilisation, la vente, la mise en vente et l'importation de certains nouveaux produits d'équipement électrique et électronique (EEE) qui contiennent plus de 0,1 % en masse de ces substances ». L'échéance proposée est 2011.
- Concernant le mélange commercial DBDE : « mettre en place une entente visant une diminution des rejets de DBDE dans l'environnement par les entreprises manufacturières des secteurs du plastique et des textiles ». Les diminutions envisagées concernant ces deux secteurs industriels sont respectivement de 70 % et 80 % sur 4 ans à partir du troisième trimestre de 2009.

Ces mesures ont été annoncées le 28 mars 2009 et font l'objet d'une consultation, mais elles ne sont pas encore en vigueur.

Mesures de gestion et de contrôle en Europe, aux Etats-Unis et à l'échelle internationale

En Europe, différentes normes ont été instaurées pour régir l'utilisation des retardateurs de flammes bromés. En 1984, les polybromobiphényles (PBB) ont été interdits dans les textiles et la production de ces produits a cessé en 2000 (Delahaye et autres, 2005). L'Association de l'industrie chimique allemande (VCI) et l'Association des fabricants de matières plastiques (VKE) ont annoncé, sur une base volontaire, l'arrêt de la fabrication et de l'utilisation des pentaBDE à partir de 1998. Le retrait volontaire de ce produit par l'industrie s'est étendu à une grande partie de l'Europe.

La réglementation visant précisément les PBDE a débuté en 2000 lorsqu'une liste de substances prioritaires dans le domaine de la réglementation sur l'eau a été publiée conformément à une directive sur l'eau (Dir.2000/60/EEC) (Delahaye et autres, 2005). L'OBDE et le DBDE figurent sur cette liste. Le PeBDE est listé comme une substance dangereuse devant être éliminée avant 2020 (Delahaye et autres, 2005). En 2002, deux autres directives visant la réduction du PeBDE et de l'OBDE dans les déchets électroniques et électriques (DEEE) ont été adoptées. La première directive a été promulguée afin que les DEEE contenant des retardateurs de flammes bromés subissent un traitement sélectif avant le recyclage.

La deuxième directive (Dir.2002/95/EC) visait à diminuer et à restreindre l'utilisation de certaines substances dangereuses. Depuis juillet 2006, les fabricants d'appareils électroniques et électriques n'ont plus le droit de vendre des équipements qui contiennent plus de 0,1 % de PBDE. Par contre, certains produits électriques pour lesquels il n'y a pas de composé ignifuge substitut ne sont pas assujettis à cette interdiction. Finalement, en 2003, la Communauté européenne a adopté une directive (Dir.2003/11/EC) qui prohibe la fabrication ainsi que l'utilisation des mélanges PeBDE et OBDE. La vente de produits qui contiennent plus de 0,1 % de PeBDE et d'OBDE est également proscrite (Delahaye et autres, 2005).

Cette politique ne vise pas le mélange commercial DBDE, puisque ce dernier ne figure pas dans la liste des substances dangereuses en Europe. Cependant, la Suède a manifesté son intention d'interdire le mélange DBDE et, en Norvège, les produits qui contiennent plus de 0,25 % de PeBDE, d'OBDE ou de DBDE sont considérés comme des substances dangereuses lors de leur mise au rebut. Ce pays aurait aussi proposé l'interdiction des substances chimiques et d'autres produits contenant plus de 0,1 % de DBDE (Environnement Canada, 2006).

Aux Etats-Unis, de nombreux États, notamment la Californie, le Maine, le Michigan, l'État de New York, Hawaï, l'État de Washington, le Maryland et l'Illinois, ont voté en 2002 une loi interdisant la fabrication et l'utilisation de certains PBDE. Les PBDE visés par cette loi sont les mélanges commerciaux de PeBDE et d'OBDE. Les utilisateurs et les fabricants avaient jusqu'à 2006 pour se conformer à cette nouvelle réglementation. L'adoption de cette loi a mené le seul fabricant de mélanges commerciaux PeBDE et OBDE à volontairement cesser la production de ces produits en 2004 (Delahaye et autres, 2005). Les États ayant interdit la fabrication et l'utilisation des mélanges commerciaux PeBDE et OBDE tentent d'instaurer une loi interdisant les produits finis qui contiennent plus de 0,1 % de ces mélanges (Environnement Canada, 2006).

Dans les États n'ayant pas interdit le PeBDE, l'Agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (United States Environmental Protection Agency – EPA) exige que toutes les nouvelles utilisations des mélanges commerciaux de PeBDE et d'OBDE soient rapportées et évaluées avant d'être approuvées. Le mélange commercial DBDE ne fait l'objet d'aucune restriction, mais les rejets de ce produit sont surveillés dans l'ensemble des États américains au moyen d'un inventaire national des rejets toxiques (*National Toxics Release Inventory*) (Delahaye et autres, 2005).

L'EPA étudie présentement la possibilité d'utiliser des produits de substitution plutôt que des PBDE. L'EPA et le Conseil américain de sécurité des incendies veulent obtenir des informations sur l'efficacité des produits de substitution, leur disponibilité et les risques qui y sont associés, afin de s'assurer du respect des normes de sécurité sur les incendies tout en limitant les risques pour l'environnement (Delahaye et autres, 2005).

En mai 2009, les tétraBDE à heptaBDE ont été ajoutés à la liste des polluants organiques persistants de la Convention de Stockholm (SCPOP, 2009). Par conséquent, les pays signataires de la Convention s'engagent à interdire la fabrication, l'importation, l'exportation et l'utilisation de ces substances.

ANNEXE 2 CONTRÔLE DE QUALITÉ

Le principal élément du contrôle de la qualité des analyses est l'ajout d'un mélange d'étalons de recouvrement marqués au carbone 13 à chacun des échantillons, au début de l'extraction, afin de vérifier l'efficacité de toute la procédure analytique. Les étalons utilisés ont changé un peu de 2004 à 2007, alors que la méthode analytique se développait, pour finalement comprendre 6 étalons correspondant aux congénères 28, 47, 100, 153, 183 et 209. Les résultats d'analyse ont été corrigés en fonction du taux de récupération de ces étalons de recouvrement.

Dans les échantillons d'eau brute, les pourcentages de recouvrement pour les congénères marqués 28 à 183 ont varié de 55 % à 105 %, alors que pour le congénère 209, ils étaient un peu moindres, soit de 48 % à 85 %. Dans les échantillons d'eau traitée, les pourcentages de recouvrement sont plus bas : de 34 % à 84 % pour les congénères 28 à 153, de 26 % à 75 % pour le congénère 183 et de 11 % à 69 % pour le congénère 209. Les pourcentages de récupération plus bas dans l'eau traitée sont attribués à la quasi-absence de matières en suspension pour adsorber les PBDE. Dans ce contexte, une plus grande proportion des PBDE ajoutés resterait adhérente aux parois de verre. Ce phénomène serait plus important pour les PBDE plus lourds et moins solubles, dont le congénère 209.

Les autres éléments de contrôle de qualité associés aux échantillons de grand volume sont les blancs et les matériaux de référence.

Les échantillons dont l'extraction est réalisée à l'aide de l'extracteur à grand volume Goulden sont associés à un blanc de procédure. Ce blanc subit toutes les étapes d'extraction (Goulden et Soxhlet) et de purification. Les résultats des échantillons sont corrigés pour la contribution du blanc. Un blanc est réalisé pour chacun des échantillons prélevés à l'aide de l'ECSOTE. La concentration obtenue dans le blanc est soustraite de la concentration mesurée dans l'échantillon.

Quant aux matériaux de référence de PBDE, ils ont été introduits en 2006, mais les niveaux utilisés étaient très près des limites de détection. À partir de 2007, les matériaux de référence sont plus représentatifs et tous les échantillons sont associés à un matériau de référence. L'extraction des grands volumes est une procédure longue et complexe et une séquence d'échantillons s'échelonne sur une semaine. Typiquement, une séquence comporte un blanc, un matériau de référence et un maximum de six échantillons qui sont extraits.

Il n'existe pas de preuve indiquant que la procédure à grand volume standard et l'échantillonnage à l'aide de l'ECSOTE donnent exactement le même résultat pour l'analyse des PBDE. Une telle preuve a cependant été établie pour les BPC et les dioxines et furannes (Laliberté et Mercier, 2006) et ces composés subissent la même procédure d'extraction que les PBDE.

ANNEXE 3 ÉTABLISSEMENT DE VALEURS GUIDES POUR L'INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS D'ANALYSE

Pour interpréter des résultats d'analyse de l'eau, il est d'usage de comparer les concentrations obtenues aux critères de qualité de l'eau appropriés. Or, concernant les PBDE, les autorités gouvernementales n'ont pas encore adopté de critères de qualité de l'eau.

Interprétation des résultats dans l'eau brute

Les données rapportées par Environnement Canada (2004) dans son évaluation préalable des PBDE permettent une première approximation d'une valeur guide pour la protection de la faune terrestre piscivore. Pour protéger ces organismes, il faudrait viser une concentration maximale de PeBDE dans leur nourriture (poissons) de 8,4 ng/g de poids humide. La valeur critique de toxicité obtenue était de 8,4 mg/kg, à laquelle on a appliqué un facteur de sécurité de 1 000 pour tenir compte de diverses incertitudes, dont l'extrapolation de valeurs de laboratoire aux conditions dans la nature, la sensibilité des diverses espèces et la présence dans l'environnement de congénères plus bromés, qui peuvent se transformer en équivalents du PeBDE par débromation.

Le tableau A3.1 présente les facteurs de bioaccumulation pour le PeBDE et ses constituants recensés dans la documentation scientifique. Aux fins de la présente étude, la valeur de 27 400 a été retenue, car elle est issue d'un calcul récent fait par la Communauté économique européenne à partir de données réelles de bioaccumulation dans du poisson. La valeur de 1 400 000 pour la moule bleue n'a pas été retenue, car il s'agit d'un organisme d'eau salée.

Tableau A3.1 Facteurs de bioconcentration relevés dans la documentation scientifique pour le PeBDE et les tétra, penta et hexaBDE

Substance	Facteur (l/kg)	Organisme	Source
PeBDE	27 400	Carpe	CEE, 2000; cité dans Environnement Canada 2004
PeBDE	14 350	Poisson	Delahaye et al., 2005
PeBDE	61 702	Théorique ²	MENVIQ, 1992;
PeBDE	1 400 000	Moule bleue	Gustafsson et al., 1999, cité dans Environnement Canada 2004
tétraBDE	66 700	Carpe	CEE, 2000, cité dans Environnement Canada 2004
tétraBDE	1 300 000	Moule bleue	Gustafsson et al., 1999, cité dans Environnement Canada 2004
pentaBDE ¹	17 700 et 1 440	Carpe	CEE, 2000, cité dans Environnement Canada 2004
hexaBDE ¹	5 640 et 2 580	Carpe	CEE, 2000, cité dans Environnement Canada 2004
hexaBPD	220 000	Moule bleue	Gustafsson et al., 1999, cité dans Environnement Canada 2004

1. Valeurs pour des congénères spécifiques non précisés.

2. Valeur calculée à partir du coefficient de partition octanol - eau.

En divisant la valeur de 8,4 ng/g de poids humide dans les proies par le facteur de bioconcentration 27 400, on obtient une concentration dans l'eau de 307 pg/l de PeBDE, arrondie à 300 pg/l, compte tenu de l'incertitude dans ce type d'estimation. Il s'agit ici d'une première approximation de la concentration de PeBDE dans l'eau qui pourrait s'avérer problématique pour la faune terrestre piscivore, compte tenu de la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire. Cette valeur pourrait toutefois ne pas permettre de protéger des animaux qui s'alimentent de bivalves, si le facteur de bioconcentration de 1 400 000 pour la moule bleue est représentatif des bivalves d'eau douce.

En toxicité directe, c'est-à-dire sans bioamplification par la chaîne alimentaire, la concentration sans effet observable la plus faible obtenue pour le PeBDE est de 5,3 µg/l. Pour l'OBDE et le DBDE, on estime que cette concentration est supérieure à 2 µg/l (Environnement Canada, 2004). Appliquer un facteur de sécurité de 1 000 à ces valeurs permet d'obtenir des valeurs guides respectives de 5 300 pg/l et > 2 000 pg/l. Ces concentrations sont beaucoup plus fortes que la valeur guide de 300 pg/l estimée pour la protection de la faune terrestre piscivore. Ces résultats concordent avec un constat d'Environnement Canada (2004), à savoir 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 ».

Le PeBDE est un mélange commercial constitué essentiellement de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE. C'est donc la somme des résultats obtenus pour ces trois familles de congénères, plutôt que les PBDE totaux, qu'il faut comparer à la valeur guide de 300 pg/l. L'effet potentiel des PBDE plus bromés est en quelque sorte pris en compte par le facteur de sécurité de 1 000 adopté par Environnement Canada dans l'établissement de la concentration de 8,4 ng/g dans les proies.

Interprétation des résultats dans l'eau traitée

On ne trouve aucune norme pour les PBDE dans l'eau potable auxquelles les concentrations dans l'eau traitée puissent être comparées, ni de données publiées dans la documentation scientifique sur les concentrations de PBDE dans l'eau potable. D'ailleurs, pour son évaluation du risque que représente les PBDE pour la santé humaine, Santé Canada n'a trouvé aucune donnée sur les PBDE dans l'eau potable et a utilisé une concentration mesurée dans le lac Ontario, soit 13 pg/l (Santé Canada, 2004).

Cette concentration a permis une estimation de l'exposition humaine associée à l'eau potable de $2,8 \times 10^{-7}$ à $5,9 \times 10^{-7}$ µg de PBDE par kg de poids corporel par jour, selon les classes d'âge. Cette exposition est minime en comparaison de celles associées aux aliments, à l'air et aux poussières, dont l'estimation est de 10^{-1} à 10^{-4} µg/kg/jour (Santé Canada, 2004). Les concentrations mesurées dans l'eau traitée, dans le contexte de la présente étude, peuvent donc être considérées comme étant négligeables si elles sont du même ordre de grandeur que 13 pg/l.