

ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES
DES POLYBROMODIPHÉNYLÉTHERS

Par
Francis Beaumier

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement et développement durable
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Raymond Van Coillie

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Mai 2014

SOMMAIRE

Mots-clés : écotoxicologie, inhibiteurs de flammes, polybromodiphényléthers, toxicité, perturbateurs endocriniens, dangers environnementaux, exposition et risques écotoxicologiques.

Au cours des quatre dernières décennies, les avancées en matière de sécurité et de prévention des incendies ont mené à l'utilisation de nouveaux composés chimiques dans la fabrication de matériaux et biens de consommation, les inhibiteurs de flammes. Parmi ceux-ci, les polybromodiphényléthers (PBDE). Ceux-ci sont détectés à des concentrations préoccupantes dans plusieurs écosystèmes de la planète. Ces substances attirent d'ailleurs l'attention des scientifiques et des autorités gouvernementales depuis quelques années en raison de leur toxicité chez les humains, la faune et la flore. Dans ce contexte, l'objectif de cet essai est de dresser un portrait actuel de la contamination des milieux naturels par les PBDE et d'évaluer les risques écotoxicologiques associés à leur présence dans l'environnement. Afin d'y parvenir, les trois premiers chapitres offrent une compréhension approfondie des PBDE : nomenclature des congénères et des mélanges commerciaux, réglementations et interdictions en vigueur à l'international et au Canada, production et consommation mondiale, mécanisme d'action et profil d'utilisation.

Les chapitres 4 à 9 relatent les six étapes de la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique. Ainsi, le chapitre 4 permet d'identifier les sources principales de PBDE dans l'environnement, soit les usines de production de PBDE et de polymères ignifuges, les stations d'épuration et les nombreux émissaires municipaux, les sites d'enfouissement, les matériaux et produits de consommation ainsi que les boues d'épuration et les biosolides. Le chapitre 5 décrit le cheminement des PBDE dans les compartiments environnementaux en fonction de leurs propriétés physicochimiques. Cette section confirme également le caractère persistant et bioaccumulable de ces inhibiteurs de flammes. De plus, les concentrations environnementales rapportées permettent d'évaluer l'ampleur de la contamination de l'atmosphère, des eaux, des sols, des sédiments et des biotes par les PBDE. Le chapitre 6 confirme quant à lui la toxicité létale, sublétale et la génotoxicité de ces substances chez les organismes aquatiques et terrestres.

Alors que les chapitres 7 et 8 abordent respectivement les dangers environnementaux et les expositions des organismes aux PBDE, le chapitre 9 permet de conclure que ces composés chimiques représentent un risque écotoxicologique dans certains écosystèmes de la planète. La description des incertitudes associées aux calculs des quotients de risque est présentée au chapitre 10. Finalement, le chapitre 11 propose des pistes de solutions pour limiter les apports de PBDE à l'environnement : l'imposition de normes et critères de qualité de l'environnement, une meilleure sensibilisation sur les effets de ces substances dans la nature, davantage d'études sur le devenir des PBDE dans les boues d'épuration, le développement d'inhibiteurs de flammes plus sûrs ainsi que la remise en question de leur utilisation généralisée.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier mon directeur de recherche, Raymond Van Coillie. Son départ précipité en avril 2014 m'a grandement attristé. Même si notre collaboration était plutôt récente, je me considère très chanceux d'avoir connu ce grand passionné de l'environnement. Tout au long de la rédaction de mon essai, j'ai découvert un homme patient, conciliant, très attentionné et extrêmement compétent. Merci de m'avoir guidé dans toutes ces notions d'écotoxicologie et d'avoir été aussi compréhensif suite à la naissance de notre petite Coraline.

Je tiens aussi à remercier Germaine Van Coillie, à qui je souhaite beaucoup de courage.

Un merci spécial à Judith Vien pour avoir été très compréhensive suite à la naissance du bébé et du décès de M. Van Coillie.

Je remercie également tous mes amis et amies que j'ai côtoyés durant la maîtrise...j'ai eu ben du fun!

Enfin, j'aimerais remercier ma copine Rachel pour sa grande patience ainsi que pour son soutien moral et affectif.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1 IDENTIFICATION DES SUBSTANCES CHIMIQUES.....	3
2 STATUT LÉGAL.....	6
3 PRODUCTION, MÉCANISME D’ACTION ET UTILISATION.....	7
3.1 Production des polybromodiphényléthers.....	7
3.2 Mécanisme d’action des polybromodiphényléthers.....	8
3.3 Utilisation des polybromodiphényléthers.....	8
4 SOURCES DE REJETS DANS L’ENVIRONNEMENT.....	11
4.1 Sources ponctuelles de PBDE.....	12
4.2 Sources diffuses de PBDE.....	15
5 CHEMINEMENT ENVIRONNEMENTAL.....	17
5.1 Devenir des PBDE dans l’atmosphère.....	19
5.2 Devenir des PBDE dans l’eau.....	21
5.3 Devenir des PBDE dans les sols et les sédiments.....	25
5.4 Devenir des PBDE dans les biotes.....	26
5.5 Concentrations environnementales.....	29
6 TOXICITÉ CHEZ LES ORGANISMES.....	41
6.1 Toxicité létale.....	41
6.2 Toxicité sublétale.....	44
6.3 Génotoxicité.....	48
7 DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE.....	50
7.1 Danger létal.....	50
7.2 Danger sublétal.....	51
7.3 Danger chronique et génotoxique.....	53
8 EXPOSITIONS AUX AGENTS TOXIQUES.....	54
9 RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES.....	55
9.1 Méthode de la triade.....	55
9.2 Méthode du quotient de risque.....	56
9.3 Approche de la LCPE (1999).....	57
10 INCERTITUDES.....	61
11 SUGGESTIONS.....	62
CONCLUSION.....	65
RÉFÉRENCES.....	67

ANNEXE 1 - NOMENCLATURE UICPA DES PBDE	89
ANNEXE 2 - CALCULS DES REJETS DE PBDE DANS L’AIR POUR LES ÉTATS-UNIS ET LE CANADA	90
ANNEXE 3 - CALCULS DES QUOTIENTS DE RISQUE (Q) DES TROIS MÉLANGES COMMERCIAUX DE PBDE	91
ANNEXE 4 - CALCULS DES QUOTIENTS DE RISQUE (Q) DES PRINCIPAUX CONGÉNÈRES DE PBDE CHEZ LES ORGANISMES PÉLAGIQUES	92

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX

Figure 1-1.	Structure moléculaire générale des PBDE ($C_{12}H_{10-x}Br_xO$ où $x = m + n = 1$ à 10)	3
Figure 3-1.	Mécanisme d'action des inhibiteurs de flammes bromés.....	8
Figure 3-2.	Distribution des usages (par poids, excluant les importations de biens manufacturés) du DécaBDE aux États-Unis	10
Figure 4-1.	Principales étapes du cycle de vie des PBDE au cours desquelles des rejets environnementaux peuvent survenir	11
Figure 4-2.	Libération de PBDE à l'environnement suite à la dégradation d'un matériau polymère ignifuge avec le temps.....	13
Figure 4-3.	Concentrations de PBDE mesurées dans des produits électroniques fabriqués à différentes époques et ayant été échantillonnés dans une usine de recyclage en Colombie-Britannique.....	14
Figure 5-1.	Illustration des facteurs et interactions en jeu lors du cheminement environnemental d'un polluant dans un climat nordique	17
Figure 5-2.	Proportion des congénères de PBDE en phase gazeuse et en phase particulaire à Beijing (nord-est de la Chine) en fonction des saisons	19
Figure 5-3.	Structures moléculaires des PBDE-OH, PBDE-OCH ₃ , PBDD et PBDF	21
Figure 5-4.	Estimation des demi-vies pour la dégradation atmosphérique des PBDE en présence de radicaux OH [·] ainsi que pour la dégradation des substances par photolyse directe en phase gazeuse et particulaire	24
Figure 5-5.	Estimation des demi-vies du BDE-99 dans l'océan Atlantique en fonction de la latitude et des températures saisonnières.....	24
Figure 5-6.	Évolutions temporelles des concentrations atmosphériques des PBDE à Alert dans l'Arctique canadien entre 2002 et 2007	38
Figure 5-7.	Évolutions temporelles des PBDE dans les matières en suspension dans : (a) le fleuve Saint-Laurent à Québec (b) dans les Lacs Saint-Pierre et Saint-François.....	39
Figure 5-8.	Évolutions temporelles des PBDE dans les truites grises des Lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario ainsi que dans les dorés jaunes du Lac Érié entre 1980 et 2009.....	39
Figure 5-9.	Évolutions temporelles des PBDE chez certains oiseaux, poissons et mammifères marins en Amérique du Nord, en Europe et en Asie.....	40
Figure 6-1.	Structure moléculaire de la triiodothyronine (T3) et de la thyroxine (T4).....	44
Figure 6-2.	Types de lésions primaires de l'ADN	48
Tableau 1-1.	Classification et nomenclature des PBDE	3
Tableau 1-2.	Composition des mélanges commerciaux de PBDE.....	4
Tableau 1-3.	Identification et quantification des congénères de PBDE dans les mélanges commerciaux	5
Tableau 3-1.	Demande mondiale pour les mélanges commerciaux de PBDE en 2001	7
Tableau 3-2.	Exemples d'applications où le mélange commercial de DécaBDE est utilisé comme additif ignifuge	10

Tableau 4-1.	Statistiques québécoises sur les infrastructures municipales liées au traitement des eaux usées.....	12
Tableau 4-2.	Concentrations de PBDE mesurées dans les déchets électriques et électroniques échantillonnés dans une usine de recyclage suisse en 2002	14
Tableau 4-3.	Estimation des rejets de PBDE dans l'air	15
Tableau 5-1.	Propriétés physicochimiques des principaux congénères présents dans les mélanges commerciaux de PBDE	18
Tableau 5-2.	Critères de persistance tels que définis dans le <i>Règlement sur la persistance et la bioaccumulation</i>	20
Tableau 5-3.	Demi-vies des principaux PBDE présents dans l'environnement	23
Tableau 5-4.	Estimation de la répartition des rejets de BDE-47 et BDE-209 dans l'environnement.....	25
Tableau 5-5.	Demi-vies des principaux PBDE dans les biotes.....	26
Tableau 5-6.	Critères de bioaccumulation tels que définis dans le <i>Règlement sur la persistance et la bioaccumulation</i>	27
Tableau 5-7.	Facteurs de bioaccumulation (FBA), bioconcentration (FBC) et de bioamplification (FBAm) des principaux congénères de PBDE retrouvés dans l'environnement.....	28
Tableau 5-8.	Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les milieux atmosphériques	30
Tableau 5-9.	Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les eaux	31
Tableau 5-10.	Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les stations de traitement des eaux	33
Tableau 5-11.	Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les sols, les boues d'épuration et les sédiments.....	34
Tableau 5-12.	Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les biotes	36
Tableau 6-1.	Mesures de toxicité létale des PBDE chez divers organismes.....	43
Tableau 6-2.	Mesures de toxicité sublétale des PBDE chez divers organismes	46
Tableau 7-1.	Évaluation du danger létal des PBDE dans l'environnement.....	50
Tableau 7-2.	Évaluation du danger sublétal des PBDE dans l'environnement.....	52
Tableau 7-3.	Évaluation du danger chronique des PBDE dans l'environnement à l'aide du système de pointage du CEE	53
Tableau 9-1.	Valeurs des facteurs d'extrapolation (F) en fonction des données disponibles dans la littérature.....	57
Tableau 9-2.	Estimation du risque écotoxicologique des trois mélanges commerciaux de PBDE par Environnement Canada.....	58
Tableau 9-3.	Sites d'échantillonnage où les principaux congénères de PBDE représentent un risque écotoxicologique pour les organismes aquatiques pélagiques	59
Tableau 9-4.	Estimation des risques écotoxicologiques posés par les principaux congénères de PBDE chez les organismes pélagiques sur le territoire québécois et canadien	60
Tableau 11-1.	Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement formulées en 2013 pour les PBDE	62

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

Ab	Alberta
ABS	Acrylonitrile-butadiène-styrène
ADN	Acide désoxyribonucléique
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
BDE	Bromodiphényléther
BPC	Biphényles polychlorés
Br [·]	Radical brome
C-B	Colombie-Britannique
CE ₅₀	Concentration à laquelle des effets sont observés chez 50 % des individus exposés
CEE	Communauté Économique Européenne
CI ₅₀	Concentration à laquelle des effets d'inhibition sont observés chez 50 % des individus exposés
CL ₅₀	Concentration létale à laquelle 50 % des individus exposés trouvent la mort
CMEO	Concentration minimale avec effet observé
CSEO	Concentration sans effet observé
DBDPE	Décabromodiphényléthane
décaBDE	Décabromodiphényléther (congénère)
DécaBDE	Décabromodiphényléther (mélange commercial)
diBDE	Dibromodiphényléther (groupe de congénères)
DL ₅₀	Dose létale à laquelle 50 % des individus exposés trouvent la mort
DMENO	Dose minimale pour un effet néfaste observé
DMEO	Dose minimale pour un effet observé
DSENO	Dose sans effet néfaste observé
DSEO	Dose sans effet observé
e-déchets	Déchets composés d'équipements électroniques et électriques obsolètes
EEE	Équipements électroniques et électriques
É-U	États-Unis
F	Facteur d'extrapolation, d'application ou d'évaluation
FBA	Facteur de bioaccumulation
FBA _m	Facteur de bioamplification
FBC	Facteur de bioconcentration
H [·]	Radical hydrogène
HBCD	Hexabromocyclododécane

heptaBDE	Heptabromodiphényléther (groupe de congénères)
hexaBDE	Hexabromodiphényléther (groupe de congénères)
in vivo	Expression qualifiant les recherches pratiquées sur un organisme vivant
K_{ce}	Coefficient de partage carbone organique-eau
Kd	Coefficient d'adsorption
kg	Kilogramme
K_{oa}	Coefficient de partage octanol-air
K_{oe}	Coefficient de partage octanol-eau
L	Litre
LCPE	<i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement</i>
LD	Limite de détection
LET	Lieu d'enfouissement technique
m/s	Mètre par seconde
m^3	Mètre cube
Mb	Manitoba
mBDE	Monobromodiphényléther (groupe de congénères)
mg	Milligramme
MHO	Hydroxyde de magnésium
MPP	Polyphosphate de mélamine
Mtl	Montréal
N-B	Nouveau-Brunswick
N-É	Nouvelle-Écosse
ng	Nanogramme
NO_3^{\cdot}	Radical nitrate
nonaBDE	Nonabromodiphényléther (groupe de congénères)
O_3	Ozone
OctaBDE	Octabromodiphényléther (mélange commercial)
octaBDE	Octabromodiphényléther (groupe de congénères)
OH^{\cdot}	Radical hydroxyle
Pa	Pascal (unité de pression)
PBDD	Polybromodibenzoparadioxine
PBDE	Polybromodiphényléthers
PBDE- OCH_3	Polybromodiphényléther hydroxyméthoxylé
PBDE-OH	Polybromodiphényléther hydroxylé

PBDF	Polybromodibenzofurane
pc	Poids corporel
PentaBDE	Pentabromodiphényléther (mélange commercial)
pentaBDE	Pentabromodiphényléther (groupe de congénères)
pg	Picogramme
ph	Poids humide
pH	Potentiel hydrogène
PME	Petites et moyennes entreprises
ps	Poids sec
Q	Quotient de risque
Qc	Québec
séd.	Sédiment
T3	Triiodothyronine
T4	Thyroxine
TBB	2-éthylhexyltétrabromobenzoate
TBBPA	Tétrabromobisphénol A
TBPH	bis-(2-éthylhexyl)-tétrabromophthalate
tétraBDE	Tétrabromodiphényléther (groupe de congénères)
T-N	Terre-Neuve
triBDE	Tribromodiphényléther (groupe de congénères)
UICPA	Union internationale de chimie pure et appliquée
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UV	Ultraviolet
VCT	Valeur critique de la toxicité
VEE _{non calculée}	Concentration la plus élevée d'un contaminant dans l'environnement
VEE	Valeur estimée de l'exposition
VESEO	Valeur estimée sans effet observé
ZHS	Hydroxystannate de zinc
ZS	Stannate de zinc
Σ PBDE	Tous les congénères de PBDE
µg	Microgramme

INTRODUCTION

Les pertes financières, matérielles et humaines reliées aux incendies sont colossales. Aux États-Unis seulement, les quelques 1,35 million d'incendies signalés en 2009 ont causé la mort et des blessures à 3 010 et 17 050 personnes respectivement en plus d'entraîner des dommages matériels de 12,5 milliards de dollars (NAFRA, s.d.). Au Canada en 2007, plus de 42 000 incendies ont entraîné la mort de 226 personnes et des dommages matériels de plus de 1,5 milliard de dollars (CCFMFC, 2011). Bien que ces chiffres paraissent élevés, les décès en lien avec les incendies sont en constante diminution depuis la fin des années soixante-dix partout dans le monde. À titre d'exemple, les pertes de vies humaines liées aux incendies au Canada ont été réduites de 71 % entre 1979 et 2007 (FEMA, 2011).

Cette forte tendance baissière n'est pas étrangère à l'introduction des inhibiteurs de flammes dans les divers matériaux et produits de consommation. En effet, depuis les années soixante-dix, une utilisation grandissante de ces substances a permis d'améliorer la sécurité et la prévention des incendies en diminuant la combustibilité des matériaux. Selon les producteurs de ces additifs chimiques, les inhibiteurs de flammes offriraient un plus grand temps de réponse aux services d'urgence et aux occupants des bâtiments en proie aux flammes (NAFRA, s.d.).

Sept catégories de composés ignifuges ont été développées avec le temps : les charges minérales, les systèmes intumescents ainsi que les substances inorganiques, nanocomposites, azotées, phosphorées et halogénées (Dasari et autres, 2013; Liang et autres, 2013; Morgan et Gilman, 2013). Parmi ces produits chimiques, les polybromodiphényléthers (PBDE) font partie de ceux qui ont été le plus largement utilisés au cours des quatre dernières décennies. Conçus initialement pour leur propriété anti-feu sans considération pour l'environnement, les PBDE sont maintenant détectés à des concentrations préoccupantes dans plusieurs écosystèmes de la planète. Ces substances attirent d'ailleurs l'attention des scientifiques et des autorités gouvernementales depuis quelques années en raison de leurs toxicités chez les humains, la faune et la flore (Environnement Canada, 2006 et 2010b; EU, 2001, 2003 et 2004; USEPA, 2010). Dans ce contexte, l'objectif de cet essai est de dresser un portrait actuel de la contamination des milieux naturels par les PBDE et d'évaluer les risques écotoxicologiques associés à leur présence dans l'environnement. Cette évaluation a été réalisée en rapportant des données du monde entier tout en mettant l'accent sur le Québec et le Canada, lorsque possible.

Les trois premiers chapitres permettent une compréhension approfondie des PBDE. Le premier chapitre traite d'abord de la nomenclature employée pour identifier les substances qui composent la vaste famille des PBDE. Le second chapitre jette un éclairage sur les mesures adoptées pour légiférer sur les PBDE. Le chapitre 3 présente l'importance de la production et de la consommation mondiale, le mécanisme d'action

et le profil d'utilisation des PBDE. Les chapitres 4 à 9 relatent quant à eux les six étapes de la démarche d'évaluation du risque écotoxicologique (Van Coillie, 2011). De ce fait, le chapitre 4 brosse un tableau des différentes sources de PBDE dans l'environnement. Le chapitre 5 décrit ensuite le cheminement des PBDE dans tous les compartiments environnementaux (propriétés physicochimiques, cycles de vie et concentrations) tandis que le sixième chapitre traite de la toxicité des PBDE chez les organismes aquatiques et terrestres. La comparaison des concentrations environnementales et des mesures de toxicité permet alors d'évaluer les dangers environnementaux au chapitre 7. Les chapitres 8 et 9 décrivent respectivement l'exposition des organismes aux PBDE et les risques écotoxicologiques en fonction des données disponibles. Enfin, les derniers chapitres présentent les incertitudes liées à la méthode d'évaluation des risques adoptée (chapitre 10), quelques suggestions pour limiter les apports de PBDE dans l'environnement (chapitre 11) ainsi qu'une conclusion générale.

Afin d'assurer la qualité des informations rapportées dans le présent document, les références citées ont été validées en analysant la fiabilité des sources et la qualité du contenu. Des efforts particuliers ont été déployés pour présenter les données de la littérature les plus récentes possibles. Parmi les 278 références mentionnées dans ce document, 81 % ont été tirées d'articles scientifiques, 15 % proviennent d'organismes gouvernementaux ou internationaux alors que les autres sources représentent 4 %.

1 IDENTIFICATION DES SUBSTANCES CHIMIQUES

Les PBDE sont des composés chimiques dont la structure moléculaire est constituée de deux cycles aromatiques reliés par un atome d'oxygène et possédant d'un à dix atomes de brome (figure 1-1). La famille des PBDE, analogue à celle des biphenyles polychlorés (BPC), comprend plus de 209 congénères distincts en considérant toutes les combinaisons de structures possibles.

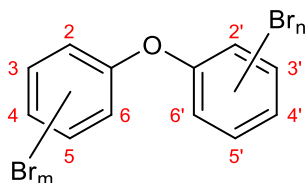


Figure 1-1. Structure moléculaire générale des PBDE ($C_{12}H_{10-x}Br_xO$ où $x = m + n = 1$ à 10)

Le tableau 1-1 illustre la classification et la nomenclature employées pour les PBDE. Numérotés de 1 à 209, les congénères sont regroupés en dix groupes de substances en fonction de leur degré de bromation. Ainsi, dans un groupe donné, les congénères sont caractérisés par une formule moléculaire identique et différenciés par la position des atomes de brome dans la molécule. À titre d'exemple, le BDE-47, dont la structure correspond au 2,2',4,4'-tétrabromodiphényléther selon les règles de nomenclature de l'Union internationale de chimie pure et appliquée (IUPAC), est un des 42 congénères qui fait partie du groupe des tétrabromodiphényléthers (tétraBDE). L'identité des congénères BDE-1 à 209 est détaillée à l'annexe 1.

Tableau 1-1. Classification et nomenclature des PBDE (inspiré de : Levison et autres, 2012a)

Groupe de congénères	Acronyme	Nombre d'atomes de brome	Nombre de congénères	Identification des congénères	Formule moléculaire	Masse moléculaire (g/mol)
Monobromodiphényléther	mBDE	1	3	BDE-1 à 3	$C_{12}H_9OBr$	249,1
Dibromodiphényléther	diBDE	2	12	BDE-4 à 15	$C_{12}H_8OBr_2$	328,0
Tribromodiphényléther	triBDE	3	24	BDE-16 à 39	$C_{12}H_7OBr_3$	406,9
Tétrabromodiphényléther	tétraBDE	4	42	BDE-40 à 81	$C_{12}H_6OBr_4$	485,8
Pentabromodiphényléther	pentaBDE	5	46	BDE-82 à 127	$C_{12}H_5OBr_5$	564,7
Hexabromodiphényléther	hexaBDE	6	42	BDE-128 à	$C_{12}H_4OBr_6$	643,6
Heptabromodiphényléther	heptaBDE	7	24	BDE-170 à	$C_{12}H_3OBr_7$	722,5
Octabromodiphényléther	octaBDE	8	12	BDE-194 à	$C_{12}H_2OBr_8$	801,4
Nonabromodiphényléther	nonaBDE	9	3	BDE-206 à	$C_{12}HOBr_9$	880,3
Décabromodiphényléther	décaBDE	10	1	BDE-209	$C_{12}OBr_{10}$	959,2

Les PBDE sont utilisés et vendus sous forme de mélanges commerciaux depuis plusieurs décennies : le Pentabromodiphényléther (PentaBDE), l'Octabromodiphényléther (OctaBDE) et le Décabromodiphényléther (DécaBDE) (WHO, 1994). Ces préparations commerciales sont généralement nommées en fonction du groupe de congénères principal qui compose le mélange (tableau 1-2).¹ Ainsi, le mélange commercial PentaBDE est constitué principalement de congénères de pentaBDE et d'une proportion moindre de tétraBDE, d'hexaBDE et d'heptaBDE. Le mélange commercial OctaBDE est quant à lui composé majoritairement d'heptaBDE et d'OctaBDE ainsi que d'une plus petite quantité de pentaBDE, d'hexaBDE, de nonaBDE et de décaBDE. Le mélange commercial DécaBDE est constitué presque uniquement de décaBDE (BDE-209).

Tableau 1-2. Composition des mélanges commerciaux de PBDE (tiré de : Environnement Canada, 2013a ; WHO, 1994)

Mélange commercial	Groupe de congénères						
	tétraBDE	pentaBDE	hexaBDE	heptaBDE	octaBDE	nonaBDE	décaBDE
PentaBDE	24-38 %	50-62 %	4-12 %	Trace			
OctaBDE	-	0,5 %	12 %	45 %	33 %	10 %	0,7 %
DécaBDE	-	-	-	-	Trace	0,3-3 %	97-98 %

Ces mélanges de PBDE constituent de véritables cocktails de produits chimiques. Une connaissance détaillée de leur composition est essentielle pour pouvoir évaluer leurs impacts sur l'environnement et la santé humaine. À cet effet, La Guardia et autres (2006) ont développé une méthode analytique qui a permis de quantifier et d'identifier plus de 39 congénères contenus dans divers mélanges commerciaux (tableau 1-3). Les analyses en chromatographie en phase gazeuse et en spectrométrie de masse ont ainsi démontré que les préparations commerciales sont principalement constituées de six congénères dans le cas du PentaBDE (BDE-99 > -47/74 > -100 > -153 > -154 > -85), six congénères pour l'OctaBDE (BDE-175/183 > -197 > -207 > -196 > -153 > -203) et deux congénères pour le décaBDE (BDE-209 >> -206).

¹ Les mélanges commerciaux de PBDE sont identifiés avec une lettre majuscule pour les différencier des groupes de congénères, identifiés avec une lettre minuscule (par exemple : mélange commercial OctaBDE et groupe de congénère octaBDE).

Tableau 1-3. Identification et quantification des congénères de PBDE dans les mélanges commerciaux (inspiré de : La Guardia et autres, 2006)

Identification des congénères		Mélange commercial (% m/m)		
		PentaBDE (DE-71 ⁽¹⁾)	OctaBDE (DE-79 ⁽¹⁾)	DécaBDE (Saytex 102E ⁽²⁾)
triBDE	BDE-17	0,07	-	-
	BDE-28/33	0,25	-	-
tétraBDE	BDE-47/74	38,2	-	-
	BDE-48/71	<0,02	-	-
	BDE-49	0,74	-	-
	BDE-51	<0,02	-	-
	BDE-66/42	0,53	-	-
	BDE-75	<0,02	-	-
pentaBDE	BDE-85	2,96	-	-
	BDE-97/118	<0,02	-	-
	BDE-99	48,6	-	-
	BDE-100	13,1	-	-
	BDE-102	0,15	-	-
	BDE-126/155	0,21	-	-
hexaBDE	BDE-138	0,73	0,62	-
	BDE-139	0,8	-	-
	BDE-140	0,17	<0,02	-
	BDE-144	-	0,1	-
	BDE-153	5,44	8,66	-
	BDE-154	4,54	1,07	-
heptaBDE	BDE-171	-	1,81	-
	BDE-175/183	0,1	42	-
	BDE-180	-	1,7	-
	BDE-184	<0,02	<0,02	-
	BDE-191	-	<0,02	-
octaBDE	BDE-194	-	<0,02	-
	BDE-196	-	10,5	-
	BDE-197	-	22,2	-
	BDE-201	-	0,78	-
	BDE-203	-	4,4	-
nonaBDE	BDE-206	-	1,38	2,19
	BDE-207	-	11,5	0,24
	BDE-208	-	0,19	0,06
décaBDE	BDE-209	-	1,31	96,8

⁽¹⁾ Mélange commercialisé par la corporation Great Lakes Chemical, Indiana (États-Unis)

⁽²⁾ Mélange commercialisé par la corporation Albemarle, Louisiane (États-Unis)

2 STATUT LÉGAL

Les PBDE sont des substances qui ont été utilisées sans aucune restriction dès leur arrivée sur le marché mondial des ignifugeants (WHO, 1994). Différentes mesures et règlements ont toutefois été adoptés progressivement pour tenter d'atténuer les impacts environnementaux de ces composés chimiques.

Ainsi, l'utilisation des préparations commerciales PentaBDE et OctaBDE a été restreinte pour la première fois en Europe par l'application de la directive 2003/11/EC en 2004 (European Parliament, 2003). L'interdiction s'est ensuite étendue aux produits contenant du DécaBDE commercial en 2008 (European Court of Justice, 2008). Aux États-Unis, plusieurs états américains ont interdit la fabrication et la vente de produits contenant les mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE dès 2006 (USEPA, 2010). La *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) a également resserré la réglementation à de multiples reprises pour réduire l'utilisation des mélanges commerciaux de PBDE de façon graduelle (USEPA, 2013). Quant à la Chine, une réglementation similaire à celle de l'Union européenne a été adoptée en 2007 pour interdire l'utilisation du PentaBDE et de l'OctaBDE dans les nouveaux équipements électriques et électroniques. La loi serait toutefois difficilement applicable dans sa forme actuelle et aucune restriction n'existe encore pour l'utilisation du DécaBDE (Gazette du Canada, 2006a; Ni et autres, 2013).

Les PBDE font aussi l'objet d'interdictions en vertu d'accords internationaux tels que la *Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants* et la *Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance*. En 2009, les constituants principaux des mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE (tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE et l'heptaBDE) ont été ajoutés à l'annexe A de la *Convention de Stockholm* et à l'annexe 1 du *Protocole sur les polluants organiques persistants* (European Commission, 2010). Des discussions ont été entamées en 2013 pour que les composantes du DécaBDE commercial y soient également ajoutées (Stockholm Convention, 2013).

Au Canada, les accords internationaux concernant les PBDE ont été ratifiés par l'entremise du *Règlement sur les polybromodiphényléthers*. Adopté en 2008 dans le cadre de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE (1999)), le règlement interdit la fabrication de sept PBDE sur le territoire canadien (tétraBDE à décaBDE). De plus, il interdit l'utilisation, la vente, la mise en vente et l'importation de mélanges, de polymères et de résines contenant les groupes de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE. En 2013, le gouvernement fédéral proposait d'étendre l'interdiction des PBDE aux groupes de congénères d'heptaBDE, d'octaBDE, de nonaBDE et de décaBDE. Certaines dérogations étaient également envisagées jusqu'en 2030 pour le recyclage des produits contenant des PBDE (Environnement Canada, 2013b).

3 PRODUCTION, MÉCANISME D'ACTION ET UTILISATION

Les PBDE sont des substances chimiques largement utilisées pour réduire l'inflammabilité intrinsèque de nombreux plastiques, polymères et autres matériaux (Weschler, 2009; WHO, 1994). Incorporés aux matériaux sous forme d'additifs, les mélanges commerciaux PentaBDE, OctaBDE et DécaBDE ont grandement contribué à la lutte contre les incendies au cours des dernières décennies.

3.1 Production des polybromodiphényléthers

Les fusions et acquisitions ont été nombreuses dans le secteur des produits chimiques ignifuges au cours des deux dernières décennies. Depuis 2005, la production mondiale des mélanges de PBDE est assurée par trois fabricants de produits chimiques : Albemarle Corporation, Chemtura (anciennement Great Lakes Chemical et Crompton Chemical) et ICL Industrial Products (USEPA, 2010).

La Chine est un producteur important de PBDE. Chiffrée à 26 000 tonnes en 2000, la production nationale de DécaBDE est passée à 41 500 tonnes en 2005 pour ensuite diminuer à 20 500 tonnes en 2011 (Ni et autres, 2013). En excluant la Chine, la demande commerciale mondiale des PBDE totalisait plus de 67 440 tonnes en 2001 (Environnement Canada, 2006; Hites, 2004). Comme le montre le tableau 3-1, le continent américain consommait alors une portion importante des mélanges commerciaux de PBDE produits dans le monde, soit 95 % du PentaBDE, 40 % de l'OctaBDE et 44 % du DécaBDE. Au moment où aucune restriction n'était en vigueur, cela correspondait à 49 % des PBDE consommés mondialement. Au Canada, près de 1 300 tonnes de PBDE auraient été utilisées par les entreprises au pays en 2000 (Environnement Canada, 2006; Gazette du Canada, 2006b). D'autres chiffres indiquent que l'équivalent de 3 000 tonnes de DécaBDE seraient entrées sur le marché canadien en 2009 (Kim et autres, 2013a).

Tableau 3-1. Demande mondiale pour les mélanges commerciaux de PBDE en 2001 (tiré de : Environnement Canada, 2006; Hites, 2004)

Mélange commercial	Amériques ⁽¹⁾		Europe ⁽²⁾		Asie ^(3,4)		Reste du monde ⁽⁴⁾		Total
	Tonnes	%	Tonnes	%	Tonnes	%	Tonnes	%	Tonnes
PentaBDE	7 100	95	150	2	150	2	100	1	7 500
OctaBDE	1 500	40	610	16	1 500	40	180	5	3 790
DécaBDE	24 500	44	7 600	14	23 000	41	1 050	2	56 150
Total	33 100	49	8 360	12	24 650	37	1 330	2	67 440

⁽¹⁾ Tous les pays de l'Amérique du Nord, de l'Amérique du Sud et de l'Amérique Centrale

⁽²⁾ Tous les pays de l'Europe orientale et occidentale

⁽³⁾ Australie, Nouvelle-Zélande et sous-continent indien

⁽⁴⁾ Chine exclue

Dès 2004, les principaux manufacturiers américains de PBDE ont anticipé la réglementation à venir. Ils s'engagent alors à réduire volontairement la production des mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE. Ces mesures, combinées aux restrictions existantes dans l'Union européenne, ont fait en sorte que toutes les entreprises canadiennes utilisant le PentaBDE et l'OctaBDE en 2000 ont cessé d'en faire usage en 2005 (Gazette du Canada, 2006a). Les trois grands producteurs de PBDE avaient également prévu d'éliminer les exportations et les ventes de DécaBDE sur le territoire américain et canadien pour la fin de l'année 2013 (Environnement Canada, 2010a).

3.2 Mécanisme d'action des polybromodiphényléthers

Comme pour la majorité des inhibiteurs de flammes, les propriétés ignifuges des PBDE découlent du fait que ces derniers interfèrent chimiquement lors de la combustion de la matière. Ainsi, lorsqu'ils sont soumis à une source de chaleur, les PBDE subissent une dégradation sous la température de décomposition de la matrice de polymère à laquelle ils ont été intégrés. Les atomes de brome libérés de l'agent ignifuge (Br[•]) préviennent alors la formation de substances gazeuses inflammables par la capture de radicaux hautement énergétiques (H[•] et OH[•]), réduisant du même coup la génération de chaleur et la capacité des flammes de se propager (figure 3-1) (Dasari et autres, 2013; Troitzsch, 2004).

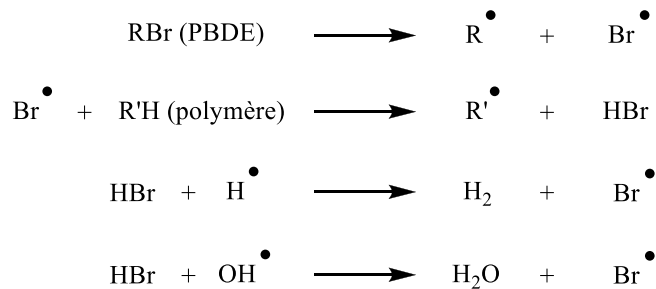


Figure 3-1. Mécanisme d'action des inhibiteurs de flammes bromés (tiré de : Dasari et autres, 2013)

3.3 Utilisation des polybromodiphényléthers

Au Canada, les PBDE sont entrés et entrent encore au pays de multiples façons :

- comme préparations chimiques provenant de producteurs étrangers de PBDE (avant 2008 pour le PentaBDE et l'OctaBDE);
- dans les résines, les polymères et les substrats qui contiennent des PBDE (avant 2008 pour les tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE);
- dans les produits semi-transformés, les matériaux et les composantes qui contiennent des PBDE;
- dans les produits finis qui contiennent des PBDE (Gazette du Canada, 2006a).

Au final, les PBDE se retrouvent dans une variété de produits manufacturiers destinés aux secteurs des transports, des textiles, des équipements électroniques et électriques ainsi qu'aux produits de construction. L'ensemble des produits ignifugés renferme typiquement 5 à 30 % de PBDE en poids (EU, 2001).

Dans le passé, le mélange commercial PentaBDE a plus particulièrement été ajouté à des résines de polyuréthane. Il est estimé que 90 à 95 % de la production mondiale du PentaBDE commercial était destinée à la fabrication de mousses de polyuréthane pour les meubles, les tapis, la literie, les mousses d'insonorisation et d'isolation, le rembourrage des automobiles et les produits d'imitation du bois (Environnement Canada, 2006; RPA, 2000; EU, 2001; USEPA, 2010; WHO, 1994).

Le mélange commercial OctaBDE a quant à lui été utilisé comme inhibiteur de flammes pour une variété de plastiques. Avant l'interdiction de ce mélange, l'ajout de PBDE à l'acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS) représentait jusqu'à 95 % des cas d'utilisation. Les 5 % restant impliquaient des composés polymériques tels que le polystyrène-choc, le polybutylène téréphtalate, les polyamides, le polycarbonate, le nylon ainsi que les résines de phénol-formaldéhyde et de polyéthylène. Les meubles de bureau, les boîtiers d'ordinateurs, les tuyaux et raccords, les pièces automobiles et les appareils électroménagers sont les produits manufacturés qui renfermaient les plus grandes proportions d'OctaBDE (Environnement Canada, 2006; EU, 2003; USEPA, 2010; WHO, 1994).

Enfin, le mélange commercial DécaBDE est utilisé abondamment comme additif dans la fabrication de plastiques ignifuges tels le polystyrène-choc, le polyéthylène, le polypropylène, le polybutylène téréphtalate et les polyesters insaturés (Environnement Canada, 2006; EU, 2004; USEPA, 2010; WHO, 1994). Le tableau 3-2 illustre les utilisations les plus courantes du mélange DécaBDE.

Des données économiques datant de 2005 indiquent que 80 % de la production du DécaBDE commercial était dédiée à la fabrication de boîtiers d'appareils électroniques et électriques aux États-Unis. Le secteur des textiles représentait alors 10 à 20 % des utilisations (Pure Strategies, Inc, 2005). Cependant, le profil d'utilisation du DécaBDE évolue constamment depuis les restrictions imposées par l'Union européenne en 2008. La figure 3-2 montre en effet que le DécaBDE est plus tard devenu le mélange de choix pour ignifuger les matériaux utilisés dans les secteurs des textiles (26 %), du transport (26 %) ainsi que des bâtiments et de la construction (26 %) (USEPA, 2012). D'ici l'interdiction complète du DécaBDE, il est à prévoir que le marché de cette substance ignifuge continuera d'être bouleversé, car tous les fabricants de matériaux devront délaisser le DécaBDE en faveur d'inhibiteurs de flammes alternatifs. Les PBDE continueront tout de même d'entrer sur le territoire canadien par l'importation de biens de consommation provenant de pays comme la Chine, où la réglementation est beaucoup moins restrictive (Ni et autres, 2013).

Tableau 3-2. Exemples d'applications où le mélange commercial de DécaBDE est utilisé comme additif ignifuge (inspiré de : BSEF, 2006 ; Environnement Canada, 2013b)

Secteurs	Exemples d'applications
Équipements électroniques et électriques (EEE)	<ul style="list-style-type: none"> - Boîtiers et composantes de téléviseurs, téléphones cellulaires, télécopieurs, matériel audio et vidéo, télécommandes, câbles de communication, films condensateurs, câbles de bâtiment, fils, connecteurs, câbles d'équipement électronique et électrique, disjoncteurs, imprimantes, photocopieurs, numériseurs - Articles ménagers : douilles de lampes, hottes et appareils électriques de cuisine, appareils de chauffage, transformateurs, ventilateurs, sèche-cheveux
Textiles	Meubles (textiles et mousses utilisés dans les canapés, chaises de bureau, sièges de stade et les tissus pour le secteur des transports), tentes, matelas, tapis, rideaux, auvents, vêtements spécialisés
Secteur des transports (automobiles, avions ou transports en commun)	<ul style="list-style-type: none"> - Tissu : coffre arrière, revêtement, garniture, pare-soleil, appui-tête et panneau de garnissage - Plastique renforcé : tableau de bord - Sous le capot : boîte à fusibles, gainage des câbles - EEE : bac à batterie, connecteurs électriques, composantes de la radio, du lecteur de disques compacts et du GPS, autres composantes informatiques
Secteurs industriels, des bâtiments et de la construction	Tuyaux, douilles de lampe, plastiques renforcés, interrupteurs et raccords, matériaux stratifiés pour les panneaux d'isolation, conduits et raccords électriques, composantes des appareils d'analyse dans les laboratoires industriels et médicaux, conduits d'air pour les systèmes de ventilation, piliers pour les câbles téléphoniques et de communication, palettes en plastique

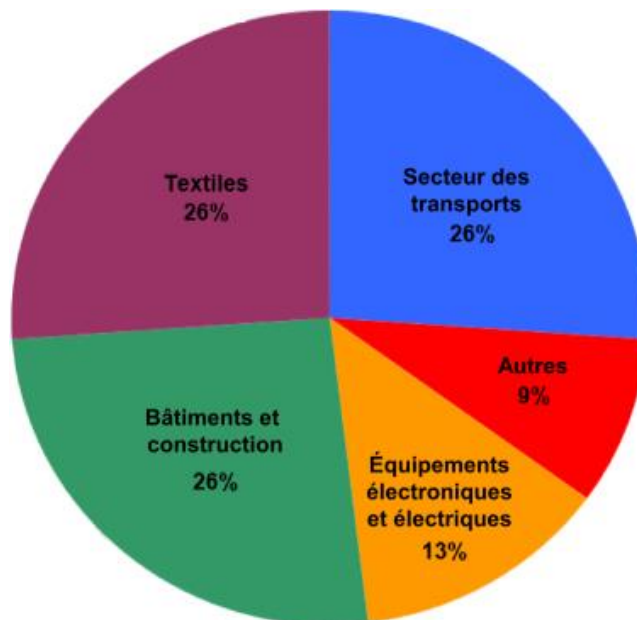


Figure 3-2. Distribution des usages (par poids, excluant les importations de biens manufacturés) du DécaBDE aux États-Unis (traduction de : USEPA, 2012)

4 SOURCES DE REJETS DANS L'ENVIRONNEMENT

Outre les rares cas où des dérivés de PBDE peuvent être synthétisés naturellement à de faibles concentrations par des organismes marins (Gribble, 1999; Renner, 2000; Teuten et autres, 2005), la présence des PBDE dans l'environnement résulte de sources anthropiques liées à leur utilisation comme inhibiteur de flammes.

La figure 4-1 illustre les grandes étapes du cycle de vie des PBDE pendant lesquelles des rejets à l'environnement peuvent survenir : production, incorporation des PBDE dans les matériaux qui composent les biens de consommation, vente et utilisation de ces biens, recyclage, réutilisation et élimination des matériaux. Les rejets de PBDE demeurent cependant difficiles à quantifier en raison de la rareté de l'information disponible pour caractériser les nombreuses sources ponctuelles et diffuses.

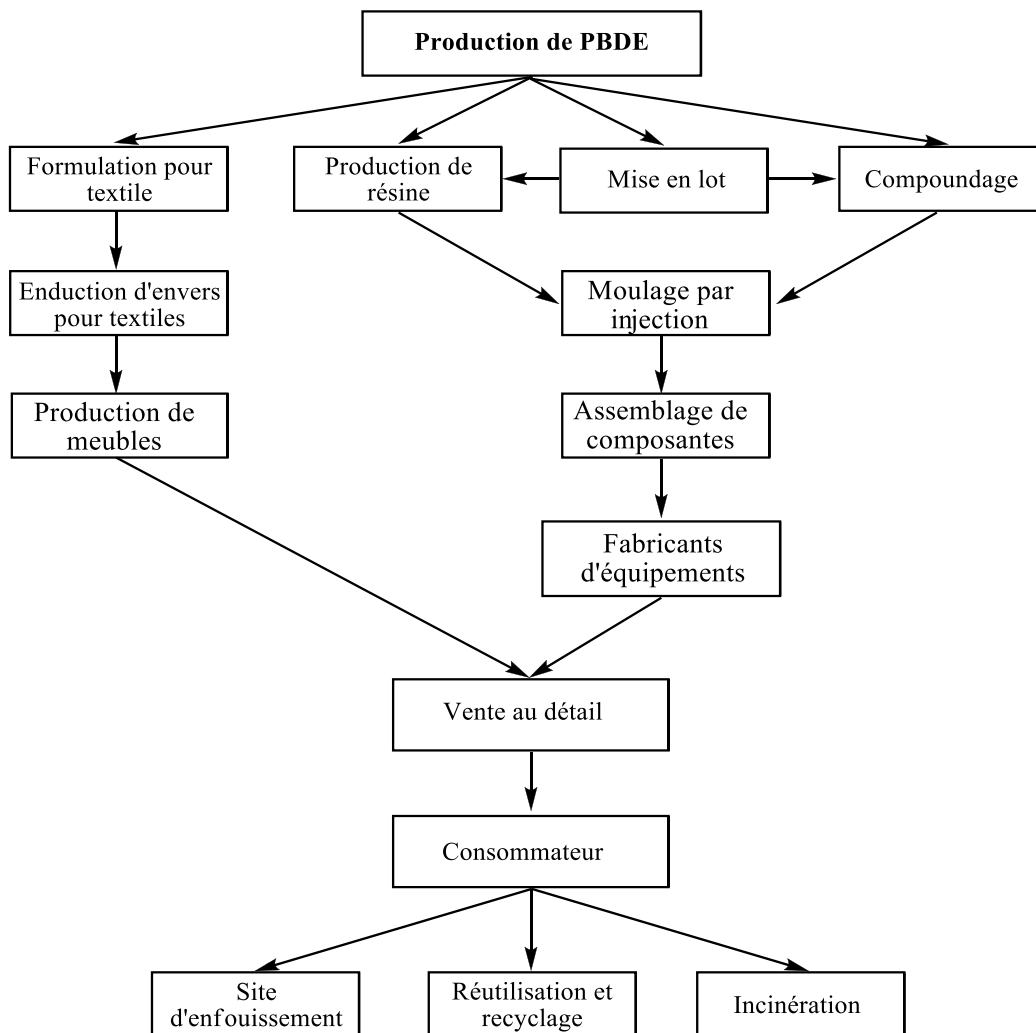


Figure 4-1. Principales étapes du cycle de vie des PBDE au cours desquelles des rejets environnementaux peuvent survenir (traduction de : EU, 2004)

4.1 Sources ponctuelles de PBDE

Les usines de production de PBDE sont des sources ponctuelles importantes de polluants. En 2007, les grands manufacturiers présents aux États-Unis auraient relâché plus de 22 tonnes de DécaBDE dans l'air, les eaux et les sols (USEPA, 2010). De tels rejets directs de PBDE ne se produisent pas au Canada. En effet, une étude d'Environnement Canada réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) confirmait l'absence de producteurs de PBDE en sols canadiens en 2000 (Environnement Canada, 2006; Gazette du Canada, 2006b).

Des sources considérables de rejets de PBDE dans l'environnement canadien et québécois sont les petites et moyennes entreprises (PME) qui ont fabriqué et ignifugé des polymères avant l'entrée en vigueur des législations plus contraignantes en 2008 pour l'utilisation des PBDE (Gazette du Canada, 2006a). Historiquement, ces entreprises ont rejeté leurs eaux de procédés dans les réseaux d'égouts municipaux qui, autrefois, se déversaient directement dans les cours d'eau. La mise en place de programmes d'assainissement a permis d'acheminer progressivement ces eaux usées contaminées aux PBDE vers les usines d'épuration municipales (MDDEFP, 1998).

Encore aujourd'hui, les PBDE peuvent être rejetés dans les cours d'eau par les émissaires municipaux suite à l'élimination incomplète des polluants par les usines d'épuration (Kim et autres, 2013b), lorsqu'une municipalité ne dispose pas d'usines d'épuration ou lors d'événements de surverse. Considérant le nombre croissant de stations d'épuration et la fréquence des événements de surverse au Québec (tableau 4-1), ces éléments sont assurément des sources ponctuelles importantes de PBDE. Dans une rare étude qui permet de quantifier l'ampleur des rejets de PBDE par l'intermédiaire des effluents municipaux, Melymuk et autres (2014) rapportent que les stations d'épuration de Toronto rejetteraient annuellement 8 kg de PBDE dans le Lac Ontario, soit 42 % de l'apport total de la région. La même étude suggère aussi que la forte teneur des eaux usées en PBDE s'expliquerait en partie par le lessivage des surfaces urbaines contaminées par des aérosols qui proviennent des matériaux et produits de consommation traités par les inhibiteurs de flammes.

Tableau 4-1. Statistiques québécoises sur les infrastructures municipales liées au traitement des eaux usées (inspiré de : MAMROT, 2003, 2006 et 2013)

	1998	2001	2005	2012
Nombre d'usines d'épuration	238	381	638	792
Nombre d'ouvrages de surverse	-	2 744	4 056	4 449
Nombre d'événements de surverse	-	27 642	53 759	40 091

Les sites d'enfouissement et les sites de recyclage de matériaux ignifuges sont des endroits propices aux émissions atmosphériques de PBDE et à la lixiviation dans les sols (Danon-Schaffer et autres, 2005, 2008, 2013a et 2013b; Huang et autres, 2013; Kiddee et autres, 2013; Kwan et autres, 2013; Li et autres, 2012; Li et autres, 2014; Zhao et autres, 2013). En effet, contrairement aux composés ignifuges réactifs qui se lient chimiquement aux polymères, les additifs de PBDE sont plutôt intégrés physiquement aux matériaux (Rahman et autres, 2001). Par conséquent, les PBDE se déplacent dans les matrices de polymère et sont rejetés à l'environnement suite à la dégradation lente des matériaux dans lesquels ils ont été incorporés (figure 4-2). Les endroits où la combustion des PBDE se produit (ex : bâtiments incendiés et incinérateurs de déchets solides) constituent également des sources ponctuelles de PBDE et d'autres dérivés toxiques comme les dioxines et les furanes polybromés (Wyrzykowska-Ceradini et autres, 2011).

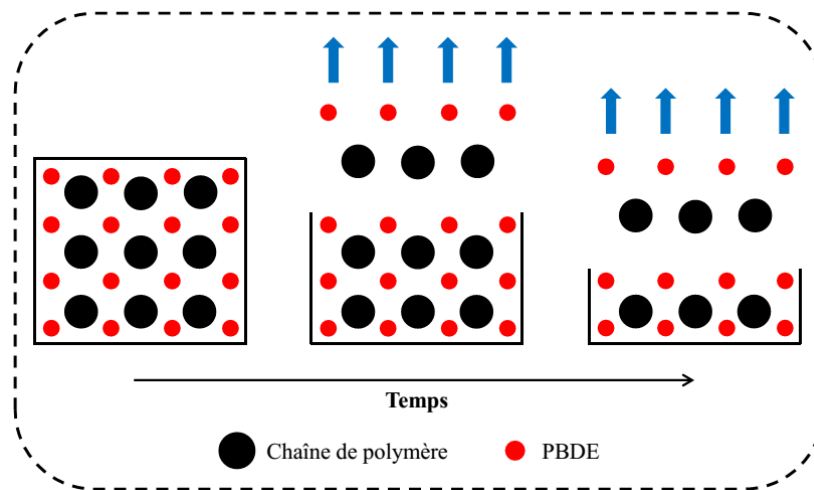


Figure 4-2. Libération de PBDE à l'environnement suite à la dégradation d'un matériau polymère ignifuge avec le temps

Bien qu'il soit difficile d'estimer les quantités de PBDE dirigées vers les sites d'enfouissement et de recyclage, il est tout de même intéressant de jeter un regard à la teneur en PBDE de quelques matériaux et biens de consommation qui s'y accumulent. Une étude effectuée par Morf et autres (2005) a permis de mesurer la concentration des congénères de PBDE présents dans différents déchets électriques et électroniques tels que les fils électriques, les moniteurs d'ordinateurs, les téléviseurs et les cartes de circuits imprimés (tableau 4-2).

Tableau 4-2. Concentrations de PBDE mesurées dans les déchets électriques et électroniques échantillonnés dans une usine de recyclage suisse en 2002 (tiré de : Morf et autres, 2005)

Congénère	Boîtiers de moniteurs (mg/kg)	Boîtiers de téléviseurs (mg/kg)	Particules fines (poussière) (mg/kg)	Particules de 5-10 mm (mg/kg)	Cartes de circuits imprimés (mg/kg)
BDE-28	0	0	7	0	1
BDE-47	3	2	39	5	10
BDE-99	7	4	52	8	12
BDE-100	1	0	4	1	1
BDE-153	598	450	31	110	4
BDE-154	66	38	7	12	1
BDE-183	3 800	3 900	150	690	12
BDE-209	7 300	13 000	760	2 500	89
Σ PBDE	11 774	17 395	1 050	3 326	130

Afin de mieux comprendre les transferts de PBDE vers l'environnement dans les sites d'enfouissement, des chercheurs de Colombie-Britannique se sont attardés au potentiel de lixiviation de matériaux fabriqués entre 1980 et 2005, période durant laquelle la composition des polymères a changé considérablement (Danon-Schaffer et autres, 2013a et 2013b). Leurs résultats ont indiqué que les biens fabriqués pendant la seconde moitié des années 80 constituaient les plus grandes sources de PBDE en raison de l'incorporation plus importante de ces derniers dans les matériaux de l'époque (figure 4-3).

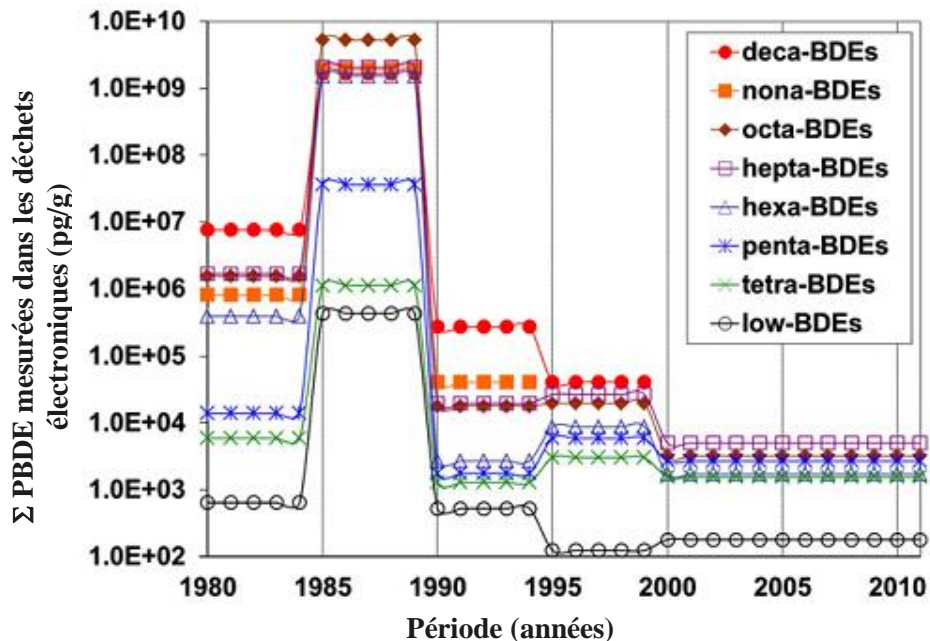


Figure 4-3. Concentrations de PBDE mesurées dans des produits électroniques fabriqués à différentes époques et ayant été échantillonnés dans une usine de recyclage en Colombie-Britannique (traduction de : Danon-Schaffer et autres ; 2013b)

Enfin, l'étude des lixiviats de 28 sites d'enfouissement canadiens a permis d'estimer la quantité moyenne de PBDE rejetée par une décharge municipale (Li et autres, 2012). En tenant compte de facteurs spécifiques propres au Canada (situation géographique, population desservie, climat), les analyses suggèrent qu'un site d'enfouissement municipal de taille moyenne rejeterait annuellement 3,5 tonnes de PBDE à l'environnement par l'entremise des eaux de lixiviation. Ces résultats permettent d'estimer que les 39 lieux d'enfouissement technique (LET) en opération au Québec en 2011 (Recyc-Québec, 2013) auraient produit des eaux de lixiviation contenant près de 137 tonnes de PBDE.

Malgré le fait que les lixiviats des LET doivent obligatoirement être captés et traités au Québec depuis 2006 en vertu du *Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles*, les nombreux lieux d'élimination anciens et actuels demeureront des sources substantielles de PBDE à très long terme. Des simulations informatiques prévoient d'ailleurs que les concentrations de PBDE continueront d'être considérablement élevées au-delà de 2080 dans les sites d'enfouissement, et ce, même si l'apport en déchets traités aux PBDE était complètement stoppé en 2013 (Danon-Schaffer et autres, 2013b).

4.2 Sources diffuses de PBDE

Les sources de PBDE ne se limitent pas aux activités liées aux étapes de production, d'élimination et de recyclage de matériaux ignifuges. En effet, dès leur confection, les produits énumérés à la section 3.3 deviennent aussitôt des sources diffuses de PBDE dans l'atmosphère, que ce soit sur les tablettes des détaillants, dans le salon d'un consommateur ou dans l'environnement (Besis et Samara, 2012). Or, les grandes villes renferment des stocks importants de matériaux contenant des inhibiteurs de flammes. En 2012, il est estimé que l'équivalent de 150 à 200 tonnes de PentaBDE, 20 à 100 tonnes d'OctaBDE et 1 500 à 2 000 tonnes de DécaBDE se retrouvaient sur le territoire de Toronto (Melymuk et autres, 2014).

L'Union européenne et la USEPA ont effectué des calculs théoriques afin d'estimer les rejets de PBDE dans l'air pendant la durée de vie utile des produits ignifuges (EU, 2001, 2003 et 2004; USEPA, 2010). Le tableau 4-3 indique ainsi les quantités de PBDE qui auraient été rejetées par la voie des airs en Europe, aux États-Unis et au Canada en 2001. Ces chiffres sont fournis à titre indicatif seulement, car ceux-ci ne tiennent aucunement compte des importations et des exportations de produits finis traités aux PBDE.

Tableau 4-3. Estimation des rejets de PBDE dans l'air

Continent/Pays	Rejets dans l'air (kg/année)			Référence
	PentaBDE	OctaBDE	DécaBDE	
Europe	4 300	1 380	2 550	(EU, 2001, 2003 et 2004)
États-Unis	21 000	650	6 000	(USEPA, 2010)
Canada	2 630	81	745	(Annexe 2)

Enfin, les boues d'épuration constituent une source diffuse supplémentaire de PBDE. Ces dernières proviennent des stations d'épuration municipales où la majorité des PBDE sont transférés des eaux usées vers les boues par sédimentation sans qu'il y ait dégradation significative des substances ignifuges. L'élimination des boues d'épuration et la valorisation des biosolides (boues d'épuration traitées pour satisfaire aux normes) par l'épandage agricole et le compostage mènent alors à de multiples rejets environnementaux par des phénomènes de lixiviation et de volatilisation (Gorgy et autres, 2010, 2011, 2012 et 2013 ; Kim et autres, 2013a). Au Québec seulement, la production annuelle de boues d'épuration se chiffrait à plus de 700 000 tonnes en 2010. Elles étaient alors destinées à l'épandage (21 %), au compostage (10 %), à l'enfouissement (23 %) et à l'incinération (46 %) (Recyc-Québec, 2013).

5 CHEMINEMENT ENVIRONNEMENTAL

Les nombreuses sources ponctuelles et diffuses mènent à la présence des PBDE dans l'atmosphère, les eaux, les sols, les sédiments et, inévitablement, dans les organismes vivants. Afin de bien comprendre le cheminement des PBDE dans la nature, la connaissance des transferts de ces composés chimiques entre les différents compartiments de l'environnement est essentielle. Or, les processus à l'équilibre dans les milieux biotiques et abiotiques, illustrés en partie dans la figure 5-1, sont largement dictés par les propriétés physiques et chimiques des polluants.

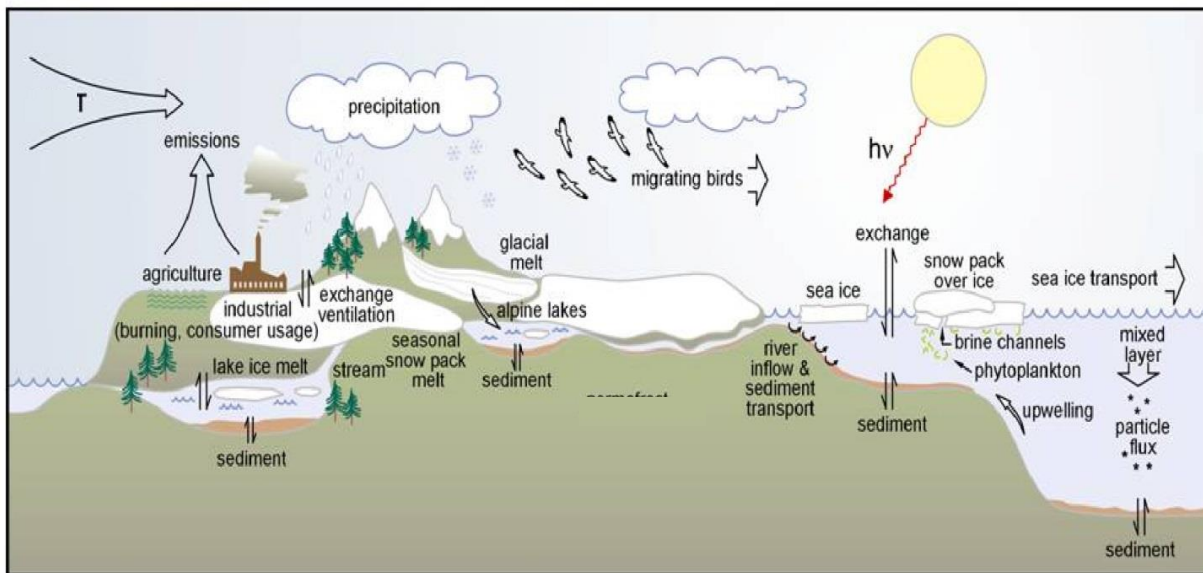


Figure 5-1. Illustration des facteurs et interactions en jeu lors du cheminement environnemental d'un polluant dans un climat nordique (tiré de : Grannas et autres, 2013)

Les caractéristiques qui influencent le plus le destin environnemental et le cycle de vie des PBDE sont la solubilité dans l'eau, la tension de vapeur, la constante de la loi de Henry ainsi que les coefficients de partage octanol-air ($\log K_{oa}$), octanol-eau ($\log K_{oe}$), de carbone organique-eau ($\log K_{ce}$) et d'adsorption (K_d). Les propriétés physicochimiques des congénères principaux qui composent les mélanges commerciaux de PBDE sont présentées au tableau 5-1.

Les prochaines sections du chapitre ont pour buts de présenter et comprendre le cheminement des PBDE dans les différents compartiments de l'environnement (atmosphère, eau, sols, sédiments et biotes) et de rapporter les concentrations de PBDE qui y ont été mesurées au cours des dernières années.

Tableau 5-1. Propriétés physicochimiques des principaux congénères présents dans les mélanges commerciaux de PBDE

Identification des congénères		Point de fusion (°C)	Solubilité dans l'eau (µg/L, 25°C)	Tension de vapeur de la phase solide ⁽¹⁾ (Pa, 25°C)	Constante de la loi d'Henry (Pa·m ³ /mol, 25°C)	log K _{oa} ⁽²⁾	log K _{oc}	log K _{cc} ⁽³⁾	Kd ⁽³⁾ (L/kg)
triBDE	BDE-28	64 ⁽⁴⁾	70 ⁽¹⁾	9,07 x 10 ⁻⁴	5,10 ⁽⁵⁾	9,50	5,98 ⁽⁵⁾	4,95-6,13	-
tétraBDE	BDE-47	84 ⁽⁶⁾	14,7 ⁽⁶⁾	5,52 x 10 ⁻⁵	0,85-1,50 ⁽⁷⁾ 2,24 ⁽⁶⁾	10,53	6,78 ⁽⁶⁾	5,77-6,44	340-12 250
pentaBDE	BDE-85	123-124 ⁽⁸⁾	9 x 10 ⁻⁴ - 8 x 10 ⁻² ⁽⁹⁾ 6 ⁽¹⁾	1,07 x 10 ⁻⁶	0,11 ⁽¹⁾	11,66	7,37 ⁽¹⁰⁾	-	-
	BDE-99	82 ⁽⁶⁾	4,37 ⁽⁶⁾	3,85 x 10 ⁻⁶	0,23 ⁽⁵⁾ 0,791 ⁽⁵⁾	11,31	7,32 ⁽¹⁰⁾	6,19-6,92	760-31 500
	BDE-100	97-98 ⁽⁴⁾	40 ⁽⁵⁾	5,50 x 10 ⁻⁶	0,069 ⁽⁵⁾	11,13	7,24 ⁽¹⁰⁾	5,77-6,70	-
hexaBDE	BDE-153	163 ⁽⁶⁾	0,0504 ⁽⁶⁾	1,63 x 10 ⁻⁷	0,067 ⁽⁵⁾	11,82	7,90 ⁽¹⁰⁾	6,19-7,30	-
	BDE-154	142-143 ⁽⁴⁾	0,9 ⁽⁵⁾	2,64 x 10 ⁻⁷	0,24 ⁽⁵⁾	11,92	7,82 ⁽¹⁰⁾	6,10-7,24	-
heptaBDE	BDE-183	174 ⁽⁸⁾	1,5 ⁽⁵⁾	-	0,0074 ⁽⁵⁾	11,96	8,27 ⁽¹⁰⁾ 9,40 ⁽¹¹⁾	6,40-7,52	-
octaBDE	BDE-197	221-222 ⁽¹²⁾	1,11 x 10 ⁻⁵ ⁽⁹⁾	-	-	-	8,62 10,33 ⁽⁹⁾	-	-
nonaBDE	BDE-207	-	-	-	-	-	-	-	-
décaBDE	BDE-209	310 ⁽¹³⁾	< 1 ⁽¹⁾	9,28 x 10 ⁻⁹	0,04 ⁽⁷⁾	13,21 ⁽¹⁴⁾ 15,27 ⁽¹⁵⁾	6,27 ⁽¹⁾ 8,70 ⁽¹⁵⁾ 12,1 ⁽¹¹⁾	-	-

⁽¹⁾ USEPA, 2010

⁽²⁾ Harner et Shoeib, 2002

⁽³⁾ Wang et autres, 2011

⁽⁴⁾ Marsh et autres, 1999

⁽⁵⁾ Tittlemier et autres, 2002

⁽⁶⁾ Kuramochi et autres, 2007

⁽⁷⁾ Cetin et Odabasi, 2005

⁽⁸⁾ Liu et autres, 2006

⁽⁹⁾ Palm et autres, 2002

⁽¹⁰⁾ Braekevelt et autres, 2003

⁽¹¹⁾ Breitholtz et autres, 2008

⁽¹²⁾ Teclechiel et autres, 2007

⁽¹³⁾ Bromine Compounds, 2008

⁽¹⁴⁾ Webster et autres, 2006

⁽¹⁵⁾ Wania et Dugani, 2003

5.1 Devenir des PBDE dans l'atmosphère

La présence des PBDE dans l'atmosphère est étroitement liée au degré de bromation des différents congénères. En effet, moins les PBDE possèdent d'atomes de brome, plus ces derniers auront tendance à être libérés à l'état gazeux. Des tensions de vapeur variant entre $9,07 \times 10^{-4}$ et $9,28 \times 10^{-9}$ Pa indiquent que les PBDE sont des composés peu volatils en phase solide (tableau 5-1). De faibles constantes de la loi de Henry (0,0074 à $5,10 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$) signifient également que les PBDE sont peu enclins à diffuser des milieux aquatiques vers les milieux atmosphériques.

Malgré ces faibles valeurs, les PBDE sont des composés semi-volatils qui parviennent tout de même à gagner l'atmosphère. Les coefficients de partage octanol-air élevés ($\log K_{oa} = 9,50$ à $15,27$) suggèrent qu'une fois dans l'atmosphère, les PBDE s'adsorbent rapidement aux particules organiques présentes dans l'air, les sols et la végétation (Harner et Shoeib, 2002; USEPA, 2010; Su et autres, 2007). À cet effet, Yang et autres (2013) ont calculé les proportions des congénères de PBDE en phase gazeuse et en phase particulaire dans 15 villes chinoises aux conditions climatiques variables. Il en ressort que les congénères de PBDE faiblement bromés sont généralement retrouvés à l'état gazeux tandis que le BDE-209 se trouve uniquement adsorbé aux matières particulaires en suspension dans l'air (figure 5-2). Les températures saisonnières semblent aussi avoir un impact majeur sur l'état dans lequel se trouvent les PBDE dans l'atmosphère.

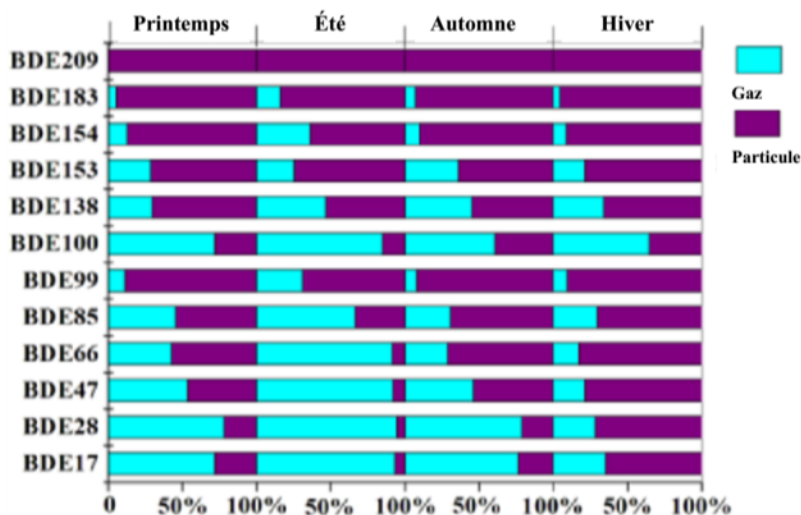


Figure 5-2. Proportion des congénères de PBDE en phase gazeuse et en phase particulaire à Beijing (nord-est de la Chine) en fonction des saisons (traduction de : Yang et autres, 2013)

Ces propriétés contribuent au transport atmosphérique des PBDE sur de longues distances par une série de dépôt - volatilisation (effet sauterelle) et l'entraînement des aérosols par le vent et les précipitations (Breivik et autres, 2006; Wania et Dugani, 2003). La grande mobilité des PBDE explique également leur

présence bien au-delà des sources de rejets aux quatre coins du globe, tant dans les territoires agricoles que les zones polaires et les hautes régions montagneuses (Dong et autres, 2014; Hung et autres, 2010; Yogui et autres, 2011; Bartrons et autres, 2011; Yuan et autres, 2012).

Plusieurs chercheurs ont étudié les cinétiques de dégradation et l'évolution des mélanges de PBDE dans la nature. Alors que les réactions troposphériques avec les radicaux hydroxyles (OH[·]), les radicaux nitrates (NO₃[·]) et l'ozone (O₃) représentent habituellement des voies de dégradation importante pour les hydrocarbures halogénés, ces mécanismes seraient plutôt négligeables dans le cas des PBDE (Cao et autres, 2011 et 2013). C'est plutôt la photodégradation induite par le rayonnement ultraviolet (UV) provenant du soleil qui jouerait un rôle prépondérant dans la transformation des PBDE (Raff et Hites, 2007a; Schenker et autres, 2008; Stapleton et Dodder, 2008; Wang et autres, 2013; USEPA, 2010). Des études menées au sujet des cinétiques de dégradation atmosphérique des PBDE rapportent des demi-vies variant de moins de 1 jour à plus de 27 ans (10 000 jours) (tableau 5-3 et figure 5-4). Ces valeurs dépendent principalement des propriétés physicochimiques spécifiques à chacun des PBDE et des conditions dans lesquelles les substances ont été étudiées (position géographique, température, taux d'humidité, durée d'exposition, etc.). Ces demi-vies satisfont, tout comme les demi-vies mesurées dans l'eau, les sols et les sédiments, aux critères de persistance énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (tableau 5-2).

Tableau 5-2. Critères de persistance tels que définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*

Critères de persistance ⁽¹⁾	
Milieu	Demi-vie
Air	≥ 2 jours ⁽²⁾
Eau	≥ 182 jours
Sédiment	≥ 365 jours
Sol	≥ 182 jours

⁽¹⁾ Une substance est persistante si un critère ou plus est atteint dans un milieu

⁽²⁾ Ou la substance fait l'objet d'un transport atmosphérique vers une région éloignée

Dans tous les compartiments de l'environnement (atmosphère, eau, sols, sédiments et biotes), la dégradation des PBDE s'effectue généralement par des réactions successives de débromation et d'oxydation (Environnement Canada, 2006; Lee et He, 2010; Robrock et autres, 2008; Shih et Wang, 2009). La compréhension de ces mécanismes est d'autant plus importante, car les produits issus de ces processus de dégradation sont souvent plus toxiques, bioaccumulables et persistants que les PBDE rejetés initialement. La formation des polybromodiphényléthers hydroxylés (PBDE-OH) et hydroxyméthoxylés (PBDE-OCH₃) ainsi que des polybromodibenzoparadioxines (PBDD) et des polybromodibenzofuranes

(PBDF) est particulièrement préoccupante (figure 5-3) (Kelly et autres, 2008; Rotander et autres, 2012a; Su et autres, 2014; USEPA, 2010; WHO, 1998). Bien qu'il soit plutôt difficile de limiter l'émergence des PBDE-OH et PBDE-OCH₃ dans l'environnement, les émissions atmosphériques de PBDD et de PBDF peuvent être réduites considérablement en s'assurant que l'incinération des matériaux contenant des PBDE soit effectuée dans des conditions optimales de combustion (> 800°C, > 2 secondes, oxygénation suffisante) (Weber et Kuch, 2003).

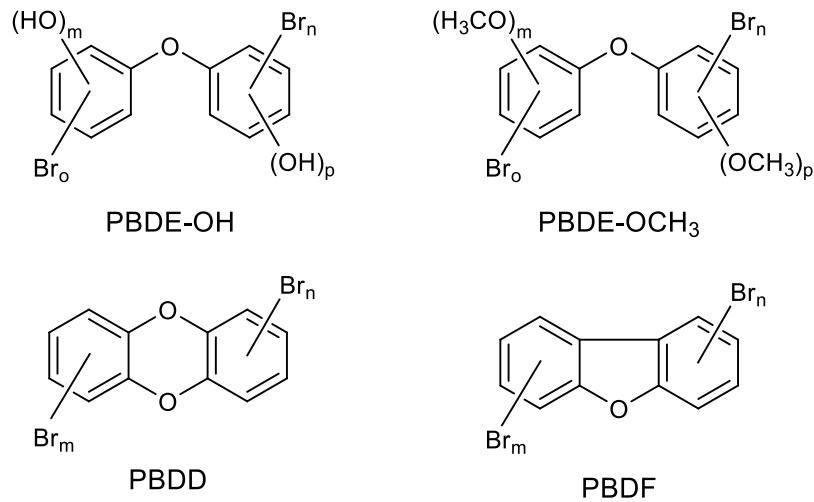


Figure 5-3. Structures moléculaires des PBDE-OH, PBDE-OCH₃, PBDD et PBDF

5.2 Devenir des PBDE dans l'eau

De faibles solubilités dans l'eau ($1,11 \times 10^{-5}$ à $70 \mu\text{g/L}$) et des coefficients de partage octanol-eau élevés ($\log K_{oc} = 5,98$ à $12,1$) indiquent que les PBDE sont des composés très lipophiles (tableau 5-1). De façon générale, une telle hydrophobicité amène une substance à se fixer préférentiellement aux matières en suspension présentes dans la colonne d'eau. Cette affinité exceptionnelle des PBDE pour les sédiments aquatiques est aussi validée par les valeurs élevées des coefficients d'adsorption ($K_d = 340$ à $31\,500 \text{ L/kg}$) (Wang et autres, 2011). Les particules en suspension et les sédiments des eaux naturelles constituent donc des puits primaires importants pour la séquestration des PBDE. Cette tendance des PBDE à s'incorporer aux sédiments est mise à profit dans les usines d'épuration municipales. Kim et autres (2013b) ont d'ailleurs démontré la grande efficacité de 20 stations d'épuration canadienne pour éliminer les PBDE des eaux usées. Les taux d'enlèvement médians y avoisinent les 70 % pour les systèmes de traitement primaire tandis qu'ils dépassent les 90 % pour les étangs et les systèmes de traitement secondaire et tertiaire.

Outre l'adsorption des PBDE aux matières en suspension, les milieux aquatiques sont également les hôtes d'une variété de processus de dégradation biotiques et abiotiques. Plusieurs microorganismes présents

dans les cours d'eau procèdent à la biodégradation aérobie (Robrock et autres, 2009; Shi et autres, 2013; Zhang et autres, 2013; Zhou et autres, 2007) et anaérobie (Gerecke et autres, 2006; He et autres, 2006; Huang et autres, 2014; Tokarz III et autres, 2008; Yen et autres, 2009) des PBDE. Ces voies de transformation sont cependant reconnues pour être lentes et inefficaces en comparaison avec la photodégradation des composés bromés dans les eaux de surface (Environnement Canada, 2006; Eriksson et autres, 2004; Kuivikko et autres, 2007; Leal et autres, 2013). Enfin, les PBDE sont aussi susceptibles de subir des réactions d'hydrolyse en milieux aqueux (Rahm et autres, 2005). Catalysée par des surfaces minérales et des enzymes, cette réaction pourrait expliquer en partie la présence de PBDE-OH dans les espèces aquatiques. Les recherches indiquent que les demi-vies des PBDE dans l'eau varient entre 1,7 minute et 61 ans (0,0012 et 22 244 jours) (tableau 5-3). Ces valeurs sont influencées par les propriétés physicochimiques de chaque PBDE et les propriétés des milieux récepteurs comme la position géographique, la température, le pH, la dureté de l'eau, la concentration de matières en suspension et le potentiel d'oxydoréduction. La figure 5-5 illustre bien l'influence de la latitude et des températures saisonnières sur les demi-vies du BDE-99 dans l'océan Atlantique.

Tableau 5-3. Demi-vies des principaux PBDE présents dans l'environnement

Milieux	Demi-vies des PBDE (jours)								Type de dégradation
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209	
Atmosphère	5,33	10,67	19,46	14,88	46,25	-	64,17	317,5	_(1)
	-	-	-	-	-	-	-	12,54 et 17,0	Photodégradation ⁽²⁾
	7,6	-	-	-	-	-	64	318	Rx avec OH ⁽³⁾
	-	876	1 204	1 460	511	1 204	-	-	_(4)
	7-318 (hepta- à déca-BDE)								_(5)
	~10 à > 100 (-OH) ; < 1 à > 100 (gaz) ; ~100 à > 10 000 (aérosol) (figure 5-4)								Rx avec OH, photodégradation ⁽⁶⁾
Eau	60	150	150	150	150	-	150	150	_(1)
	-	12,08	2,67	-	-	2,42	1,21	0,021	Photodégradation ⁽⁷⁾
	-	-	-	-	-	-	-	0,15	Photodégradation ⁽⁸⁾
	-	17-22 244	5-2 930 (figure 5-5)	-	-	-	-	0,1-33	Photodégradation ⁽⁹⁾
	> 10	> 10	-	7,83	0,93	-	0,22	0,0012	Hydrolyse ⁽¹⁰⁾
Sols	60	150	150	150	150	-	150	150	_(1)
	-	-	-	-	-	-	-	< 0,01-8,33	Photodégradation ⁽¹¹⁾
	-	-	-	-	-	-	-	36-1 423	Photodégradation ⁽¹²⁾
	130-600	-	-	-	-	-	-	> 360-400	Biodégradation aérobie ⁽¹³⁾
	> 3 400	-	-	-	-	-	-	> 390	Biodégradation anaérobie ⁽¹³⁾
Sédiments	240	600	600	600	600	-	600	600	_(1)
	-	-	-	-	-	-	-	1,67-3,33	Photodégradation ⁽¹¹⁾
	-	-	-	-	-	-	-	150-990	Photodégradation ⁽¹²⁾
	-	-	-	-	-	-	-	2 190-18 250	Biodégradation anaérobie ⁽¹⁴⁾
	-	-	-	-	-	-	-	700	Biodégradation anaérobie ⁽¹⁵⁾
	-	-	-	-	-	-	-	4,2-46,2	Biodégradation anaérobie ⁽¹⁶⁾
	-	57-76	-	-	7,6-165	-	-	-	Biodégradation anaérobie ⁽¹⁷⁾

(1) Wania et Dugani, 2003

(2) Stapleton et Dodder, 2008

(3) Nyholm, 2009

(4) Schuster et autres, 2010

(5) Environnement Canada, 2006

(6) Raff et Hites, 2007b

(7) Eriksson et autres, 2004

(8) Leal et autres, 2013

(9) Kuivikko et autres, 2007

(10) Rahm et autres, 2005

(11) Söderström et autres, 2004

(12) Ahn et autres, 2006

(13) Nyholm et autres, 2010

(14) Tokarz III et autres, 2008

(15) Gerecke et autres, 2006

(16) Huang et autres, 2014

(17) Zhu et autres, 2014

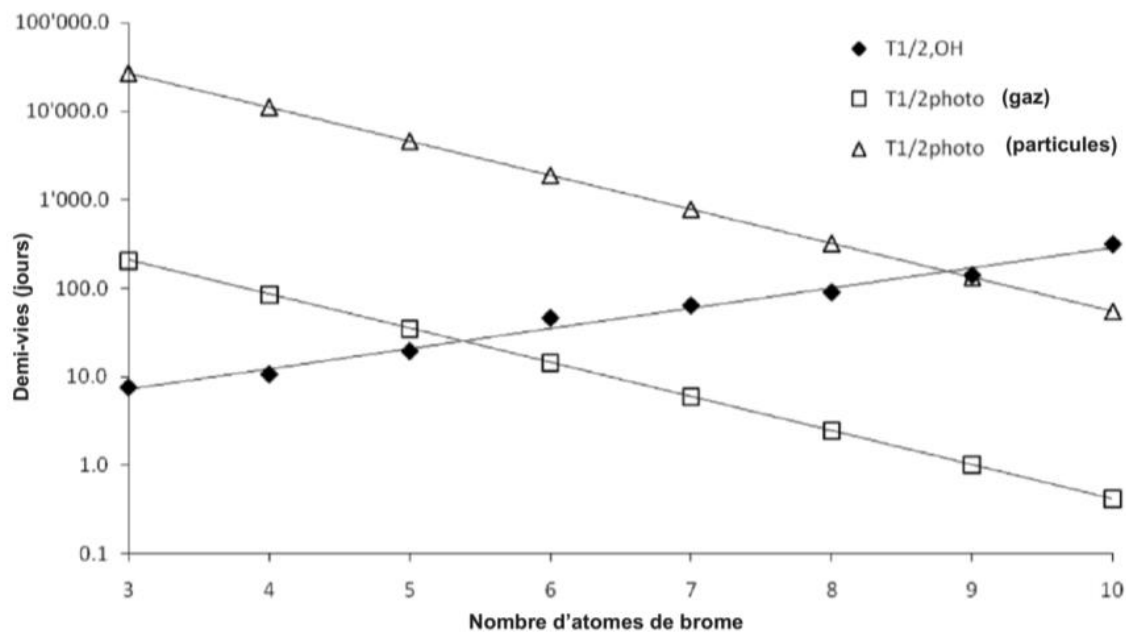


Figure 5-4. Estimation des demi-vies pour la dégradation atmosphérique des PBDE en présence de radicaux OH ainsi que pour la dégradation des substances par photolyse directe en phase gazeuse et particulaire (traduction de : Raff et Hites, 2007b)

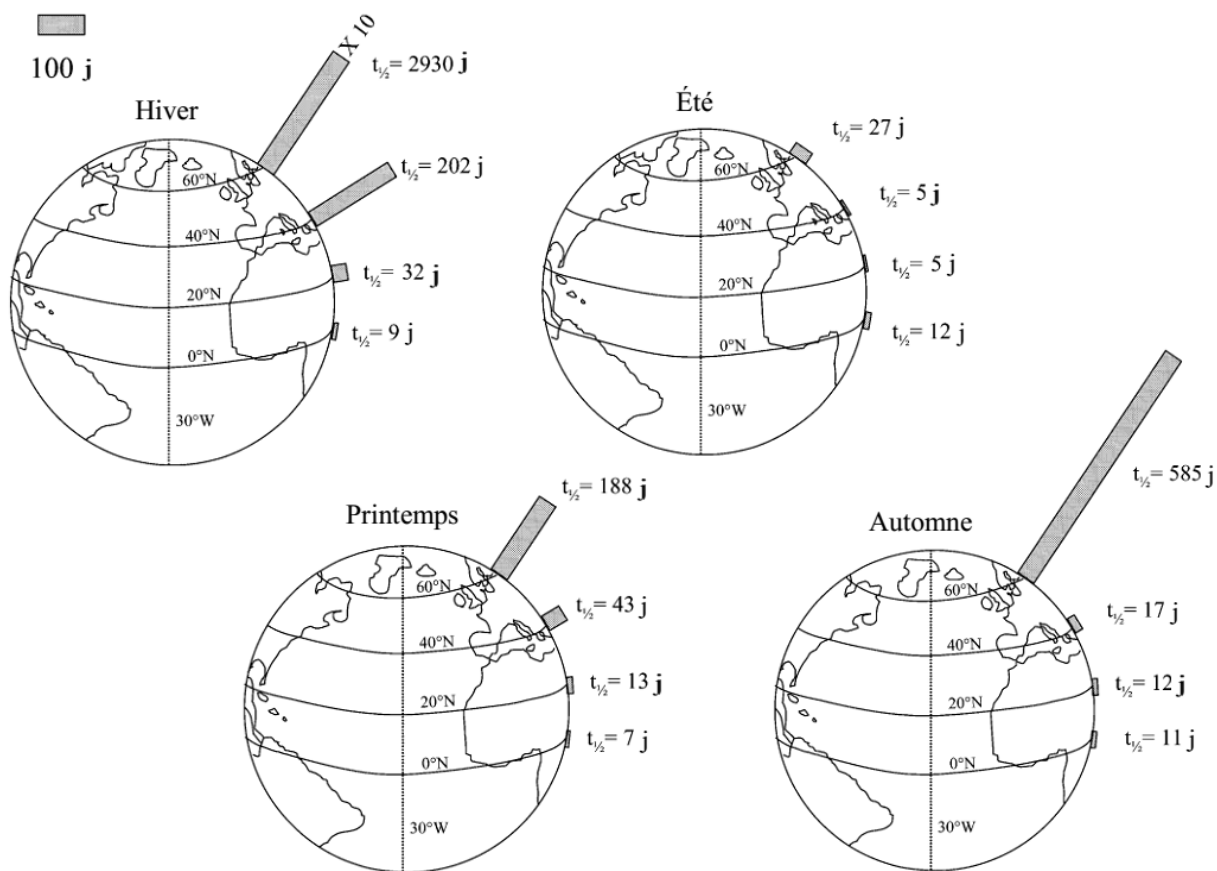


Figure 5-5. Estimation des demi-vies du BDE-99 dans l'océan Atlantique en fonction de la latitude et des températures saisonnières (traduction de : Kuivikko et autres, 2007)

5.3 Devenir des PBDE dans les sols et les sédiments

Les différents coefficients de partage ($\log K_{oa}$, $\log K_{oc}$ et K_d) des PBDE indiquent leur forte tendance à se lier à la fraction organique des matières particulaires. Ce comportement est confirmé par le modèle de fugacité développé par Palm et autres (2002). Ce dernier démontre que les sols et les sédiments sont des puits beaucoup plus importants que l'air et l'eau pour les PBDE, et ce, peu importe le média dans lequel ils sont initialement rejetés (tableau 5-4).

Tableau 5-4. Estimation de la répartition des rejets de BDE-47 et BDE-209 dans l'environnement (tiré de : Palm et autres, 2002)

Congénère	Scénario de rejet des PBDE	Répartition prévue (%)			
		Air	Eau	Sols	Sédiments
BDE-47	Quantité égale rejetée dans l'air, l'eau et le sol	0,26	1,5	39,7	58,6
	Totalité rejetée dans l'air	1,84	0,6	75,9	21,7
	Totalité rejetée dans l'eau	0,01	2,4	0,4	97,2
	Totalité rejetée dans le sol	$3,3 \times 10^{-5}$	0,003	99,9	0,1
BDE-209	Quantité égale rejetée dans l'air, l'eau et le sol	0,12	1,1	41,8	57,0
	Totalité rejetée dans l'air	0,57	0,4	80,1	19,0
	Totalité rejetée dans l'eau	$1,7 \times 10^{-7}$	1,9	$2,4 \times 10^{-5}$	98,1
	Totalité rejetée dans le sol	$5,7 \times 10^{-10}$	0,002	99,9	0,1

Les valeurs élevées des coefficients de partage carbone organique-eau ($\log K_{oc} = 4,95$ à $7,52$) suggèrent qu'une fois adsorbés aux particules solides (colloïdes argileux, silts et matières organiques), les PBDE sont des substances chimiques peu mobiles (tableau 5-1). Ces substances peuvent tout de même migrer dans certains types de sols par des phénomènes de percolation, de ruissellement et de lessivage (Gorgy et autres, 2010, 2011, 2012 et 2013). À titre d'exemple, une étude effectuée en Ontario a démontré que des sources ponctuelles et diffuses de PBDE avaient mené à la contamination d'un aquifère souterrain situé dans le Bouclier canadien (Levison et autres, 2012b).

L'exposition des sols et des sédiments aux conditions environnementales contribue à l'élimination des PBDE dans la nature. Dans les premiers centimètres de sol, les principaux mécanismes d'élimination des PBDE sont la volatilisation, la biodégradation aérobie par des microorganismes ainsi que la photodégradation par les rayons du soleil (Ahn et autres, 2006; Chou et autres, 2013; Gorgy et autres, 2013; Nyholm et autres, 2010; Söderström et autres, 2004; Vonderheide et autres, 2006). Plus en profondeur dans le sol, dans les sédiments de cours d'eau et les boues d'épuration, les PBDE sont plutôt

dégradés par des mécanismes de dégradation biotiques et abiotiques en milieu anaérobique (Gerecke et autres, 2006; Huang et autres, 2014; Lee et He, 2010; Nyholm et autres, 2010; Keum et Li, 2005; Knoth et autres, 2007; Tokarz III et autres, 2008; Yen et autres, 2009). Dans tous les cas, la transformation des PBDE en congénères moins bromés et autres sous-produits s'effectue lentement. En effet, les demi-vies des PBDE dans les sols et les sédiments varient entre 15 minutes et 50 ans (0,01 et 18 250 jours) (tableau 5-3). Ces valeurs dépendent des propriétés physicochimiques spécifiques à chacun des PBDE et des conditions des sols et sédiments comme le pH, la température, le taux d'humidité ainsi que les proportions de nutriments, d'argiles, de matières organiques et humiques.

5.4 Devenir des PBDE dans les biotes

Plusieurs études ont démontré la capacité de certains organismes vivants à dégrader et métaboliser les PBDE par des mécanismes biologiques. Comme il a été mentionné dans les sections 5.2 et 5.3, les microorganismes comme les bactéries et les champignons peuvent transformer ces substances chimiques dans des conditions aérobiques et anaérobiques. D'autres organismes plus complexes comme les rats (Hakk et Letcher, 2003; Huwe et Smith, 2007), les oiseaux (Chabot-Giguère et autres, 2013; Letcher et autres, 2014), les poissons (Stapleton et autres, 2006; Tian et autres, 2012; Tomy et autres, 2004) ainsi que divers mammifères terrestres et marins (Mckinney et autres, 2011; Thomas et autres, 2005) sont aussi en mesure de métaboliser les PBDE. Les demi-vies des PBDE dans les biotes varient alors entre 0,7 à 346 jours (tableau 5-5). Ces valeurs sont influencées par différents facteurs tels l'identité des congénères, les espèces étudiées ainsi que leur métabolisme.

Tableau 5-5. Demi-vies des principaux PBDE dans les biotes

Organisme	Demi-vies des PBDE (jours)							
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
Rat (carcasse) ⁽¹⁾	-	-	-	-	-	-	-	8,6
Rat (foie) ⁽¹⁾	-	-	-	-	-	-	-	0,7-20
Rat (plasma) ⁽¹⁾	-	-	-	-	-	-	-	1,2-76
Rat (male) ⁽²⁾	19 (tétraBDE); 25-55 (pentaBDE); 119 (hexaBDE)							
Crécerelle d'Amérique (plasma) ⁽³⁾	-	-	-	-	-	-	-	13-17
Truite grise ⁽⁴⁾	58	39-346	87-346	63-173	115-231	139-173	69-346	26
Carpe commune (tissus) ⁽⁵⁾	14	26	-	56	45	58	-	-
Phoque gris ⁽⁶⁾	-	-	-	-	-	-	-	8,5-13

⁽¹⁾ Huwe et Smith, 2007

⁽²⁾ Hakk et Letcher, 2003

⁽³⁾ Letcher et autres, 2014

⁽⁴⁾ Tomy et autres, 2004

⁽⁵⁾ Tian et autres, 2012

⁽⁶⁾ Thomas et autres, 2005

Bien que des mécanismes de dégradation biologique existent pour les PBDE, la majorité de ces composés sont bioaccumulables selon les critères du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) (tableau 5-6). En effet, les facteurs de bioaccumulation (FBA) et de bioconcentration (FBC) dépassent généralement la valeur de 5000 (128 à $3,2 \times 10^7$ L/kg; tableau 5-7) tandis que les coefficients de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$) sont tous supérieurs à 5 (5,98 à 12,1; tableau 5-1).

Tableau 5-6. Critères de bioaccumulation tels que définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*

Indicateurs de bioaccumulation	Critères de bioaccumulation ⁽¹⁾
Facteurs de bioaccumulation (FBA)	$\geq 5,000$
Facteurs de bioconcentration (FBC)	$\geq 5,000$
Coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$)	≥ 5

⁽¹⁾ Si le FBA ou le FBC ne peuvent être déterminés, le $\log K_{oe}$ est utilisé

Des facteurs de bioamplification (FBAm) supérieurs à 1 confirment également l'amplification trophique des PBDE dans la chaîne alimentaire (tableau 5-7). Les rares FBAm inférieurs à 1 dénotent une dilution trophique des contaminants. Ce phénomène pourrait s'expliquer par la capacité d'un nombre restreint de prédateurs à éliminer les PBDE plus rapidement qu'ils ne les accumulent (Tomy et autres, 2008).

Enfin, contrairement aux principaux congénères de PBDE à l'étude, une certaine ambiguïté règne quant au potentiel de bioaccumulation, de bioconcentration et de bioamplification du BDE-209 dans l'environnement. En effet, plusieurs rapports font état de FBA, FBC et FBAm inférieurs et bien au-delà des valeurs seuils (tableau 5-7). Les données permettent toutefois de conclure que la biodégradation et la métabolisation du BDE-209 contribuent assurément à la formation de dérivés bioaccumulables ou potentiellement bioaccumulables tels que des produits de débromation et d'oxydation (PBDE-OH et PBDE-OMe) (Environnement Canada, 2010b).

Tableau 5-7. Facteurs de bioaccumulation (FBA), bioconcentration (FBC) et de bioamplification (FBAm) des principaux congénères de PBDE retrouvés dans l'environnement

Indicateur	Espèce / Prédateur-proie	Facteur							
		BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-209
FBA (L/kg)	Truite grise ⁽¹⁾	-	2,0 x 10 ⁷	5,0 x 10 ⁶	3,2 x 10 ⁷	-	-	-	-
	Moule bleue ⁽²⁾	-	1,3 x 10 ⁶	1,4 x 10 ⁶	-	2,2 x 10 ⁵	-	-	-
	Sauvagesse du Nord ⁽³⁾	-	6,2 x 10 ⁵	-	6,5 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁵	1,9 x 10 ⁵	-	-
	Truite arc-en-ciel ⁽³⁾	-	6,2 x 10 ⁵	1,0 x 10 ⁶	1,0 x 10 ⁶	8,2 x 10 ⁵	5,1 x 10 ⁵	-	-
	Truite fardée ⁽³⁾	-	2,3 x 10 ⁶	6,9 x 10 ⁵	1,2 x 10 ⁶	-	6,4 x 10 ⁵	-	-
	Carpe de vase ⁽⁴⁾	14 800	37 200	1 700	46 800	1,5 x 10 ⁵	81 300	-	3,4 x 10 ⁵
	Crevette ⁽⁴⁾	3 090	11 200	4 470	26 300	27 500	21 400	-	36 300
FBC (L/kg)	Crabe vert ^(5,6)	2,0 x 10 ⁶	1,1 x 10 ⁷	1,7 x 10 ⁷	4,5 x 10 ⁶	6,5 x 10 ⁶	3,9 x 10 ⁶	7,9 x 10 ⁵	1,3 x 10 ⁵
	Tubifex rouge ⁽⁶⁾	12 860	13 060	19 320	44 430	14 627-24 680	11 582-34 160	128-1 505	2 910
	Carpe commune ⁽⁷⁾	66 700 (tétraBDE); 1 440 et 17 700 (pentaBDE); 2 580 et 5640 (hexaBDE)							
FBAm	Truite grise ⁽⁸⁾	7,6	2,1-37	6,6-36	6,5-46	9,4-20	13-38	3,9-28	0,3
	Passereau-Épervier ⁽⁹⁾	4	10	20	25	21	24	29	-
	Rongeur-Buse ⁽⁹⁾	-	12	14	17	22	-	12	-
	Rongeur-Renard ⁽⁹⁾	-	< 1	< 1	< 1	< 1	-	< 1	-
	Loup ⁽¹⁰⁾	-	-	-	-	-	-	-	0,5 à 3,5
	Narval-Morue ⁽¹¹⁾	-	1	< 1	6	3	11	-	-
	Narval-Sébaste ⁽¹¹⁾	-	5	32	15	3	7	-	-
	Morue-Zooplanton ⁽¹¹⁾	-	1	< 1	< 1	< 1	< 1	-	< 1
Béluga-Morue ⁽¹¹⁾	-	1	< 1	5	2	7	-	< 1	

⁽¹⁾ Streets et autres, 2006

⁽²⁾ Gustafsson et autres, 1999

⁽³⁾ Johnson et autres, 2006

⁽⁴⁾ Wu et autres, 2008

⁽⁵⁾ Mizukawa et autres, 2009

⁽⁶⁾ Mansouri et autres, 2012

⁽⁷⁾ EU, 2001

⁽⁸⁾ Tomy et autres, 2004

⁽⁹⁾ Voorspoels et autres, 2007

⁽¹⁰⁾ Environnement Canada, 2006

⁽¹¹⁾ Tomy et autres, 2008

5.5 Concentrations environnementales

Une analyse approfondie des données de la littérature indique que les PBDE sont retrouvés dans tous les compartiments de l'environnement. Les tableaux 5-8 à 5-12 présentent donc les concentrations environnementales des principaux congénères de PBDE détectés dans l'atmosphère (tableau 5-8), les eaux (tableaux 5-9 et 5-10), les sols et sédiments (tableau 5-11) ainsi que dans les biotes (tableau 5-12). Ces données permettent de dresser un portrait actuel de la contamination des écosystèmes par les PBDE au Québec, au Canada ainsi que dans le monde entier. Les constats généraux sont les suivants :

- Comme il a été mentionné à la section 4, les grandes agglomérations, les usines productrices de PBDE et de polymères ignifuges, les sites d'enfouissement et de recyclage, les stations de traitement des eaux usées et les nombreux émissaires municipaux augmentent de façon considérable la teneur en PBDE des milieux récepteurs;
- Une corrélation directe existe entre la concentration de PBDE et le taux d'urbanisation et d'industrialisation d'un secteur. Ceci explique, par exemple, le gradient de contamination observé d'ouest en est dans les bassins des Grands Lacs et du Saint-Laurent;
- Le transport atmosphérique des PBDE sur de longues distances cause la présence des PBDE dans les régions éloignées comme l'Arctique et les hautes régions montagneuses;
- Des concentrations de PBDE généralement plus élevées en Amérique du Nord qu'en Europe reflètent l'utilisation des produits commerciaux de PBDE (33 100 tonnes en Amériques contre 8 360 tonnes en Europe en 2001 ; tableau 3-1) et la réglementation adoptée par les différents pays;
- Les concentrations élevées dans certaines régions de la Chine sont dues aux rejets des fabricants de mélanges commerciaux de PBDE ainsi qu'à l'importance de l'industrie du recyclage d'équipements électriques et électroniques. Cette dernière, dont les pratiques respectent peu l'environnement, recevrait de 70 à 75 % des « e-déchets » du monde entier (Zhao et autres, 2013).

Tableau 5-8. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les milieux atmosphériques

Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (pg/m ³)							
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Ontario, Toronto / 2007-2008 ⁽¹⁾	-	-	-	-	-	-	-	0,5-110
Ontario (région Sud) / 2000 ⁽²⁾	0,8-46	10-650	47-330	8,1-65	18-25	5-20	-	88-1 250
Ontario, Ottawa (site d'enfouissement) / 2004-2005 ⁽³⁾	< LD-1	0,2-15	0,2-15	-	< LD-3	-	< LD-130	1-152
Yukon, Tagish ⁽⁴⁾	-	< 10-210	< 10-490	-	-	-	-	2 000
Nunavut, Alert (Arctique) / 2006-2007 ⁽⁵⁾	0,04-1,0	0,3-12	0,06-5,3	0,2-31	0,05-1,8	0,03-1,9	-	1,2-55
Groenland, Nuuk (Arctique) / 2005 ⁽⁶⁾	0,05	0,46	0,36	0,08	0,05	0,03	-	1,1
É-U, Eagle Harbor (rive Lac Supérieur) / 2005-2011 ⁽⁷⁾	-	3,2	4,8	-	-	-	1,7	8,9
É-U, Sturgeon Point (rive Lac Érié) / 2005-2011 ⁽⁷⁾	-	3,7	4,5	-	-	-	3,1	15,2
É-U, Sleeping Bear (rive Lac Michigan) / 2005-2011 ⁽⁷⁾	-	3,7	5,0	-	-	-	2,7	10,5
É-U, Chicago (rive Lac Michigan) / 2005-2011 ⁽⁷⁾	-	19,8	9,7	-	-	-	15,6	56,0
É-U, Arkansas (près d'usines de PBDE) / 2002-2003 ⁽⁸⁾	-	1,2-42	0,9-35	0,2-6,1	-	-	< 0,1-135	2,7-165
É-U, Californie (recyclage d'ÉÉÉ) / 2004 ⁽⁹⁾	2,9-18	30-128	9-85	3-17	3-150	1,5-87	140-11 400 (2 764)	-
Océan Atlantique (zone tropicale) / 2009 ⁽¹⁰⁾	0	0,69	0,27	0,05	0,05	0,03	3,2	3,8
Océan Atlantique (hémisphère nord) / 2008 ⁽¹¹⁾	0,01-0,07	0,6-2,3	0,2-0,6	0,04-0,1	0,01-0,1	0,01-0,1	-	1,0-3,3
Océan Atlantique (hémisphère sud) / 2008 ⁽¹¹⁾	0,01-0,04	0,2-0,6	0,09-0,7	0,02-0,1	0,01-0,04	0,01-0,07	-	0,04-1,3
Royaume-Uni, Londres / 2000-2010 ⁽¹²⁾	-	0,5-10,4	0,1-5,1	0,1-1,0	0,1-0,8	0,1-0,6	-	1,8-15,4
France, Paris / 2008-2009 ⁽¹³⁾	4-29 (tri- à hepta-BDE)						6-177	-
Suisse, Thoun (région montagneuse) / 2006-2007 ⁽¹⁴⁾	1,5-2,4	52-152	4,4-48,7	2,5-23	0,1-0,3	-	4,1-5,2	-
Mer Baltique, Gotska Sandön / 2001 ⁽¹⁵⁾	-	0,2-5,6	0,2-4,3	0,1-1,7	-	-	1,1-75	0,4-79
Ouganda, Entebbe / 2008-2010 ⁽¹⁶⁾	2,9	9,8	4,4	0,6	0,4	0,3	8,3	29,2
Chine, Taizhou (recyclage d'ÉÉÉ) / 2012 ⁽¹⁷⁾	-	-	-	-	-	-	-	884-2 791
Tibet, Nam Co (région montagneuse) / 2006-2007 ⁽⁶⁾	0,004-0,06	0,3-1,2	0,2-1,2	0,05-0,2	0,01-0,2	0,007-0,09	0,002-0,5	0,8-5,2
Australie / 2005 ⁽¹⁸⁾	-	< 2-3,2	< 1-1,4	< 0,03-0,4	< 0,1	< 0,1	1,3-5,8	1,7-7,0

LD : Limite de détection ; É-U : États-Unis ; ÉÉÉ : équipements électriques et électroniques

⁽¹⁾ Melymuk et autres, 2012

⁽²⁾ Gouin et autres, 2002

⁽³⁾ St-Amand et autres, 2008

⁽⁴⁾ Alae et autres, 1999

⁽⁵⁾ Xiao et autres, 2012

⁽⁶⁾ Hung et autres, 2010

⁽⁷⁾ Ma et autres, 2013

⁽⁸⁾ Hoh et Hites, 2005

⁽⁹⁾ CARB, 2005

⁽¹⁰⁾ Lohmann et autres, 2013

⁽¹¹⁾ Xie et autres, 2011

⁽¹²⁾ Birgul et autres, 2012

⁽¹³⁾ Tlili et autres, 2012a

⁽¹⁴⁾ Bogdal et autres, 2010

⁽¹⁵⁾ Ter Schure et autres, 2004a

⁽¹⁶⁾ Arinaitwe et autres, 2014

⁽¹⁷⁾ Dong et autres, 2014

⁽¹⁸⁾ Toms et autres, 2009

Tableau 5-9. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les eaux

Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (pg/L)							
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Eau de surface								
Qc, Rivière Saint-François (Drummondville) / 2004 ⁽¹⁾	5	137	155	33	15	14	0	369
Qc, Rivière Yamaska-Nord (Granby; amont) / 2006 ⁽¹⁾	0,4	26	31	7	5	3	177	225-290
Qc, Rivière Yamaska-Nord (Granby; aval) / 2006 ⁽¹⁾	0	343	238	66	0	0	3740	1 870-10 700
Qc, Fleuve Saint-Laurent (Lavaltrie) / 2006-2007 ⁽¹⁾	6	270	270	58	30	24	648	312-4 010
Qc, Fleuve Saint-Laurent (Lévis) / 2005-2006 ⁽¹⁾	0	413	201	9	10	8	382	60-3 370
Qc, Lac Saint-Louis (Montréal) / 2004-2006 ⁽¹⁾	0	7	5	1	0	1	0	14-24
Qc, Rivière Nicolet (Nicolet) / 2004 ⁽¹⁾	0	22	17	4	0	0	0	48
Qc, Rivière Yamaska (Saint-Hyacinthe) / 2004-2006 ⁽¹⁾	3	193	138	26	33	23	386	185-3 350
Qc, Rivière-des-Mille-Îles (Terrebonne) / 2006-2007 ⁽¹⁾	4	131	131	30	21	12	283	498-966
Qc, Rivière Richelieu (Tracy) / 2004-2006 ⁽¹⁾	3	109	82	17	12	10	92	111-698
Ontario, Lac Supérieur (Sibley) / 2004-2010 ⁽²⁾	-	140	200	26	22	19	0-27 000	-
Ontario, Lac Huron (Burnt Island) / 2004-2010 ⁽²⁾	-	60	110	13	18	11	0-7 550	-
Ontario, Lac Érié (Point Pelee) / 2004-2008 ⁽²⁾	-	69	84	21	13	9	0-9 920	-
Ontario, Lac Ontario (Burlington) / 2004-2010 ⁽²⁾	-	89	120	17	18	17	0-102 000	-
Manitoba, Lac Winnipeg / 2004 ⁽³⁾	-	17	9	2	1	1	< LD	9,6-101
Nunavut, Calotte glaciaire de Devon / 2005-2008 ⁽⁴⁾	1,7-15	1,1-550	< 3-1 200	< 3-220	0,1-120	< 3-85	680-100 000	-
É-U, Lac Michigan / 1997-1999 ⁽⁵⁾	-	-	-	-	-	-	-	31-158
É-U, État de Washington / 2005-2006 ⁽⁶⁾	-	< 1-510	< 1-287	< 1-67	1-15	2-17	-	1-926
É-U, Estuaire de San Francisco / 2002 ⁽⁷⁾	-	16-180	12-91	3-21	2-10	1-9	< LD-191	0,2-513
Océan Atlantique (zone tropicale) / 2009 ⁽⁸⁾	0,01	0,19	0,18	0,03	0,07	0,02	7,06	1,91
France, Seine (Paris) / 2009-2010 ⁽⁹⁾	20-270 (tri- à hepta-BDE)						160-3 620	-
Suisse, Lac de Thoune (région montagnaise) / 2007 ⁽¹⁰⁾	0,2-0,9	12-36	2,5-12	1,0-3,1	0,1-1,2	-	13-23	-
Chine, Rivière des Perles / 2005-2006 ⁽¹¹⁾	-	3-143	< 1-200	-	-	-	335-65 237	344-68 000

Tableau 5-9. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les eaux (suite)

Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration							
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Eau souterraine (pg/L)								
Ontario, Perth / 2004-2007 ⁽¹²⁾	200	7 800	6 100	2 200	400	500	14 100	4 800-20 900
Ontario (région Est) / 2005-2006 ⁽¹³⁾ (avant biosolides)	-	0-2 400	0-28 000	0-6 000	0-2 000	0-2 000	0-35 000	-
(après biosolides)	-	270 000	320 000	48 000	28 000	23 000	290 000	-
Précipitation (pg/L)								
É-U, Eagle Harbor (rive Lac Supérieur) / 2005-2011 ⁽¹⁴⁾	-	1 300	230	-	-	-	440	3 100
É-U, Sturgeon Point (rive Lac Érié) / 2005-2011 ⁽¹⁴⁾	-	6 700	160	-	-	-	540	7 800
É-U, Sleeping Bear (rive Lac Michigan) / 2005-2011 ⁽¹⁴⁾	-	6 800	990	-	-	-	540	10 000
É-U, Chicago (rive Lac Michigan) / 2005-2011 ⁽¹⁴⁾	-	14 000	5 100	-	-	-	2 100	29 000
Mer Baltique, Gotska Sandön / 2001 ⁽¹⁵⁾	-	0,1-0,3	< 0,4	< 0,3	-	-	1,1-6,0	1,5-6,0
Suède, Malmö (près d'un incinérateur) / 2001-2002 ⁽¹⁶⁾	100	2 400	1 400	200	400	100	14 400	20 600
Chine, Delta de la Rivière des Perles / 2006-2007 ⁽¹⁷⁾	2-21	17-123	6-151	2-42	1-128	1-79	1 680-139 390	1980-148 000
Lixiviat de site d'enfouissement (ng/L)								
Canada (28 sites) ⁽¹⁸⁾	-	16	33	8	-	-	85	0,03-1 020
Chine (région nord) / 2012 ⁽¹⁹⁾	-	0,01-6,3 (ΣBDE-47/99/100)			-	-	2,8-348	4,0-351
Laos / 2005 ⁽²⁰⁾	-	0,2-0,4	< LD-0,4	0,07	-	-	0,8-1,0	11-19
Cambodge / 2004 ⁽²⁰⁾	0,6-1,2	44	72-80	2,7-4,9	11-21	6,7-9,1	54-148	308-397
Vietnam / 2003-2004 ⁽²⁰⁾	-	0,8-2,7	1,6	< LD	-	-	29-35	39-48
Inde / 2006 ⁽²⁰⁾	28	31	8,1	0,5	< LD	< LD	37	499
Thaïlande / 2005 ⁽²⁰⁾	0,1-1 300	1,6-18 800	2,1-1 590	0,2-75	0,3-429	0,2-778	12,5-97 800	24-133 000
Philippines / 2002-2011 ⁽²⁰⁾	0,1-0,4	0,3-13	0,4-24	0,04-2,7	0,1-7,5	< LD-5,7	1,5-116	3,7-162
Malaisie / 2003-2004 ⁽²⁰⁾	0,5-2,8	24-49	34-73	4,6-11	16-32	5,7-9,3	22-31	174-308

LD : Limite de détection ; É-U : États-Unis

⁽¹⁾ MDDEFP, 2009

⁽²⁾ Robson et autres, 2013

⁽³⁾ Law et autres, 2006

⁽⁴⁾ Meyer et autres, 2012

⁽⁵⁾ Environnement Canada, 2006

⁽⁶⁾ Johnson et autres, 2006

⁽⁷⁾ Oros et autres, 2005

⁽⁸⁾ Lohmann et autres, 2013

⁽⁹⁾ Thili et autres, 2012b

⁽¹⁰⁾ Bogdal et autres, 2010

⁽¹¹⁾ Guan et autres, 2007

⁽¹²⁾ Levison et autres, 2012b

⁽¹³⁾ Gottschall et autres, 2010

⁽¹⁴⁾ Ma et autres, 2013

⁽¹⁵⁾ Ter Schure et autres, 2004a

⁽¹⁶⁾ Ter Schure et autres, 2004b

⁽¹⁷⁾ Zhang et autres, 2009

⁽¹⁸⁾ Li et autres, 2012

⁽¹⁹⁾ Li et autres, 2014

⁽²⁰⁾ Kwan et autres, 2013

Tableau 5-10. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les stations de traitement des eaux

Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (ng/L)								Taux d'enlèvement des PBDE
	Affluent				Effluent				
	BDE-47	BDE-99	BDE-209	Σ PBDE	BDE-47	BDE-99	BDE-209	Σ PBDE	
Stations municipales de traitement des eaux usées									
Canada (20 stations) ⁽¹⁾	3,2-324	3-268	8-805	21-1 009	0,2-72	0,2-74	0,4-113	3-266	70 %, >90 %
Ontario, Windsor / 2004 ⁽²⁾	102	121	-	265	14	16	-	36	-
C-B, Kelowna / 2002 ⁽³⁾	46	53	169	309	6	3	6	26	~93 %
É-U, Orono (Maine) / 2004 ⁽⁴⁾	1 640	1 600	-	4 200-4 300	55	110	-	310-900	~90 %
É-U, Palo Alto (Californie) ⁽⁵⁾	-	-	-	-	10	11	1,7	29	96 %
Frontière É-U-Mexique / 2008-2010 ⁽⁶⁾	138-261	83-182	-	-	1-91	9-89	-	-	49-97 %
Norvège / 2002-2004 ⁽⁷⁾	-	-	-	6,3-9,3	0,1-0,6	< 2	-	0,1-0,6	90-99 %
Suède, Stockholm / 2006-2007 ⁽⁸⁾	-	-	150-260	-	-	-	0,17-0,73	-	
Chine, Guangzhou / 2006-2007 ⁽⁹⁾	0,5-11,1	0,35-10,5	11,6-2 413	13,3-2 496	0,08-0,23	0,06-0,21	0,6-3,4	0,9-4,4	>95 %
Chine, Delta Yangtze / 2010-2011 ⁽¹⁰⁾	0,16-0,25	0,11-0,12	0,63-2,76	1,68-4,64	0,02-0,11	0,01-0,02	0,87-1,67	2,55	~45 %
Australie, Perth / 2007 ⁽¹¹⁾	13-20	13-19	31-< 60	42-100	< 4	< 2	< 4	0,06-0,71	-
Stations de traitement du lixiviat de sites d'enfouissement									
Chine, Shanghai / 2011-2012 ⁽¹²⁾	-	-	-	-	0,5-0,8	0,5-0,7	1,6-9,5	2,5-12	-
Japon ⁽¹³⁾	< 8-2 200	< 8-1 800	< 800-50 000	-	< 4	< 4	< 4	-	-

Qc : Québec ; C-B : Colombie-Britannique ; É-U : États-Unis

⁽¹⁾ Kim et autres, 2013b

⁽²⁾ Song et autres, 2006

⁽³⁾ Rayne et Ikononou, 2005

⁽⁴⁾ Anderson et MacRae, 2006

⁽⁵⁾ North, 2004

⁽⁶⁾ Rocha-Gutierrez et Lee, 2013

⁽⁷⁾ Vogelsang et autres, 2006

⁽⁸⁾ Ricklund et autres, 2009

⁽⁹⁾ Peng et autres, 2009

⁽¹⁰⁾ Xiang et autres, 2013

⁽¹¹⁾ Clarke et autres, 2010

⁽¹²⁾ Huang et autres, 2013

⁽¹³⁾ Osako autres, 2004

Tableau 5-11. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les sols, les boues d'épuration et les sédiments

Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (ng/g de poids sec)							
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Sols								
Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife / 2004-2006 ⁽¹⁾	-	0,10-0,53	0,06-0,85	0,01-0,18	0,01-0,11	0-0,07	0,45-21	0,2-24
Nunavut, Cambridge Bay / 2004-2006 ⁽¹⁾	-	0,1-27	0,06-42	0,02-8,1	0,01-47	0,01-12	4,0-58	4,5-505
Nunavut, Iqaluit / 2004-2006 ⁽¹⁾	-	0,06-35	0,02-57	0,01-11	0-6,6	0-5,1	0,89-597	1,1-765
C-B, Vancouver / 2006-2007 ⁽²⁾ (avant biosolides)	-	-	-	-	-	-	-	0,32
(après l'application de biosolides)	-	-	-	-	-	-	-	600
(1 an après l'application de biosolides)	-	-	-	-	-	-	-	30
É-U, Michigan / 2004 ⁽³⁾	0-0,03	0,14-1,5	0,08-1,4	0,03-0,29	0,01-0,12	0,01-0,13	0,6-11	0,88-14
É-U, Côte Atlantique / 2000 ⁽⁴⁾	-	8,1-32	4,8-41	0,77-3,2	-	-	-	14-76
Royaume-Uni / 1998 ⁽⁵⁾	0,01-0,2	0,01-1,4	0,08-3,2	0,01-0,47	0,02-1,2	0,01-0,42	-	0,07-12
Norvège / 1998 ⁽⁵⁾	0,01-0,05	0,01-0,86	0,06-1,4	0,02-0,23	0,01-0,27	0,01-0,31	-	0,13-3,0
Chine, Shanghai (centre-ville) / 2011-2012 ⁽⁶⁾	0-0,02	0-0,23	0-0,14	0-0,10	0-0,03	0-0,01	0-2,9	0,02-3,8
Chine, Shanghai (site d'enfouissement) / 2011-2012 ⁽⁷⁾	-	9-25	4-15	3-14	-	-	45-1 060	69-1 122
Chine, Guiyu (recyclage d'ÉÉÉ) / 2012 ⁽⁸⁾	6,3	59	71	12	13	20	1 157	1 588
Boues d'épuration								
Canada (15 stations) ⁽⁹⁾	-	61-667	62-645	12-133	6-96	4-60	209-3 540	415-5 967
C-B, Vancouver / 2006-2007 ⁽²⁾	-	347	425	85	40	35	509 000	510 000
É-U, Orono (Maine) / 2004 ⁽¹⁰⁾	-	457	2 130	319	102	108	-	-
É-U, Palo Alto (Californie) ⁽¹¹⁾	13	757	944	165	88	68	1 183	3 381
É-U, El Paso (Texas) / 2008-2010 ⁽¹²⁾	5,7-24	656-1 068	425-624	108-233	23-30	20-25	-	-
Allemagne / 2002-2003 ⁽¹³⁾	1	48	54	9,3	6,3	4,7	429	555
Italie / 2009-2010 ⁽¹⁴⁾	1,3	11	17	3,8	4,7	3,4	2 713	158-9 427
Chine, Guangzhou / 2006-2007 ⁽¹⁵⁾	-	3,2-27	3,1-35	-	-	-	150-22 894	159-23 750
Australie, Perth / 2007 ⁽¹⁶⁾	0,9-1,0	39-52	45-55	8,4-10	4,4-4,8	3,4-3,8	150-190	270-340

C-B : Colombie-Britannique ; É-U : États-Unis ; ÉÉÉ : équipements électriques et électroniques

⁽¹⁾ Danon-Schaffer et autres, 2008

⁽²⁾ Gorgy et autres, 2013

⁽³⁾ Yun et autres, 2008

⁽⁴⁾ Hale et autres, 2002

⁽⁵⁾ Hassanin et autres, 2004

⁽⁶⁾ Jiang et autres, 2010

⁽⁷⁾ Huang et autres, 2013

⁽⁸⁾ Zhang et autres, 2014a

⁽⁹⁾ Kim et autres, 2013a

⁽¹⁰⁾ Anderson et MacRae, 2006

⁽¹¹⁾ North, 2004

⁽¹²⁾ Rocha-Gutierrez et Lee, 2013

⁽¹³⁾ Knoth et autres, 2007

⁽¹⁴⁾ Cincinelli et autres, 2012

⁽¹⁵⁾ Peng et autres, 2009

⁽¹⁶⁾ Clarke et autres, 2010

Tableau 5-11. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les sols, les boues d'épuration et les sédiments (suite)

Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (ng/g de poids sec)							
	BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Sédiments aquatiques (matières en suspension)								
Qc, Fleuve Saint-Laurent (Québec) / 2007-2009 ⁽¹⁷⁾	1,8	5,7	2,3	0,5	0,2	-	51	64
Qc, Fleuve Saint-Laurent (Bécancour) / 2006-2008 ⁽¹⁷⁾	1,6	4,5	1,3	0,3	-	-	30	39
Qc, Fleuve Saint-Laurent (Lavaltrie) / 2007-2009 ⁽¹⁷⁾	2,5	12	5,3	1,3	0,6	0,5	35	60
Qc, Fleuve Saint-Laurent (Émissaire de Mtl) / 2006 ⁽¹⁸⁾	37						1 000	1 037
Qc, Rivière des Outaouais (Carillon) / 2004-2005 ⁽¹⁷⁾	-	1,9	2,0	-	-	-	13	21
Ontario, Fleuve Saint-Laurent / 2004-2006 ⁽¹⁷⁾	-	0,2	0,2	-	-	-	14	15
Canada-É-U, Rivière Détroit / 2001 et 2006 ⁽¹⁹⁾	0,05-1,1	0,4-56	0,4-73	0,09-16	0,05-8,3	0,04-6,9	4,1-184	6,8-388
Sédiments aquatiques de surface								
Qc, Lac Dasserat (Abitibi-Témiscamingue) / 2000 ⁽²⁰⁾	-	0,04	0,04	0,04	-	-	0,01-0,56	-
Qc, Lac Saint-François / 2008 ⁽¹⁷⁾	-	0,05	0,06	-	-	-	2,4	2,6
Qc, Lac Saint-Louis / 2003 ⁽¹⁷⁾	0,02	0,3	0,2	0,08	0,06	0,05	4,1	4,9
Qc, Lac Saint-Pierre / 2003 ⁽¹⁷⁾	0,02	0,6	0,6	0,1	0,07	0,08	2,5	4,2
Lac Supérieur / 2001-2002 ⁽²¹⁾	0,5-3,1 (ΣBDE-28 à -183)						4,3-18	5,3-21
Lac Michigan / 2002 ⁽²²⁾	1,7-4,0 (ΣBDE-28 à -183)						44-96	48-97
Lac Huron / 2002 ⁽²²⁾	1,0-1,9 (ΣBDE-28 à -183)						22-36	23-38
Lac Érié / 2002 ⁽²³⁾	1,8-1,9 (ΣBDE-28 à -183)						50-55	52-57
Lac Ontario / 2002 ⁽²³⁾	4,9-6,3 (ΣBDE-28 à -183)						211-242	218-247
Manitoba, Lac Winnipeg / 2003 ⁽²⁴⁾	-	0	0,15	0,03	0,06	0,03	1	1,2-1,6
Nunavut, Lac Char (Resolute) / 1997 ⁽²⁰⁾	-	< 0,01-0,14	< 0,01-0,11	0-0,04	-	-	0-0,08	-
Océan Arctique (bassin canadien) / 2008 ⁽²⁵⁾	-	0,9-76	1,4-52	-	1,3-40	-	40	-
É-U, Arkansas (lacs près d'usines de PBDE) / 2009 ⁽²⁶⁾	12-749 (ΣBDE-1 à -183); 95-1 480 (ΣBDE-194 à -208)						2 396-34 115	2 503-35 635
É-U, Estuaire de San Francisco / 2002 ⁽²⁷⁾	-	< LD-100	< LD-71	-	-	-	-	< LD-212
France et Espagne, Méditerranée / 2005-2008 ⁽²⁸⁾	0,02-0,05	0,03-0,40	0,03-0,21	0,01-0,10	0-1,4	0-0,07	0,06-145	0,06-146
Suède, Rivière voisine d'une usine de plastique ⁽²⁹⁾	(amont)	3,7	8,8	1,6	-	-	-	14
	(aval)	780	1 200	270	-	-	-	2 250
Chine, Delta de la Rivière des Perles / 2009-2010 ⁽³⁰⁾	0,12-47 (ΣBDE-28 à -183)						1,9-2 446	3,9-2 521

Qc : Québec ; Mtl : Montréal ; É-U : États-Unis ; LD : Limite de détection

⁽¹⁷⁾ Pelletier et Rondeau, 2013

⁽¹⁸⁾ MDDEFP, 2011

⁽¹⁹⁾ Marvin et autres, 2013

⁽²⁰⁾ Breivik et autres, 2006

⁽²¹⁾ Song et autres, 2004

⁽²²⁾ Song et autres, 2005a

⁽²³⁾ Song et autres, 2005b

⁽²⁴⁾ Law et autres, 2006

⁽²⁵⁾ Cai et autres, 2012

⁽²⁶⁾ Wei et autres, 2012

⁽²⁷⁾ Oros et autres, 2005

⁽²⁸⁾ Salvadó et autres, 2012

⁽²⁹⁾ de Wit, 2002

⁽³⁰⁾ Chen et autres, 2013a

Tableau 5-12. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les biotes

Organisme	Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (ng/g de poids en lipide)							
		BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Écosystèmes marins et d'eau douce									
Plancton	Manitoba, Lac Winnipeg ⁽¹⁾	-	12	18	4,9	5,8	4,5	1,2	62
	C-B, Détroit de Géorgie / 2005-2006 ⁽²⁾	-	38	39	9	3	3	24	121
	Nunavut, Détroit de Barrow ⁽³⁾	-	-	-	-	-	-	-	19
	É-U, Lac Michigan / 2006 ⁽⁴⁾	-	14	10-36	6,0	8,0	5,0	1 500-30 000	-
Moule	Manitoba, Lac Winnipeg / 2002 ⁽¹⁾	-	21	26	5,7	8,1	5,6	51	127
	C-B, Rivière Koeye / 2004 ⁽⁵⁾	-	0,7	0,2	0,1	0,01	-	< LD	1,2
	É-U, Baie de San Francisco / 2002 ^(6,a)	-	< LD-3,7	< LD-2,0	< LD-0,7	-	-	-	0-6
	France, Baie de Seine / 1981-2003 ^(7,b)	0,2-0,6	1,7-10	0,7-4,3	0,3-2,5	0,1-0,5	0,2-0,7	< 0,02-1,0	-
	Chine, Dalian / 2004 ⁽⁸⁾	2,9	13	8,5	1,6	2,5	1,3	30	63
Phoque annelé	Groenland / 2006 ⁽⁹⁾	0,6-0,9	16-28	1,5-2,9	1,5-2,0	0,3-0,6	0,3-0,7	-	21-33
	Territoires du N-O, Île Hendrickson / 2004 ⁽³⁾	-	0,1-3,4	0,1	0,02-1,9	0,02-0,4	0,04-0,4	0,2	2,6
Phoque commun	Qc, Estuaire du Saint-Laurent / 2007 ⁽¹⁰⁾	-	400	41	26	11	6,1	-	540
	Qc, Golfe du Saint-Laurent / 2008 ⁽¹⁰⁾	-	71	7,1	7,0	1,4	1,3	-	97
	É-U, Baie de San Francisco / 2007-2008 ⁽¹¹⁾	0,6-13	54-3598	4,8-194	3,9-172	0,8-557	0,5-476	-	67-5 076
Béluga	Qc, Estuaire du Saint-Laurent / 1988-1999 ^(12,a)	< LD-12	7,4-478	2,4-197	1,3-116	1,0-60	2,0-62	-	17-935
	Territoires du N-O, Île Hendrickson / 2007 ⁽³⁾	-	0,5-10	0,07-0,8	0,02-3,8	0,02-1,2	0,3-1,0	0,2-1,1	9,3
	É-U, Côtes d'Alaska / 1989-2006 ⁽¹³⁾	-	-	-	-	-	-	-	1,9-46
Meunier noir	Qc, Fleuve Saint-Laurent / 2002-2008 ^(14,a)	0,2-3,7	3,8-81	0-0,4	0,9-13	0,1-1,7	0,4-4,5	-	5,7-106
	Qc, 5 lacs et 7 rivières / 2002-2008 ^(14,a)	0,05-23	1,2-410	0-1,7	0,2-77	0,02-10	0,1-14	-	1,6-541
	É-U, Rivière Penobscot (Maine) / 2002 ⁽¹⁵⁾	-	3 220-4 680	988-2 090	520-912	79-161	175-450	-	-
Doré jaune ^(a)	Qc, Fleuve Saint-Laurent / 2002-2008 ⁽¹⁴⁾	0,01-0,3	1,2-24	0,4-30	0,5-8,8	0,2-3,6	0,2-3,2	-	2,8-61
	Qc, 12 lacs et 2 rivières / 2003-2006 ⁽¹⁴⁾	0,01-0,16	< 0,01-11	0,01-7,0	0,01-3,0	< 0,01-0,9	< 0,01-1,0	-	0,06-17
	Lac Érié / 2004-2009 ⁽¹⁶⁾	-	6,4-14	0,9-2,6	1,6-4,0	< 0,22-2,4	0,4-1,0	-	11-22
Truite grise ^(a)	Qc, 15 lacs / 2003-2008 ⁽¹⁴⁾	0,03-0,5	1,1-52	0,8-34	0,4-15	0,2-4,3	0,2-5,9	-	3,0-113
	Lac Ontario / 2004-2009 ⁽¹⁶⁾	-	32-68	8,5-15	5,1-14	1,9-4,4	1,9-5,8	-	50-107
	Lac Érié / 1997 ⁽¹⁷⁾	-	16	2,0	2,5	0,9	-	-	27
	Lac Huron / 2004-2009 ⁽¹⁶⁾	-	19-68	3,9-17	2,9-18	1,0-3,8	1,3-6,6	-	28-113
	Lac Michigan / 2004-2009 ⁽¹⁶⁾	-	28-135	5,1-23	5,5-24	1,0-4,0	1,5-6,4	-	44-192
	Lac Supérieur / 2004-2009 ⁽¹⁶⁾	-	22-55	5,2-29	4,3-16	0,7-3,8	1,5-6,7	-	37-111

Tableau 5-12. Concentrations environnementales des PBDE mesurées dans les biotes (suite)

Organisme	Lieu / Période d'échantillonnage	Concentration (ng/g de poids en lipide)							
		BDE-28	BDE-47	BDE-99	BDE-100	BDE-153	BDE-154	BDE-209	Σ PBDE
Truite fario ^(a)	Norvège, Lac Mjøsa / 2004 ⁽¹⁸⁾	1,2	224	69	73	13	23	-	407
	Écosse, Lochnagar / 2005 ⁽¹⁹⁾	-	-	-	-	-	-	-	1,1-9,6
Goéland argenté (œufs) ^(a)	C-B, Ab, Mb, Qc, N-B, N-É, T-N / 2008 ⁽²⁰⁾	-	-	-	-	-	-	5,0-201	104-781
	Les 5 Grands Lacs / 2008 ⁽²⁰⁾	-	-	-	-	-	-	3,6-35	134-440
	Suède, Archipel de Strömstad / 2008 ⁽²¹⁾	< LD	0,5-4,9	0,3-3,2	0,3-4,1	< LD-1,2	< LD-0,7	< LD-6,3	2,2-21
Écosystèmes terrestres									
Plante	C-B, Rivière Koeve / 2004 ⁽⁵⁾	-	2,0-6,9	1,9-6,7	0,4-1,5	0,3-0,7	-	0-31	6,2-60
Mousse ^(b)	Norvège / 2003-2004 ⁽²²⁾	< 0,002	0,005-0,1	0,005-0,1	0,001-0,04	< 0,02	< 0,01	0,05-1,6	0,08-1,8
Pins	Qc, Waskaganish / 2000-2001 ⁽²³⁾	-	2,4	1,9	0,5	0,02	0,1	1,5	7
	Ontario, Toronto / 2009-2010 ⁽²⁴⁾	-	-	-	-	-	-	-	190
	É-U, Arkansas (près d'usines de PBDE) ⁽²³⁾	-	11	7,5	1,8	1,8	0,9	5 570	5 690
Saule	Chine, Beijing / 2009-2010 ⁽²⁵⁾	1,4-7,6	2,6-13	1,7-8,4	0,8-6,6	2,2-5,0	1,2-5,1	670-3 600	730-3 700
Vers de terre	Suède, Petersborg ⁽²⁶⁾ (avant biosolides)	-	2,6	4,5	0,9	0,4	0,3	1,0	11
	(après l'application de biosolides)	-	16	22	4,5	1,7	0,9	4,6	54
Rongeurs	Belgique, Anvers / 2001 ⁽²⁷⁾	< 0,1-0,2	0,9-8,0	< 0,5-7,0	0,1-1,1	0,6-3,6	< 0,1-0,3	-	2,4-23
Étourneau (œufs) ^(a)	C-B, Ab, Ontario, Qc, N-É / 2009-2010 ⁽²⁸⁾	-	-	-	-	-	-	-	2-805
Mésange (œufs)	Belgique, Anvers / 2001-2003 ⁽²⁷⁾	< 0,2-1,9	37-170	24-180	3,4-27	10-83	1,2-16	-	87-540
Faucon pèlerin (œufs)	Ontario, Qc, N-B / 2007-2009 ⁽²⁹⁾	-	20-16 000	56-6 000	15-4 500	160-9 200	48-850	15-400	530-38 000
	É-U, Californie / 1986-2007 ⁽³⁰⁾	-	0-10 400	10-14 700	0-4 880	30-11 500	10-2 140	0-4 060	80-53 100
	Espagne / 2003-2006 ⁽²⁹⁾	-	7,4-100	22-250	6,3-110	68-1 200	13-140	2-2 000	160-5 300
Lynx	Norvège / 1993-2002 ⁽²²⁾	< 3,0	0,07-193	< LD-12	< LD-8,9	1,3-129	< LD-19	< LD-102	-

(a) ng/g de poids humide ; (b) ng/g de poids sec ; Ab : Alberta ; C-B : Colombie-Britannique ; É-U : États-Unis ; LD : Limite de détection ; Mb : Manitoba ; N-B : Nouveau-Brunswick ; N-É : Nouvelle-Écosse ; N-O : Nord-Ouest ; Qc : Québec ; T-N : Terre-Neuve

⁽¹⁾ Law et autres, 2006

⁽⁷⁾ Johansson et autres, 2006

⁽¹³⁾ Hoguet et autres, 2013

⁽¹⁹⁾ Webster et autres, 2008

⁽²⁵⁾ Hu et autres, 2011

⁽²⁾ Frouin et autres, 2013

⁽⁸⁾ Ramu et autres, 2007

⁽¹⁴⁾ MDDEFP, 2011

⁽²⁰⁾ Chen et autres, 2012

⁽²⁶⁾ Sellström et autres, 2005

⁽³⁾ Tomy et autres, 2009

⁽⁹⁾ Rotander et autres, 2012b

⁽¹⁵⁾ Anderson et MacRae, 2006

⁽²¹⁾ Carlsson et autres, 2011

⁽²⁷⁾ Voorspoels et autres, 2007

⁽⁴⁾ Kuo et autres, 2010

⁽¹⁰⁾ Frouin et autres, 2011

⁽¹⁶⁾ Crimmins et autres, 2012

⁽²²⁾ Mariussen et autres, 2008b

⁽²⁸⁾ Chen et autres, 2013b

⁽⁵⁾ Christensen et autres, 2013

⁽¹¹⁾ Klosterhaus et autres, 2012

⁽¹⁷⁾ Luross et autres, 2002

⁽²³⁾ Zhu et Hites, 2006

⁽²⁹⁾ Guerra et autres, 2012

⁽⁶⁾ Oros et autres, 2005

⁽¹²⁾ Lebeuf et autres, 2004

⁽¹⁸⁾ Mariussen et autres, 2008a

⁽²⁴⁾ Salamova et Hites, 2013

⁽³⁰⁾ Park et autres, 2009

Outre les concentrations rapportées dans les tableaux 5-8 à 5-12, des tendances à long terme peuvent être dégagées des données de la littérature. Alors que les PBDE sont progressivement éliminés ou interdits à travers le monde, Xiao et autres (2012) ont tout de même observé une hausse des concentrations atmosphériques des PBDE dans l'Arctique canadien entre 2002 et 2007 (figure 5-6). Au rythme où vont les choses, il est estimé que la concentration des PBDE y doublera tous les 6 ans (BDE-47), 12 ans (BDE-99), 8 ans (BDE-100), 28 ans (BDE-153) et 4 ans (BDE-209) (Hung et autres, 2010).

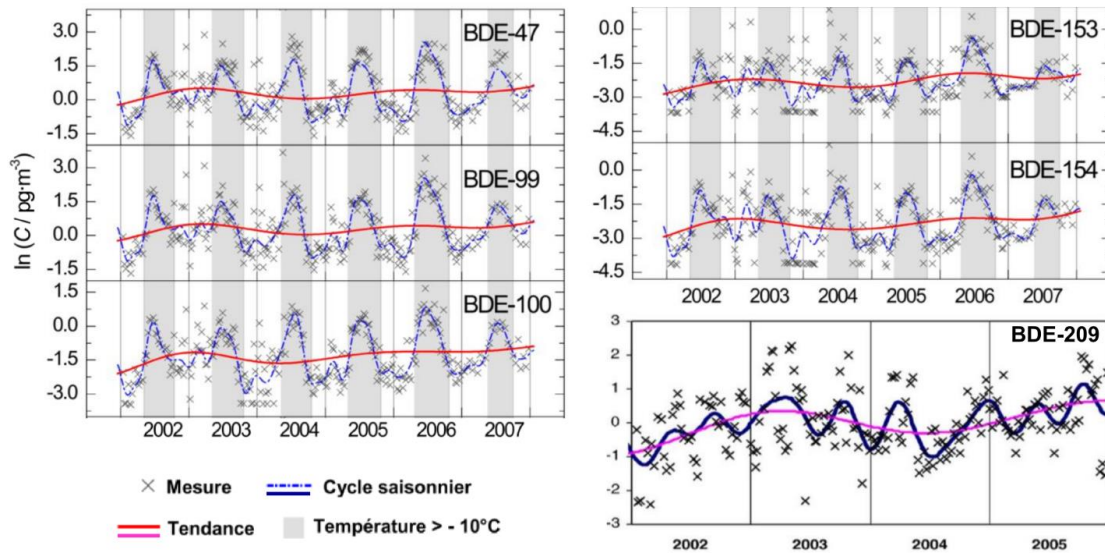


Figure 5-6. Évolutions temporelles des concentrations atmosphériques des PBDE à Alert dans l'Arctique canadien entre 2002 et 2007 (traduction de : Hung et autres, 2010; Xiao et autres, 2012)

Les données recueillies dans le cadre du programme de surveillance de la qualité de l'eau du Saint-Laurent ont également démontré l'importance grandissante de la problématique des PBDE. À Québec, malgré une légère baisse de concentration des BDE-17 à BDE-207 dans les matières en suspension, les concentrations du BDE-209 ont augmenté de façon significative entre 1995 et 2009 (figure 5-7a). Les résultats montrent aussi une augmentation rapide des concentrations de PBDE dans les sédiments du lac Saint-Pierre et du lac Saint-François depuis le début des années 1980 (figure 5-7b).

Les évolutions temporelles des PBDE dans les biotes de l'Arctique (truite grise, morue de l'Atlantique, phoque, béluga) montrent autant des augmentations, des stabilisations que des baisses de concentration (de Wit et autres, 2010). Plus au sud, l'étude de poissons prédateurs des Grands Lacs par Crimmins et autres (2012) suggère une amélioration de la qualité de l'eau entre 1980 et 2009. Ainsi, les concentrations de PBDE chez la truite grise et le doré jaune des Grands Lacs sont en légère diminution depuis le début des années 2000 (figure 5-8). Enfin, la figure 5-9 illustre la tendance mondiale à la hausse des concentrations de PBDE mesurées chez certains oiseaux, poissons et mammifères marins.

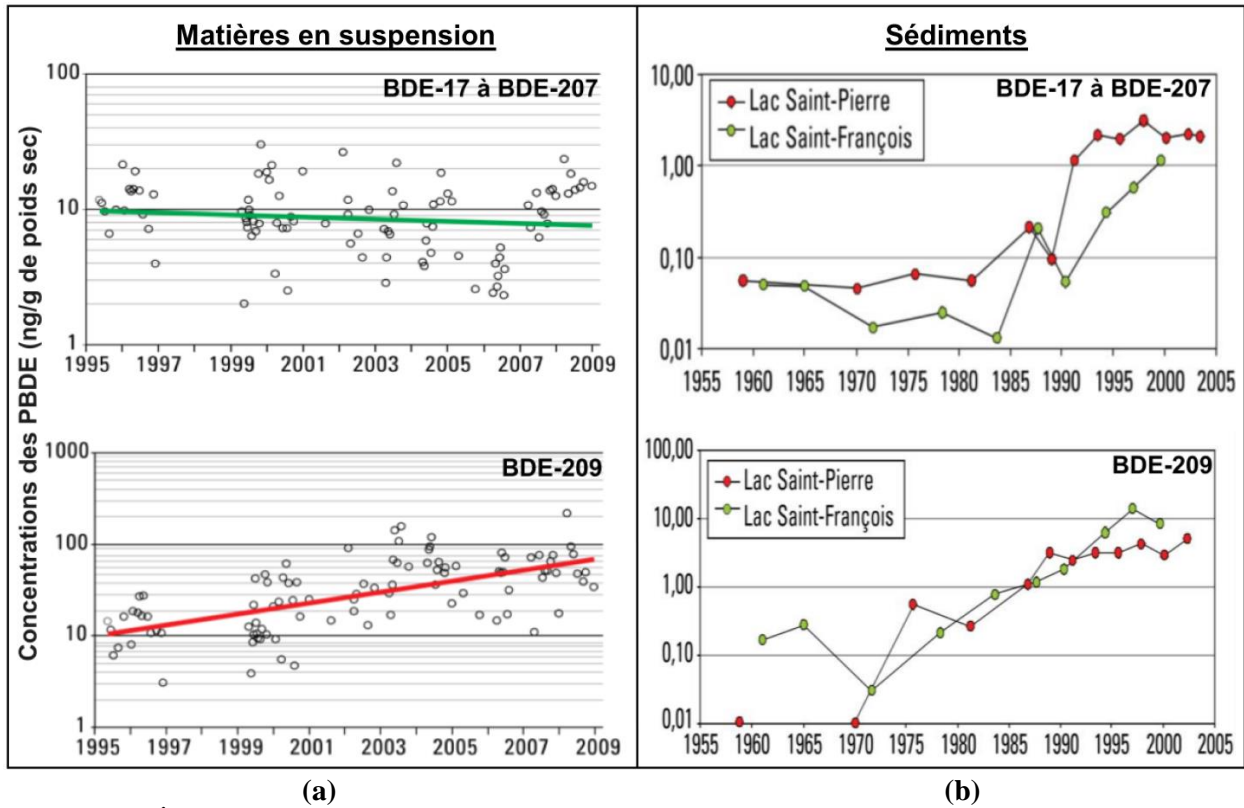


Figure 5-7. Évolutions temporelles des PBDE dans les matières en suspension dans : (a) le fleuve Saint-Laurent à Québec (b) dans les Lacs Saint-Pierre et Saint-François (tiré de : Pelletier et Rondeau, 2013)

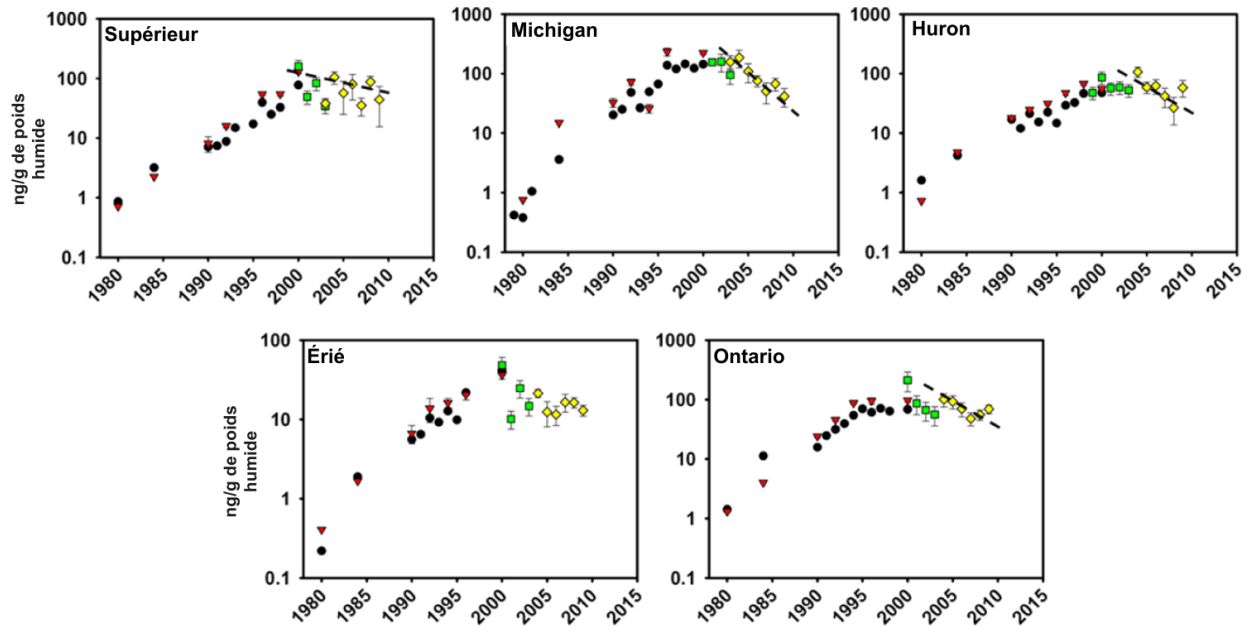


Figure 5-8. Évolutions temporelles des PBDE dans les truites grises des Lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario ainsi que dans les dorés jaunes du Lac Érié entre 1980 et 2009 (traduction de : Crimmins et autres, 2012)

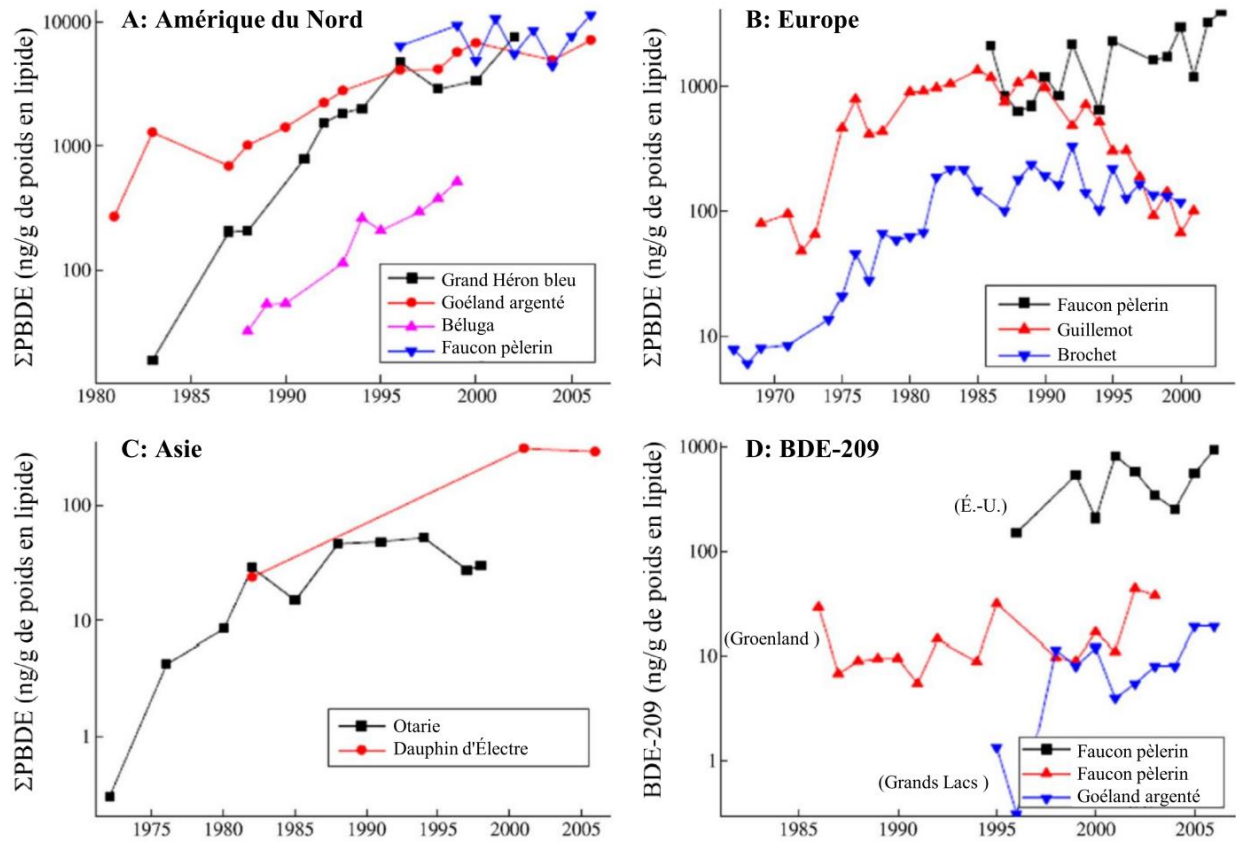


Figure 5-9. Évolutions temporelles des PBDE chez certains oiseaux, poissons et mammifères marins en Amérique du Nord, en Europe et en Asie (traduction de : Chen et Hale, 2010)

6 TOXICITÉ CHEZ LES ORGANISMES

La section 5 a permis de confirmer que plusieurs éléments du biote évoluaient dans des écosystèmes contaminés par les PBDE, des substances persistantes et bioaccumulables. Afin de cerner les impacts environnementaux de ces composés ignifuges, il est essentiel d'en évaluer la toxicité par la mesure des effets néfastes pour la santé et la survie d'organismes au terme d'une exposition. Il existe principalement trois types de toxicité chez les individus exposés à des agents polluants : celle causant la mort (toxicité létale), celle pouvant provoquer des effets néfastes à plus ou moins long terme (toxicité sublétale) et celle pouvant perturber les fonctions génétiques (génotoxicité) (Van Coillie, 2011). La présente section décrit ces trois types d'effets toxiques engendrés par PBDE.

6.1 Toxicité létale

La toxicité létale est généralement décrite par la capacité d'un composé chimique à causer la mort d'organismes suite à une exposition. Elle est dite aiguë lorsqu'un bioessai se déroule dans un environnement contrôlé sur une courte période (≤ 4 jours). Une mesure commune de cette toxicité est la concentration létale (CL_{50}), soit la concentration à laquelle 50 % des individus exposés trouvent la mort (Van Coillie, 2011). Il est possible de juger la toxicité létale des PBDE en fonction des CL_{50} aiguës rapportées dans le tableau 6-1. Ainsi, selon les organismes étudiés, les données écotoxicologiques démontrent que les PBDE sont extrêmement toxiques ($CL_{50} < 1\ 000\ \mu\text{g/L}$), très toxiques ($CL_{50} = 1\ 000$ à $10\ 000\ \mu\text{g/L}$), modérément toxiques ($CL_{50} = 10\ 000$ à $100\ 000\ \mu\text{g/L}$) et peu toxiques ($CL_{50} > 100\ 000\ \mu\text{g/L}$ et $> 100\ \text{mg/kg}$) (Van Coillie, 2011).

Reconnue pour sa sensibilité à une large gamme de contaminants (CEAEQ, 2011), la puce d'eau (*Daphnia magna*) semble être l'espèce la plus affectée par les PBDE. En effet, l'exposition de ce microcrustacé pendant 48 heures aux BDE-28/-47/-99/-100 a permis de calculer des CL_{50} de 111, 7,9, 2,6 et $11\ \mu\text{g/L}$ respectivement. Aucun effet toxique létal n'a cependant été observé lors d'une exposition au BDE-209 à une concentration de $2\ 500\ \mu\text{g/L}$ (Davies et Zou, 2012). Le turbot possède des CL_{50} (14 et $30\ \mu\text{g/L}$) similaires à la puce d'eau après avoir été exposé au BDE-47 et au BDE-99 pendant 4 jours (Mhadhbi et autres, 2012a). D'autres données de la littérature indiquent des toxicités létales variables pour les principaux congénères de PBDE chez les petits crustacés *Acartia tonsa* et *Nitocra spinipes* ($CL_{50} = 72$ à $> 100\ 000\ \mu\text{g/L}$), la crevette *Palaemonetes pugio* ($CL_{50} = 24$ à $78\ \mu\text{g/L}$) et diverses espèces de poissons ($CL_{50} > 21$ à $> 11\ 700\ \mu\text{g/L}$).

Enfin, des bioessais effectués avec les mélanges commerciaux de PBDE ont permis d'établir qu'ils sont peu à modérément toxiques pour des organismes terrestres comme le maïs ($CL_{50} > 1\ 000$ mg/kg sol ps; 21 jours) et le rat ($CL_{50} > 48\ 200$ à $50\ 000$ mg/m³ (inhalation)). Les doses létales (DL_{50}) calculées pour les rats suggèrent aussi une toxicité faible à modérée pour le PentaBDE ($DL_{50} = 5\ 800-7\ 400$ mg/kg), l'OctaBDE ($DL_{50} > 28\ 000$ mg/kg) et le DécaBDE ($DL_{50} > 2000$ mg/kg). Ces doses sont toutefois présentées à titre indicatif, car l'injection directe ou l'addition de PBDE à l'alimentation sont souvent peu représentatives des expositions auxquelles sont soumis les organismes dans les milieux naturels (Van Coillie, 2011).

Tableau 6-1. Mesures de toxicité létale des PBDE chez divers organismes

Organisme testé	Congénère	Toxicité	Durée des tests
Écosystèmes aquatiques			
Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>) ⁽¹⁾	BDE-28 BDE-47 BDE-99 BDE-100 BDE-209	CL ₅₀ = 111 µg/L CL ₅₀ = 7,9 µg/L CL ₅₀ = 2,6 µg/L CL ₅₀ = 11 µg/L CL ₅₀ > 2 500 µg/L	48 heures
Microcrustacé (<i>Acartia tonsa</i>) ⁽²⁾	BDE-28 BDE-47 BDE-99 BDE-100	CL ₅₀ = 108 µg/L CL ₅₀ = 2 370 µg/L CL ₅₀ = 705 µg/L CL ₅₀ = 520 µg/L	48 heures
Microcrustacé (<i>Nitocra spinipes</i>) ⁽³⁾	BDE-28 BDE-183 BDE-209	CL ₅₀ = 72 µg/L CL ₅₀ > 100 000 µg/L CL ₅₀ > 100 000 µg/L	4 jours
Crevette (<i>Palaemonetes pugio</i>) ⁽⁴⁾	BDE-47	CL ₅₀ = 24 µg/L (larve) CL ₅₀ = 78 µg/L (adulte)	4 jours
Choquemort ⁽⁵⁾	BDE-47	CL ₅₀ > 100 µg/L	4 jours
Poisson zèbre ⁽⁶⁾	BDE-28 BDE-47 BDE-99 BDE-100 BDE-153 BDE-183	CL ₅₀ = 3 600 µg/L CL ₅₀ = 4 200 µg/L CL ₅₀ = 5 200 µg/L CL ₅₀ = 8 400 µg/L CL ₅₀ > 11 700 µg/L CL ₅₀ > 8 400 µg/L	7 jours
Turbot ⁽⁷⁾	BDE-47 BDE-99	CL ₅₀ = 14 µg/L CL ₅₀ = 30 µg/L	4 jours
Truite arc-en-ciel ⁽⁸⁾	PentaBDE	CL ₅₀ > 21 µg/L	4 jours
Écosystèmes terrestres			
Maïs ⁽⁹⁾	PentaBDE	CL ₅₀ > 1 000 mg/kg sol ps	21 jours
Rat ⁽¹⁰⁾	PentaBDE	DL ₅₀ = 5 800-7 400 mg/kg (voie orale)	-
	OctaBDE	CL ₅₀ > 50 000 mg/m ³ (inhalation) DL ₅₀ > 28 000 mg/kg (voie orale)	-
	DécaBDE	CL ₅₀ > 48 200 mg/m ³ (inhalation) DL ₅₀ > 2000 mg/kg (voie orale)	-

ps : poids sec

⁽¹⁾ Davies et Zou, 2012

⁽²⁾ Wollenberger et autres, 2005

⁽³⁾ Breitholtz et autres, 2008

⁽⁴⁾ Key et autres, 2008

⁽⁵⁾ Key et autres, 2009

⁽⁶⁾ Usenko et autres, 2011

⁽⁷⁾ Mhadhbi et autres, 2012a

⁽⁸⁾ CMABFRIP, 1997

⁽⁹⁾ Environnement Canada, 2006

⁽¹⁰⁾ Hardy, 2002

6.2 Toxicité sublétales

La toxicité sublétales est définie par la capacité d'un composé chimique à provoquer des effets néfastes chez un organisme lors d'une exposition à des concentrations inférieures aux concentrations létales. Elle résulte généralement de l'altération des processus biologiques qui sont à la base d'innombrables fonctions chez les organismes. Or, il est maintenant bien connu que les PBDE agissent comme des perturbateurs endocriniens chez les oiseaux, les poissons, les amphibiens et les mammifères (Czerska et autres, 2013; Legler, 2008; McKernan et autres, 2009; Noyes, 2013; Van den Steen et autres, 2010). Ces substances interfèrent avec la synthèse, la sécrétion, le transport, la liaison, l'action ou l'élimination des hormones responsables du maintien de l'homéostasie, de la reproduction, du développement et du comportement des organismes. Dans le cas du système hormonal thyroïdien, ces interférences s'expliqueraient en partie par la ressemblance structurelle des PBDE et de leurs dérivés (ex : PBDE-OH et PBDE-OMe) avec les hormones produites par la thyroïde, soit la triiodothyronine (T3) et la thyroxine (T4) (figure 6-1).

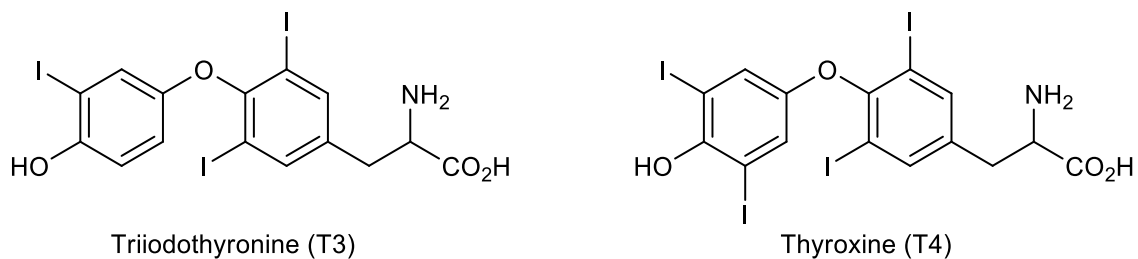


Figure 6-1. Structure moléculaire de la triiodothyronine (T3) et de la thyroxine (T4)

Malgré le fait qu'il demeure difficile d'établir les conséquences précises de la variation des niveaux de T3 et T4 engendrées par les PBDE, plusieurs études *in vivo* confirment la toxicité sublétales de ces substances. Les principales données écotoxicologiques utilisées pour mesurer ce type de toxicité sont alors la concentration minimale avec effet observé (CMEO), la concentration d'effet à 50 % (CE₅₀) et la concentration d'inhibition à 50 % (CI₅₀). Les deux dernières mesures désignent les concentrations d'une substance auxquelles des effets toxiques non létaux et des effets d'inhibition sont observés chez 50 % des individus exposés. La concentration sans effet observé (CSEO) est également une valeur seuil importante à considérer pour évaluer la toxicité sublétales d'un produit chimique (Van Coillie, 2011). Le tableau 6-2 regroupe les mesures qui témoignent de la toxicité sublétales aiguë (exposition ≤ 4 jours) et chronique (exposition > 4 jours) des PBDE chez une variété d'espèces aquatiques et terrestres.

L'*Acartia tonsa* semble être l'organisme aquatique le plus sensible aux PBDE. Il est rapporté qu'une exposition de 5 jours à de faibles concentrations de BDE-28/-47/-99/-100 (CE₁₀ = 0,02 à 4,6 µg/L, CE₅₀ = 1,2 à 13 µg/L) inhibait le développement des larves de ce microcrustacé (Wollenberger et autres, 2005). Le turbot et le poisson zèbre semblent également être très sensibles aux PBDE. En effet, des

concentrations aussi basses que 1,6 et 3,2 µg/L (CMEO) sont suffisantes pour engendrer des malformations pendant le développement larvaire du turbot après une exposition de 4 jours aux BDE-47 et BDE-99 (Mhadhbi et autres, 2012a). Quant au poisson zèbre, une altération du développement des gonades et du sperme a été observée après une exposition de 5 mois au BDE-209 (CMEO = 1,0 µg/L) (He et autres, 2011). De plus, 50 % des poissons zèbres exposés au BDE-28/-47/-99/-100 ont subi des malformations ou trouvé la mort à des concentrations variant entre 2 500 à 8 400 µg/L lors de bioessais de 7 jours (Usenko et autres, 2011). D'autres données du tableau 6-2 font état de la toxicité sublétales des PBDE chez une variété d'organismes aquatiques et terrestres : *Isochrysis galbana*, puce d'eau *Daphnia magna*, ver oligochète *Lumbriculus variegatus*, microcrustacé *Nitocra spinipes*, choquemort, truite arc-en-ciel, ver de terre *Eisenia fetida*, ver *Enchytraeus crypticus*, bactéries nitrifiantes, trèfle des prés et maïs.

Enfin, des doses seuils sublétales telles que la dose minimale pour un effet observé (DMEO), la dose sans effet observé (DSEO), la dose minimale pour un effet néfaste observé (DMENO) et la dose sans effet néfaste observé (DSENO) sont également rapportées pour la crécerelle d'Amérique et le rat (tableau 6-2). Même si ces doses ne sont pas toujours représentatives des expositions environnementales réelles, elles demeurent des indicateurs très utiles pour identifier les effets non létaux des PBDE chez les organismes.

Ainsi, l'éclosion des œufs de la crécerelle d'Amérique est affectée par la préparation commerciale PentaBDE à partir d'une concentration de 1,8 µg/g d'œuf (DMEO) suite à une période d'exposition de 27 jours (McKernan et autres, 2009). Les recherches démontrent aussi qu'une exposition du rat aux mélanges commerciaux PentaBDE (DMENO = 2 mg/kg poids corporel), OctaBDE (DMENO = 15 µg/m³ (inhalation), DSEO = 2,5 à 25 mg/kg/jour) et DécaBDE (DMENO = 80 mg/kg poids corporel/jour, DSENO = 8 mg/kg/jour) pendant 15 à 90 jours affecte une multitude de fonctions biologiques tels le développement, la production du cholestérol ainsi que le fonctionnement d'organes vitaux comme le foie. Une revue des valeurs seuils de toxicité sublétales des PBDE chez les rongeurs a été réalisée par l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) en 2004 (ATSDR, 2004).

Tableau 6-2. Mesures de toxicité sublétales des PBDE chez divers organismes

Organisme testé	Congénère	Toxicité	Durée des tests	Effets observés
Écosystèmes aquatiques				
Microalgue (<i>Isochrysis galbana</i>) ⁽¹⁾	BDE-47	CI ₅₀ = 26 µg/L CME0 = 5,1 µg/L CSEO = 2,5 µg/L	72 heures	Inhibition de la croissance
	BDE-99	CI ₅₀ = 31 µg/L CME0 = 7,0 µg/L CSEO = 3,5 µg/L		
	BDE-154	CI ₅₀ = 244 µg/L CME0 = 25 µg/L CSEO = 12 µg/L		
Puce d'eau (<i>Daphnia magna</i>) ⁽²⁾	PentaBDE	CE ₅₀ = 17 µg/L CME0 = 20 µg/L CSEO = 9,8 µg/L	4 jours 21 jours 21 jours	Mortalité et immobilité
		CE ₅₀ = 14 µg/L CME0 = 9,8 µg/L CSEO = 5,3 µg/L	21 jours	Effets sur la reproduction Inhibition de la croissance
	OctaBDE	CE ₅₀ > 1,7 µg/L CME0 > 1,7 µg/L	21 jours	Survie, effets sur la reproduction et la croissance
Ver oligochète (<i>Lumbriculus variegatus</i>) ⁽²⁾	PentaBDE	CE ₅₀ > 50 mg/kg séd. ps CME0 = 6,3 mg/kg séd. ps CSEO = 3,1 mg/kg séd. ps	28 jours	Survie et inhibition de la reproduction
	OctaBDE	CE ₅₀ > 1 340 mg/kg séd. ps CME0 > 1 340 mg/kg séd. ps	28 jours	Survie, inhibition de la reproduction et de la croissance
	DécaBDE	CE ₅₀ > 4 536 mg/kg séd. ps CME0 > 4 536 mg/kg séd. ps	28 jours	
Microcrustacé (<i>Acartia tonsa</i>) ⁽³⁾	BDE-28	CE ₁₀ = 4,6 µg/L CE ₅₀ = 13 µg/L	5 jours	Inhibition du développement larvaire
	BDE-47	CE ₁₀ = 2,4 µg/L CE ₅₀ = 13 µg/L		
	BDE-99	CE ₁₀ = 0,4 µg/L CE ₅₀ = 4,2 µg/L		
	BDE-100	CE ₁₀ = 0,02 µg/L CE ₅₀ = 1,2 µg/L		
Microcrustacé (<i>Nitocra spinipes</i>) ⁽⁴⁾	BDE-28 BDE-47 BDE-183	CSEO = 2 µg/L CME0 = 13 µg/L CSEO > 100 000 µg/L	6 jours	Inhibition du développement larvaire et mortalité
Choquemort ⁽⁵⁾	BDE-47	CME0 = 100 µg/L CSEO = 50 µg/L	4 jours	Mortalité et augmentation de l'acétylcholinestérase
Truite arc-en-ciel ⁽⁶⁾	PentaBDE	CME0 > 21 µg/L	4 jours	Non spécifiés

Tableau 6-2. Mesures de toxicité sublétales des PBDE chez divers organismes (suite)

Organisme testé	Congénère	Toxicité	Durée des tests	Effets observés
Poisson zèbre	BDE-28 ⁽⁷⁾	CE ₅₀ = 2 500 µg/L	7 jours	Malformation
	BDE-47 ⁽⁷⁾	CE ₅₀ = 3 500 µg/L		Malformation et mortalité
	BDE-99 ⁽⁷⁾ BDE-100 ⁽⁷⁾	CE ₅₀ = 5 200 µg/L CE ₅₀ = 8 400 µg/L		
	BDE-209 ⁽⁸⁾	CME0 = 1,0 µg/L	5 mois	Altération du développement des gonades et du sperme
Turbot ⁽⁹⁾	BDE-47	CME0 = 1,6 µg/L CSEO = 0,5 µg/L	4 jours	Malformation et mortalité
	BDE-99	CME0 = 3,2 µg/L CSEO = 1,6 µg/L		
Écosystèmes terrestres				
Ver de terre (<i>Eisenia fetida</i>) ⁽²⁾	OctaBDE	CE ₅₀ > 1 470 mg/kg sol ps CME0 > 1 470 mg/kg sol ps	28 et 56 jours	Survie et inhibition de la reproduction
	DécaBDE	CE ₅₀ > 4 910 mg/kg sol ps CME0 > 4 910 mg/kg sol ps		
Ver (<i>Enchytraeus crypticus</i>) ⁽¹⁰⁾	DécaBDE	CME0 > 1000 mg/kg sol ps	21 jours	Aucun effet
Bactéries nitrifiantes ⁽¹⁰⁾	DécaBDE		28 jours	
Trèfle des prés ⁽¹⁰⁾	DécaBDE		21 jours	
Maïs ⁽²⁾	PentaBDE	CE ₂₅ = 154 mg/kg sol ps CE ₅₀ > 1 000 mg/kg sol ps CME0 = 63 mg/kg sol ps CSEO = 16 mg/kg sol ps	21 jours	Réduction du poids des tiges
Crécerelle d'Amérique ⁽¹¹⁾	PentaBDE	DME0 = 1,8 µg/g (œuf)	27 jours	Effets sur l'éclosion
Rat	PentaBDE ⁽¹²⁾	DSEO = 10 mg/kg/jour (mère) DSEO = 100 mg/kg/jour (fœtus)	-	Aucun effet sur le développement
	PentaBDE ⁽²⁾	DMENO = 2 mg/kg pc	90 jours	Augmentation du cholestérol, lésions cellulaires du foie et modification de la thyroïde
	OctaBDE ⁽¹²⁾	DMENO = 15 µg/L (inhalation) DSEO = 25 mg/kg/jour (mère) DSEO = 2,5 mg/kg/jour (fœtus)	90 jours	Hypertrophie centrolobulaire hépatique
			15 jours	Effets sur le développement
	DécaBDE ⁽²⁾	DMENO = 80 mg/kg pc/jour DSENO = 8 mg/kg pc/jour	30 jours	Hypertrophie du foie, hyperplasie de la thyroïde
DécaBDE ⁽¹²⁾	DSEO ≥ 1000 mg/kg/jour	19 jours	Effets sur le développement de la mère et du fœtus	

séd. : sédiments; pc : poids corporel; ps : poids sec

⁽¹⁾ Mhadhbi et autres, 2012b

⁽²⁾ Environnement Canada, 2006

⁽³⁾ Wollenberger et autres, 2005

⁽⁴⁾ Breitholtz et autres, 2008

⁽⁵⁾ Key et autres, 2009

⁽⁶⁾ CMABFRIP, 1997

⁽⁷⁾ Usenko et autres, 2011

⁽⁸⁾ He et autres, 2011

⁽⁹⁾ Mhadhbi et autres, 2012a

⁽¹⁰⁾ Sverdrup et autres, 2006

⁽¹¹⁾ McKernan et autres, 2009

⁽¹²⁾ Hardy, 2002

6.3 Génotoxicité

Les contaminants génotoxiques ont des modes d'action différents des perturbateurs endocriniens. Ils possèdent la capacité d'induire des dommages directs à l'ADN (figure 6-2), de perturber les processus de réplication et de causer la mutation des gènes ou des chromosomes. Ces atteintes à l'intégrité de l'ADN peuvent entraîner une variété de conséquences délétères pour la santé des organismes lorsqu'elles ne sont pas réparées : malformations lors du développement embryonnaire (tératogénicité), mortalité embryonnaire, malformations congénitales, infertilité, cancérogénicité par la prolifération anarchique des cellules, etc. (Dégrement et Cachot, 2009; Van Coillie, 2011). Depuis le bannissement des mélanges commerciaux PentaBDE et OctaBDE sur le territoire européen en 2004, plusieurs études confirment que les PBDE ont le potentiel d'endommager l'ADN d'organismes aquatiques et terrestres par différents mécanismes.

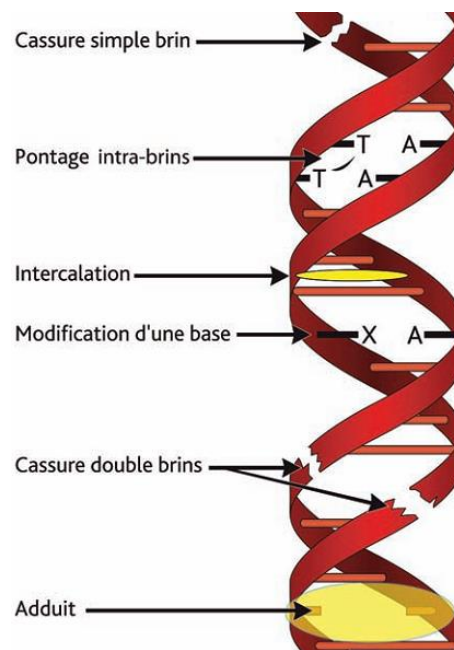


Figure 6-2. Types de lésions primaires de l'ADN (tirée de : Dégrement et Cachot, 2009)

Les travaux de Parolini et Binelli (2012) ont démontré qu'une exposition de la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) aux BDE-100 et BDE-154 pendant 96 heures engendrait des dommages génétiques à des concentrations de 0,1 à 1 µg/L. Aucune dégradation significative de l'ADN n'a toutefois été observée avec le BDE-47. Les auteurs suggèrent que la génotoxicité des BDE-100 et BDE-154 découlerait de leur capacité à promouvoir la production d'espèces réactives oxygénées et de radicaux libres (stress oxydatif) pouvant mener à des modifications irréversibles du bagage génétique. À titre comparatif, les PBDE ne semblent pas être des composés génotoxiques pour les embryons de la crevette *Palaemonetes pugio*.

Aucun dommage significatif à l'ADN n'a été observé après une exposition des embryons aux BDE-47/-99/-209 (5 et 50 µg/L) pendant 24 heures (Lee et autres, 2012).

Pendant une période de 3 mois, le flet d'Europe (*Platichthys flesus*) a été exposé à des sédiments (0,007 à 700 µg/g de sédiments) et des aliments (0,014 à 14 000 µg/g de lipide) contaminés par le mélange commercial PentaBDE (Williams et autres, 2013). Les résultats indiquent que la transcription des gènes du foie est altérée lorsque la concentration moyenne des PBDE atteint 0,2 mg/kg dans les muscles des poissons. Ces changements découleraient d'un stress oxydatif, d'une dysfonction mitochondriale et de l'apoptose des cellules hépatiques.

Les travaux de Song et autres (2012) ont également permis d'étudier la génotoxicité des PBDE chez le carassin (*Carassius auratus*) dans un cours d'eau situé à proximité d'un site de recyclage d'équipements électriques et électroniques à Taizhou en Chine. Les résultats confirment alors que les lésions observées dans l'ADN des globules rouges sont étroitement associées au degré d'exposition des poissons aux PBDE. Quelques interrogations émanent toutefois de cette étude, car des substances génotoxiques autres que les PBDE pourraient aussi être à l'origine des dommages génétiques.

Ji et autres (2011) ont étudié l'exposition d'une lignée cellulaire du poulet aux BDE-47/-49/-99/-138/-209 (25 à 400 µg/L) sur une période de 72 heures. Reconnue pour être très sensible pour détecter les dommages induits aux molécules d'ADN chez les mammifères, cette expérimentation a permis aux auteurs de déterminer que les pouvoirs génotoxiques des BDE-47/-49 étaient supérieurs à ceux des BDE-99/-138/-209. Fait intéressant, l'étude démontre aussi que les PBDE hydroxylés (PBDE-OH) possèdent une génotoxicité encore plus élevée que leurs homologues non hydroxylés.

Enfin, plusieurs recherches font état de la génotoxicité des PBDE chez les rongeurs. Parmi celles-ci, He et autres (2008) ont démontré que l'exposition de neurones d'hippocampe de rat au BDE-47 (1 à 20 µg/L) pendant 24 heures pouvait induire un stress oxydatif, l'altération des chaînes d'ADN et l'apoptose. Tseng et autres (2013) ont quant à eux vérifié si une exposition prénatale au BDE-209 pouvait causer un dysfonctionnement des spermatozoïdes chez les descendants mâles de souris. Or, les résultats de l'étude indiquent qu'une surproduction de peroxyde d'hydrogène (stress oxydatif) et des dommages à l'ADN des spermatozoïdes sont observés chez les descendants mâles lorsque les femelles gestantes avaient été gavées quotidiennement avec du BDE-209 (10 mg/kg de poids corporel).

7 DANGER ÉCOTOXICOLOGIQUE

La comparaison des concentrations environnementales (section 5.5) et des mesures de toxicité des PBDE (chapitre 6) permet d'évaluer les dangers écotoxicologiques. Les doses étant peu représentatives des expositions environnementales, seules les mesures de toxicité rapportées sous forme de concentrations ont été utilisées dans cette section pour évaluer les dangers environnementaux des PBDE.

7.1 Danger léthal

Une substance chimique constitue un danger léthal pour les organismes aquatiques et terrestres lorsque les concentrations mesurées dans l'environnement sont supérieures aux concentrations létales (CL_{50}) calculées (Van Coillie, 2011). Le tableau 7-1 permet de comparer les CL_{50} des PBDE (tableau 6-1) aux concentrations environnementales maximales mesurées dans les eaux et l'atmosphère (tableaux 5-8 à 5-10). Les comparaisons pour les préparations commerciales PentaBDE et OctaBDE sont quant à elles effectuées à titre indicatif. En effet, quelques études seulement rapportent des concentrations environnementales (Σ PBDE) qui reflètent réellement les proportions de congénères présents dans les mélanges commerciaux (Kwan et autres, 2013). Les concentrations maximales de tous les congénères (Σ PBDE) des tableaux 5-8 (atmosphère) et 5-11 (sols et boues d'épuration) ont donc été utilisées aux fins de comparaison avec les CL_{50} des préparations commerciales PentaBDE et OctaBDE.

Tableau 7-1. Évaluation du danger léthal des PBDE dans l'environnement

Congénère	Milieu	CL_{50}	Concentration environnementale maximale
BDE-28	Eau	72 à 3 600 $\mu\text{g/L}$	1,3 $\mu\text{g/L}$ (Thaïlande)
BDE-47	Eau	7,9 à 4 200 $\mu\text{g/L}$	18,8 $\mu\text{g/L}$ (Thaïlande)
BDE-99	Eau	2,6 à 5 200 $\mu\text{g/L}$	1,59 $\mu\text{g/L}$ (Thaïlande)
BDE-100	Eau	11 à 8 400 $\mu\text{g/L}$	0,075 $\mu\text{g/L}$ (Thaïlande)
BDE-153	Eau	> 11 700 $\mu\text{g/L}$	0,429 $\mu\text{g/L}$ (Thaïlande)
BDE-209 / DécaBDE	Atmosphère	> 48 200 mg/m^3 (inhalation)	11,4 ng/m^3 (Californie)
	Eau	> 2 500 $\mu\text{g/L}$	97,8 $\mu\text{g/L}$ (Thaïlande)
PentaBDE	Sols	> 1 000 mg/kg ps	1,59 mg/kg ps (Chine) ^(a)
	Boues d'épuration		510 mg/kg ps (Vancouver) ^(a)
OctaBDE	Atmosphère	> 50 000 mg/m^3 (inhalation)	> 11,4 ng/m^3 (Californie) ^(a)

(a) Σ PBDE (valeurs maximales) ; ps : poids sec

Les données du tableau 7-1 indiquent que la concentration de BDE-47 avoisine 18,8 µg/L dans le lixiviat d'un site d'enfouissement en Thaïlande. Advenant que ces eaux contaminées atteignent les écosystèmes aquatiques, elles occasionneraient assurément des dangers létaux chez des organismes pélagiques comme la puce d'eau (*Daphnia magna*) ($CL_{50} = 7,9 \mu\text{g/L}$) et le turbot (*Scophthalmus maximus*) ($CL_{50} = 14 \mu\text{g/L}$). La concentration environnementale rapportée pour le BDE-47 est également près de la concentration létale mesurée chez la crevette *Palaemonetes pugio* à l'état larvaire ($CL_{50} = 24 \mu\text{g/L}$). Dans le même site d'enfouissement, la concentration du BDE-99 (1,59 µg/L) laisse également croire à un potentiel danger léthal pour la puce d'eau ($CL_{50} = 2,6 \mu\text{g/L}$). Selon Kwan et autres (2013), le climat tropical de la Thaïlande et la forte présence de déchets organiques dans les lieux d'enfouissement favoriseraient une dissolution plus importante des PBDE dans les eaux de lixiviation. Aucun autre habitat du Québec, du Canada ou ailleurs dans le monde ne serait suffisamment contaminé par les PBDE pour constituer un danger léthal pour les organismes.

7.2 Danger subléthal

Une substance chimique constitue un danger subléthal pour les organismes aquatiques et terrestres lorsque les concentrations mesurées dans l'environnement sont supérieures aux valeurs de toxicité subléthale (CI_{50} , CE_{50} et CMEO) calculées (Van Coillie, 2011). Le tableau 7-2 permet de comparer les CI_{50} , les CE_{50} et les CMEO des PBDE (tableau 6-2) aux concentrations environnementales maximales relevées dans les eaux, les sédiments, les sols et les boues d'épuration (tableaux 5-9 à 5-11).

Les eaux de lixiviation du site d'enfouissement situé en Thaïlande ont aussi le potentiel d'engendrer des effets environnementaux sublétaux. En effet, la concentration de BDE-47 mesurée (18,8 µg/L) peut causer des dangers sublétaux chez la microalgue *Isochrysis galbana* (CMEO = 5,1 µg/L), les microcrustacés *Acartia tonsa* ($CE_{50} = 13 \mu\text{g/L}$) et *Nitocra spinipes* (CMEO = 13 µg/L) ainsi que chez le turbot (*Scophthalmus maximus*) (CMEO = 1,6 µg/L). Le BDE-99 est aussi détecté à une concentration de 1,59 µg/L, près des valeurs de toxicité subléthale calculées pour l'*Acartia tonsa* ($CE_{50} = 4,2 \mu\text{g/L}$) et le turbot (CMEO = 3,2 µg/L). Quant au BDE-209 (97,8 µg/L) et au mélange commercial PentaBDE (133 µg/L), ces derniers peuvent occasionner des dangers sublétaux chez le poisson zèbre (CMEO = 1,0 µg/L) et la puce d'eau ($CE_{50} = 14 \text{ à } 17 \mu\text{g/L}$; CMEO = 9,8 à 20 µg/L) respectivement.

Tableau 7-2. Évaluation du danger sublétal des PBDE dans l'environnement

Congénère	Milieu	Toxicité	Concentration
BDE-28	Eau	CE ₅₀ = 13 à 2 500 µg/L	1,3 µg/L (Thaïlande)
BDE-47	Eau	CI ₅₀ = 26 µg/L CE ₅₀ = 13 à 3 500 µg/L CME0 = 1,6 à 100 µg/L	18,8 µg/L (Thaïlande)
BDE-99	Eau	CI ₅₀ = 31 µg/L CE ₅₀ = 4,2 à 5 200 µg/L CME0 = 3,2 à 7,0 µg/L	1,59 µg/L (Thaïlande)
BDE-100	Eau	CE ₅₀ = 1,2 à 8 400 µg/L	0,075 µg/L (Thaïlande)
BDE-154	Eau	CI ₅₀ = 244 µg/L CME0 = 25 µg/L	0,778 µg/L (Thaïlande)
BDE-209 / DécaBDE	Eau	CME0 = 1,0 µg/L	97,8 µg/L (Thaïlande)
	Sédiments	CE ₅₀ et CME0 > 4 536 mg/kg séd. ps	34 mg/kg séd. ps (Arkansas)
	Sols Boues d'épuration	CE ₅₀ > 4 910 mg/kg ps CME0 > 1000 mg/kg ps	1,16 mg/kg ps (Chine) 509 mg/kg ps (Vancouver)
PentaBDE	Eau	CE ₅₀ = 14 à 17 µg/L CME0 = 9,8 à 20 µg/L	133 µg/L (Thaïlande) ^(a)
	Sédiments	CE ₅₀ > 50 mg/kg séd. ps CME0 = 6,3 mg/kg séd. ps	36 mg/kg séd. ps (Arkansas) ^(a)
	Sols Boues d'épuration	CE ₅₀ > 1 000 mg/kg ps CME0 = 63 mg/kg ps	1,59 mg/kg ps (Chine) ^(a) 510 mg/kg ps (Vancouver) ^(a)
OctaBDE	Eau	CE ₅₀ et CME0 > 1,7 µg/L	133 µg/L (Thaïlande) ^(a)
	Sédiments	CE ₅₀ et CME0 > 1 340 mg/kg séd. ps	36 mg/kg séd. ps (Arkansas) ^(a)
	Sols Boues d'épuration	CE ₅₀ et CME0 > 1 470 mg/kg ps	1,59 mg/kg ps (Chine) ^(a) 510 mg/kg ps (Vancouver) ^(a)

(a) Σ PBDE (valeurs maximales) ; séd. : sédiments ; ps : poids sec

L'analyse des données du tableau 7-2 laisse également entrevoir des dangers environnementaux pour les espèces aquatiques dans deux plans d'eau à proximité des usines de production de PBDE d'Albemarle Corporation et de Chemtura en Arkansas aux États-Unis. Les concentrations environnementales mesurées (Σ PBDE = 36 mg/kg de sédiments en poids sec) sont alors de beaucoup supérieures à la CME0 calculée pour l'invertébré benthique *Lumbriculus variegatus* (6,3 mg/kg de sédiments en poids sec).

Enfin, l'amendement de terres agricoles avec des boues d'épuration ou des biosolides similaires à ceux d'une station d'épuration en Colombie-Britannique (Σ PBDE = 510 mg/kg en poids sec) pourrait causer des dangers sublétaux chez le maïs (CME0 = 63 mg/kg ps). Sachant que les doses d'épandage atteignaient 17 tonnes/hectare (1,7 kg/m²) au Québec en 2012 et qu'aucune norme n'existe pour la teneur en PBDE des biosolides, le potentiel de contamination des sols est bien réel (CCME, 2010; MDDEFP, 2012 et 2014). Quant aux BDE-28/-100/-154 et au mélange commercial OctaBDE, la comparaison des données du tableau 7-2 suggère que ces substances sont non dangereuses pour l'environnement.

7.3 Danger chronique et génotoxique

Un danger chronique peut se présenter lorsqu'une substance chimique est toxique, persistante et bioaccumulable. Il peut être évalué à l'aide d'un système de pointage proposé par la *Communauté Économique Européenne* (CEE) (Van Coillie, 2011). Les principaux aspects de ce système de pointage ainsi que l'évaluation du danger chronique des PBDE sont présentés dans le tableau 7-3. Les congénères BDE-28/-47/-99/-100 constituent des dangers chroniques élevés pour différents organismes du biote. L'évaluation du danger demeure toutefois impossible pour les BDE-153 et BDE-209 (valeurs de toxicité imprécises) et les BDE-154 et BDE-183 (absence de valeurs de toxicité).

Tableau 7-3. Évaluation du danger chronique des PBDE dans l'environnement à l'aide du système de pointage du CEE

Congénère	Toxicité (CL ₅₀)	Persistance (demi-vie en jours)	Facteur de bioaccumulation (L/kg)	Danger chronique (Élevé, Modéré, Faible)
Système de pointage du CEE pertinent pour les PBDE				
-	< 1 000 µg/L	< 10 - > 100	> 1 000	Élevé
	1 000-10 000 µg/L	< 10 - > 100	> 1 000	Élevé
	10 000-100 000 µg/L	< 10-100	> 1 000	Modéré
		> 100	> 1 000	Élevé
> 100 000 µg/L	< 10 - > 100	> 1 000	Modéré	
Évaluation du danger chronique des PBDE				
BDE-28	72 à 3 600 µg/L	5,33- > 34 000	3 090-14 800	Élevé
BDE-47	7,9 à 4 200 µg/L	10,67-22 244	11 200-2,0 x 10 ⁷	Élevé
BDE-99	2,6 à 5 200 µg/L	5-2 930	1 700-5,0 x 10 ⁶	Élevé
BDE-100	11 à 8 400 µg/L	7,83-1 460	26 300-3,2 x 10 ⁷	Élevé
BDE-153	> 11 700 µg/L	0,93-600	27 500-8,2 x 10 ⁵	-
BDE-154	-	2,42-1 204	21 400-6,4 x 10 ⁵	-
BDE-183	-	0,22-600	-	-
BDE-209	> 2 500 µg/L	0,0012-18 250	36 300-3,4 x 10 ⁵	-

Les effets cumulatifs des PBDE peuvent également engendrer des dangers génotoxiques lorsque les concentrations environnementales dépassent les valeurs seuils de génotoxicité. Parmi les éléments présentés à la section 6.3, les données d'une seule étude de génotoxicité peuvent être comparées directement avec les concentrations de PBDE rapportées à la section 5.5. Ainsi, un seuil de génotoxicité de 0,1 µg/L pour les BDE-100 et BDE-154 chez la moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) indique que le lixiviat d'un site d'enfouissement thaïlandais représente un danger génotoxique potentiel (BDE-100 : 0,075 µg/L) et réel (BDE-154 : 0,778 µg/L) pour l'intégrité génétique de ce type d'organisme.

8 EXPOSITIONS AUX AGENTS TOXIQUES

L'évaluation des expositions aux dangers écotoxiques potentiels des PBDE dépend de nombreux facteurs comme les conditions physicochimiques des milieux étudiés, les récepteurs biologiques exposés et le type de réponses étudiées. La réalisation de cette étape de l'évaluation écotoxicologique est d'autant plus complexe que les données essentielles à sa réalisation sont souvent manquantes (Van Coillie, 2011).

Or, dans le cas des PBDE, aucune donnée concernant les voies d'exposition des organismes (lait maternel, ingestion, inhalation, exposition cutanée, etc.) ou dose de référence n'a été répertoriée dans la littérature. Les seules études traitant de l'exposition des organismes aux PBDE sont en fait des bioessais de toxicité réalisés dans des conditions de laboratoire, non représentatives des conditions environnementales réelles. Quelques doses seuils ont été établies chez le rat et la crécerelle d'Amérique (tableaux 6-1 et 6-2), mais ces dernières sont aussi très peu représentatives des expositions aux PBDE dans la nature. Considérant toutes les informations manquantes, il s'avère donc impossible d'estimer les doses journalières d'exposition aux PBDE pour les organismes aquatiques et terrestres étudiés dans cet ouvrage.

9 RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES

L'évaluation écotoxicologique des PBDE est finalement complétée par l'estimation des risques écotoxicologiques. Cette étape consiste à émettre un jugement scientifique sur la gravité probable du danger écotoxicologique et le niveau d'exposition des organismes. Les principales approches existantes sont la méthode de la triade, la méthode du quotient ainsi que la méthode utilisée dans le cadre de la LCPE (1999). Le choix de l'approche est généralement effectué en fonction des données écotoxicologiques disponibles (Van Coillie, 2011).

9.1 Méthode de la triade

La méthode de la triade a été développée pour évaluer les risques écologiques posés par la contamination des sédiments aquatiques, des eaux et des sols. Fondée sur le poids de la preuve, cette méthode nécessite trois types d'analyses (Chapman et McDonald, 2005; Van Coillie, 2011). En premier lieu, la caractérisation chimique du milieu permet de comparer les concentrations des substances à l'étude aux critères et normes en vigueur. La réalisation de bioessais en laboratoire permet ensuite d'examiner les toxicités létales et sublétales des polluants chez des organismes représentatifs du milieu étudié. Enfin, le troisième volet de la méthode consiste à vérifier si la présence des contaminants induit une diminution de la biodiversité. Le nombre d'organismes répertoriés sur le site d'échantillonnage est alors comparé au nombre d'organismes répertoriés dans un milieu de référence voisin exempt de contamination. Fait important, les trois analyses doivent être réalisées dans un seul et même site d'échantillonnage. Le cumul des résultats indique l'existence d'un risque écotoxicologique lorsque les concentrations environnementales de polluants dépassent les critères et normes en vigueur, quand les bioessais confirment une toxicité réelle des substances et que la biodiversité d'un milieu est diminuée par la présence des contaminants.

La méthode de la triade n'a cependant pas été retenue pour évaluer le risque écotoxicologique posé par les PBDE. En effet, aucune étude effectuée selon les critères de la triade n'a été répertoriée dans la littérature quant aux effets des PBDE sur la biodiversité. Cette analyse est essentielle pour faire la preuve que les concentrations environnementales d'un contaminant mesurées dans un milieu donné sont toxiques et affectent directement les organismes qui y vivent.

9.2 Méthode du quotient de risque

Cette méthode est généralement utilisée lorsque l'exposition d'un organisme à une substance chimique peut être quantifiée. Le quotient de risque (Q) d'un contaminant est alors défini comme le rapport entre la valeur estimée de l'exposition (VEE) et la valeur estimée sans effet observé (VESEO) :

$$Q = \frac{VEE}{VESEO}$$

La VEE est la somme de toutes les expositions. Elle est calculée en fonction des concentrations environnementales et des différentes voies d'exposition auxquelles sont soumis les organismes (lait maternel, ingestion, inhalation, exposition cutanée, etc.). Ce type de données nécessite toutefois une connaissance approfondie des habitudes alimentaires et du mode de vie des organismes dans leur habitat. Quant à la VESEO, elle représente une dose de référence d'un contaminant à laquelle la santé d'un organisme n'est pas affectée suite à une exposition. Un quotient de risque (Q) inférieur ou égal à 1 ($VEE \leq VESEO$) signifie que la substance ne constitue pas un risque écotoxicologique évident pour l'environnement. Un quotient supérieur à 1 ($VEE > VESEO$) indique plutôt que la substance à l'étude représente un risque écotoxicologique évident pour l'environnement (Van Coillie, 2011).

Cette méthode n'a toutefois pas été employée pour estimer le risque environnemental des PBDE. En effet, comme il a été mentionné au chapitre 8, la littérature consultée n'a pas permis de quantifier les voies d'exposition aux PBDE et d'identifier des doses de référence représentatives pour les organismes étudiés.

9.3 Approche de la LCPE (1999)

Cette approche est inspirée directement de la méthode du quotient. Utilisée lorsque les niveaux d'exposition ne peuvent être mesurés, cette méthode est adoptée fréquemment par Environnement Canada pour estimer le risque écotoxicologique de nombreux contaminants dans le cadre de la LCPE (1999) (Environnement Canada, 2006; Van Coillie, 2011). L'équation pour calculer le quotient de risque (Q) est alors :

$$Q = \frac{VEE_{\text{non calculée}}}{(VCT/F)} \quad \text{où}$$

VEE_{non calculée} = Concentration la plus élevée d'un contaminant dans l'environnement;

VCT = Valeur critique de la toxicité (CL₅₀, CE₅₀, CI₅₀, CI₂₅, CMEO et/ou CSEO) les plus basses;

F = Facteur d'extrapolation, d'application ou d'évaluation.

Les facteurs d'extrapolation (F) sont déterminés par une méthode multiplicative qui fait appel à des facteurs de 10 afin de tenir compte de la provenance des données et des incertitudes liées aux valeurs de toxicité. Ces facteurs sont affichés au tableau 9-1.

Tableau 9-1. Valeurs des facteurs d'extrapolation (F) en fonction des données disponibles dans la littérature (tiré de : Environnement Canada, 1999)

Données disponibles	F
CL ₅₀ ou CE ₅₀ minimales dans un ensemble de données sur une ou deux espèces	1000
CL ₅₀ , CE ₅₀ ou CI ₅₀ minimales dans un ensemble de données sur au moins une algue, un crustacé et un poisson	100
CSEO minimale dans un ensemble de données sur au moins une algue, un crustacé et un poisson	10
CMEO minimale (seuil de toxicité sublétales)	
Résultats obtenus sur le terrain	1

Un quotient de risque (Q) inférieur ou égal à 1 signifie qu'une substance ne constitue pas un risque écotoxicologique évident pour l'environnement tandis qu'un risque est présent si le quotient Q est supérieur à 1.

En 2006, cette approche a permis d'évaluer les risques écotoxicologiques des PBDE au Canada dans le cadre d'une évaluation écologique préalable (Environnement Canada, 2006). L'analyse des quotients de risque réalisée pour les trois mélanges commerciaux de PBDE est résumée dans le tableau 9-2 (calculs à l'annexe 3).

Tableau 9-2. Estimation du risque écotoxicologique des trois mélanges commerciaux de PBDE par Environnement Canada (tiré de : Environnement Canada, 2006)

Mélange commercial	Quotient de risque (Q)			
	Organismes pélagiques	Organismes benthiques	Organismes édaphiques	Consommateurs de la faune
PentaBDE	0,004	45	0,13-0,26	149
OctaBDE	0,012	0,33	0,005-0,01	5,2
DécaBDE	-	0,04	0,02-0,03	0,1

Les préparations commerciales PentaBDE et OctaBDE représentent donc un risque écotoxicologique important pour les consommateurs de la faune (Q = 5,2 et 149). Il semble également qu'une exposition aux sédiments contaminés par le PentaBDE engendre des risques environnementaux sérieux chez les organismes benthiques (Q = 45). Tous les autres quotients de risque calculés démontrent l'absence de risques environnementaux formels (Q < 1). Utilisant la même méthode qu'Environnement Canada, Yang et autre (2011) ont déterminé que l'application de biosolides contaminés aux PBDE sur des terres agricoles de la région de Shanghai en Chine n'entraînait pas de risque écologique majeur pour les organismes édaphiques (Q = $4,8 \times 10^{-6}$ à 0,0019).

Depuis la publication des résultats du tableau 9-2 en 2006, de nombreuses études scientifiques ont permis d'approfondir les connaissances sur l'écotoxicité des principaux congénères de PBDE. Des données plus abondantes et plus récentes sur les concentrations environnementales (section 5.5) et les seuils de toxicité (chapitre 6) permettent maintenant d'effectuer une évaluation des risques posés par certains congénères de PBDE (et non par les mélanges commerciaux comme au tableau 9-2).

Ainsi, le tableau 9-3 dresse un portrait global des compartiments environnementaux où les BDE-28/-47/-99/-100/-209 représentent un risque écotoxicologique pour les organismes aquatiques pélagiques (Q > 1). Avec des quotients de risque (Q) qui varient entre 5,0 et 978, le lixiviat contaminé par les PBDE dans un site d'enfouissement thaïlandais constitue le plus important risque écotoxicologique répertorié dans la littérature. Dans une moins forte mesure, la contamination des eaux souterraines par l'application de biosolides contaminés par des PBDE dans l'est de l'Ontario (Q = 1,0 à 7,6) engendre également des risques environnementaux notables.

Tableau 9-3. Sites d'échantillonnage où les principaux congénères de PBDE représentent un risque écotoxicologique pour les organismes aquatiques pélagiques (calculs à l'annexe 4)

Congénère	Site d'échantillonnage	Quotient de risque (Q)
BDE-28	Thaïlande (lixiviat)	6,5-10
BDE-47	Thaïlande (lixiviat)	118-376
	Ontario, Est (eau souterraine)	1,7-5,4
	É-U-Mexique (effluents municipaux)	0,6-1,8
	Canada (effluents municipaux)	0,5-1,4
	É-U, Maine (effluents municipaux)	0,3-1,1
BDE-99	Thaïlande (lixiviat)	5,0-38
	Ontario, Est (eau souterraine)	1,0-7,6
	É-U, Maine (effluents municipaux)	0,7-2,2
	Cambodge (lixiviat)	0,3-1,9
	Malaisie (lixiviat)	0,2-1,7
	É-U-Mexique (effluents municipaux)	0,6-1,8
	Canada (effluents municipaux)	0,5-1,5
BDE-100	Thaïlande (lixiviat)	6,3
	Ontario, Est (eau souterraine)	4,0
BDE-209	Thaïlande (lixiviat)	978
	Chine (lixiviat)	3,5
	Ontario, Est (eau souterraine)	2,9
	Cambodge (lixiviat)	1,5
	Chine (précipitation)	1,4
	Philippines (lixiviat)	1,2
	Canada (effluents municipaux)	1,1

Le tableau 9-4 expose quant à lui les quotients de risque (Q) calculés pour les sites d'échantillonnage les plus contaminés aux BDE-28/-47/-99/-100/-154/-209 sur le territoire québécois et canadien. Outre le cas de contamination des eaux souterraines ontariennes mentionné précédemment, il semble qu'un risque écotoxicologique existe pour les organismes aquatiques vivant à proximité des émissaires municipaux de 20 stations d'épuration canadiennes (Q = 0,5-1,5). Les autres données du tableau 9-4 indiquent que les PBDE ne présentent pas de risques écotoxicologiques formels ailleurs au pays.

Tableau 9-4. Estimation des risques écotoxicologiques posés par les principaux congénères de PBDE chez les organismes pélagiques sur le territoire québécois et canadien (calculs à l'annexe 4)

Congénère	Lieu d'échantillonnage	Quotient de risque (Q)
BDE-28	Ontario, Perth (eau souterraine)	0,001-0,002
	Nunavut (eau de surface)	$8-12 \times 10^{-5}$
	Fleuve Saint-Laurent, Lavaltrie (eau de surface)	$3-5 \times 10^{-5}$
BDE-47	Ontario, Est (eau souterraine)	1,7-5,4
	Canada (effluents municipaux)	0,5-1,4
	Nunavut (eau de surface)	0,003-0,01
	Fleuve Saint-Laurent, Lévis (eau de surface)	0,003-0,008
BDE-99	Ontario, Est (eau souterraine)	1,0-7,6
	Canada (effluents municipaux)	0,5-1,5
	Canada (lixiviat)	0,1-0,8
	Fleuve Saint-Laurent, Lavaltrie (eau de surface)	0,001-0,006
BDE-100	Ontario, Est (eau souterraine)	4,0
	Nunavut (eau de surface)	0,02
	Yamaska-Nord, Granby (eau de surface)	0,006
BDE-154	Ontario, Est (eau souterraine)	0,009-0,02
	Nunavut (eau de surface)	$3-7 \times 10^{-5}$
	Fleuve Saint-Laurent, Lavaltrie (eau de surface)	$1-2 \times 10^{-5}$
BDE-209	Ontario, Est (eau souterraine)	2,9
	Canada (effluents municipaux)	1,1
	Canada, Lac Ontario (eau de surface)	1,0
	Nunavut (calotte glaciaire)	1,0
	Canada (lixiviat)	0,9
	Yamaska-Nord, Granby (eau de surface)	0,04

Il est à noter qu'un portrait actualisé des risques écotoxicologiques des principaux congénères de PBDE chez les organismes benthiques (sédiments), édaphiques (sols) et les consommateurs de la faune n'a pas été effectué lors de cet essai. En effet, aucune valeur critique de la toxicité (VCT) propre aux principaux congénères de PBDE n'a été répertoriée dans la littérature pour ces organismes. Les seules données disponibles sont les VCT des mélanges commerciaux de PBDE, valeurs déjà utilisées pour le calcul des quotients de risque (Q) du tableau 9-2 (calculs à l'annexe 3).

10 INCERTITUDES

La démarche adoptée pour estimer les dangers et les risques écotoxicologiques des PBDE comporte quelques incertitudes. Bien que des efforts particuliers aient été réalisés pour rapporter un large éventail de concentrations environnementales à la section 5.5, les données ne sont pas nécessairement représentatives de l'ensemble des habitats naturels dans lesquelles évoluent les organismes. Par exemple, plusieurs études portant sur la teneur des eaux en PBDE impliquent des cours d'eau avec des débits relativement élevés. Or, il n'est pas rare que les sources ponctuelles et diffuses de PBDE soient rejetées dans des cours d'eau secondaires possédant des pouvoirs de dilution beaucoup plus faibles. Il ne serait donc pas surprenant que des concentrations de PBDE beaucoup plus élevées que celles rapportées dans cet ouvrage puissent être détectées dans l'environnement. Conséquemment, les PBDE pourraient bien représenter des dangers et des risques écotoxicologiques supérieurs à ceux suggérés au chapitre 7 et à la section 9.3.

Des incertitudes liées aux méthodes d'échantillonnage et d'analyse ont aussi pu influencer les mesures de concentrations et les proportions de PBDE rapportées aux chapitres 5 et 6. L'exposition des échantillons à la lumière, leur dégradation thermique, la faible solubilité des PBDE, les risques de contamination croisée et les difficultés analytiques pour la détection des PBDE sont tous des facteurs qui peuvent affecter les résultats (Covaci et autres, 2007; De Boer et Wells, 2006). Alors que les analyses demeurent complexes pour le BDE-209, la plupart des laboratoires ont toutefois amélioré leurs méthodes d'analyse pour quantifier les autres PBDE depuis 1999 (Barco-Bonilla et autres, 2014; Kebede et autres, 2011).

La provenance des données de toxicité des PBDE constitue une autre source d'incertitudes. En effet, peu d'études ont été effectuées directement dans l'environnement. La majorité des données écotoxicologiques ont été obtenues par des bioessais en laboratoire, peu représentatifs des conditions environnementales. De plus, les bioessais ne tiennent généralement pas compte des effets de potentialisation, de synergies et d'antagonismes pouvant exister entre les PBDE et les autres contaminants des écosystèmes. Quelques études récentes traitent d'ailleurs de cette problématique qui complique l'évaluation écotoxicologique des polluants (Cristale et autres, 2013; Tang et autres, 2011; Zhang et autres, 2014b; Zhu et autres, 2010).

Enfin, lors du calcul des quotients de risque (Q) à la section 9.3, le remplacement des valeurs estimées de l'exposition (VEE) et des doses d'exposition de référence par les plus hautes concentrations environnementales de PBDE et les plus basses valeurs critiques de la toxicité (VCT) introduit des incertitudes. Bien que ces dernières soient en partie compensées par les facteurs d'extrapolation (F), certaines incertitudes demeurent. Faute de pouvoir quantifier précisément les risques écotoxicologiques des PBDE chez les organismes aquatiques et terrestres, l'approche de la LCPE (1999) permet tout de même d'estimer efficacement les risques de ces substances selon un scénario plutôt sévère.

11 SUGGESTIONS

Diverses mesures peuvent être mises de l'avant pour limiter les apports de PBDE à l'environnement. Tout d'abord, les gouvernements doivent continuer de resserrer la réglementation. Au Canada, outre les interdictions concernant certains PBDE, la stratégie de gestion de risque des PBDE du gouvernement fédéral a récemment mené à l'établissement de recommandations pour la qualité des eaux, des sédiments et la teneur en PBDE des tissus biologiques (tableau 11-1) (Environnement Canada, 2013a, 2013b et 2013c). Puisque le recours à ces recommandations demeure volontaire pour le moment, le gouvernement devrait plutôt en exiger le respect par la réglementation. Au Québec, l'absence de critères de qualité de l'environnement relatifs aux PBDE (MDDEFP, 2009) pourrait également être résolue par l'adoption d'une réglementation contraignante, notamment dans le dossier des biosolides.

Tableau 11-1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement formulées en 2013 pour les PBDE (tiré de : Environnement Canada, 2013c)

Groupe de congénères	Congénère	Eau (ng/L)	Sédiments (ng/g ps)	Tissus de poissons (ng/g ph)	Régime alimentaire des espèces sauvages (ng/g ph dans la source d'aliments)	Oeufs d'oiseaux (ng/g ph)
triBDE	totaux	46	44	120	-	-
tétraBDE	totaux	24	39	88	44	-
pentaBDE	totaux	0,2	0,4	1	3 (mammifères) 13 (oiseaux)	29
	BDE-99	4	0,4	1	3	-
	BDE-100	0,2	0,4	1	-	-
hexaBDE	totaux	120	440	420	4	-
heptaBDE	totaux	17	-	-	64	-
octaBDE	totaux	17	5 600	-	63	-
nonaBDE	totaux	-	-	-	78	-
décaBDE	total	-	19	-	9	-

ps : poids sec; ph : poids humide

Les effets des PBDE sur l'environnement et la santé humaine sont méconnus du grand public. Or, les données obtenues par la caractérisation des écosystèmes et les études de la toxicité des PBDE devraient être communiquées plus efficacement à la population, aux entreprises et aux décideurs. Le pouvoir de la sensibilisation a d'ailleurs été démontré aux États-Unis en 2012-2013 lorsque le gouvernement a été forcé de légiférer sur l'utilisation des inhibiteurs de flammes suite à la parution d'une série d'articles du *Chicago Tribune* faisant état des impacts toxicologiques et écotoxicologiques de ces substances (Cordner et autres, 2013). La sensibilisation peut aussi mener à l'auto-réglementation dans le secteur privé. En 2011, le détaillant Walmart a interdit l'achat de tous produits de consommation contenant des PBDE chez ses fournisseurs en réponse aux nombreux rapports prouvant la toxicité de ces composés (Layton, 2011).

Une attention particulière devrait également être portée aux sources de PBDE. Au Québec, le traitement des eaux usées municipales et du lixiviat de sites d'enfouissement est déjà bien encadré. La problématique demeure toutefois entière quant à la présence des PBDE dans les boues d'épuration et les biosolides. Bien que le processus de stabilisation des boues et biosolides en milieu alcalin puisse réduire la teneur en PBDE de 10 à 55 % (Kim et autres, 2013a), des études supplémentaires demeurent nécessaires pour s'assurer que les PBDE ne sont pas simplement transformés en composés plus toxiques (ex : PBDE-OH).

Depuis les premières interdictions qui pèsent sur les PBDE, divers substituts ont pris d'assaut le marché des inhibiteurs de flammes : le tétrabromobisphénol A (TBBPA), l'hexabromocyclododécane (HBCD), le décabromodiphényléthane (DBDPE), le 1,2-bis(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE), le 2-éthylhexyltétrabromobenzoate (TBB), le bis-(2-éthylhexyl)-tétrabromophthalate (TBPH) et plusieurs autres. Or, il apparaît que ces composés alternatifs auraient des toxicités similaires aux PBDE chez les organismes (Jeong et autres, 2014; Saunders et autres, 2013; Stieger et autres, 2014). Les producteurs d'inhibiteurs de flammes devraient quant à eux développer des produits ignifuges plus sûrs. Des études suggèrent que certains inhibiteurs de flammes non halogénés sont des candidats de choix pour remplacer les inhibiteurs de flammes bromés (Dasari et autres, 2013; Hendriks et autres, 2014). C'est particulièrement le cas de l'hydroxyde de magnésium (MHO), du polyphosphate de mélamine (MPP), de l'hydroxystannate de zinc (ZHS) et du stannate de zinc (ZS), qui ne présentent aucun effet toxique chez la puce d'eau *Daphnia magna* (Waaaijers et autres, 2013).

Enfin, considérant le piètre bilan des inhibiteurs de flammes développés depuis les années soixante-dix en matière de toxicité, il est peut-être temps que la société remette en question leur utilisation généralisée. Devrait-on limiter l'emploi des inhibiteurs de flammes? Le gouvernement devrait-il rendre obligatoire l'analyse complète des coûts et bénéfices avant d'autoriser l'utilisation massive d'un nouveau produit chimique? À ce sujet, Shaw et autres (2010) tirent des conclusions intéressantes quant à l'utilisation des inhibiteurs de flammes bromés :

- les réglementations sur la prévention des incendies peuvent causer des impacts environnementaux et sanitaires plus importants que les bénéfices apportés par les matériaux ignifuges ;
- lors des incendies, la plupart des décès et des blessures résultent de l'inhalation de monoxyde de carbone, de gaz irritants et de suie. L'incorporation de composés halogénés comme les PBDE augmente généralement la production de fumées toxique lors de la combustion ;
- la cigarette anti-incendie, l'utilisation de matériaux moins inflammables et écoconçus, la présence de gicleurs et de détecteurs de fumée préviennent les incendies sans les effets négatifs des PBDE ;

- les options disponibles pour l'élimination des produits ignifuges en fin de vie sont problématiques ;
- des analyses de cycle de vie complètes des inhibiteurs de flammes devraient être réalisées. Celles-ci devraient tenir compte des effets sur la santé et l'environnement ainsi que des bénéfices apportés par les matériaux ignifuges.

CONCLUSION

Somme toute, l'évaluation écotoxicologique effectuée dans le cadre de cet essai a confirmé que les PBDE représentaient un risque environnemental pour certains écosystèmes de la planète. Malgré les nombreux cas où les concentrations environnementales rapportées se trouvaient sous les seuils de toxicité, le caractère persistant et bioaccumulable des PBDE, leur transformation en sous-produits encore plus toxiques (ex : PBDE-OH, PBDE-OCH₃, PBDD, PBDF) ainsi que l'existence d'effets de potentialisation, de synergies et d'antagonismes suscitent des préoccupations toujours croissantes.

L'évaluation écotoxicologique réalisée dans le cadre de cet essai a d'abord permis de décrire les caractéristiques générales des PBDE dans les chapitres 1 à 3 : nomenclature des congénères et des mélanges commerciaux, réglementations et interdictions en vigueur à l'international et au Canada, production et consommation mondiale de PBDE, mécanisme d'action ainsi que profil d'utilisation.

Suite à leur intégration aux matériaux et polymères, les PBDE sont rejetés à l'environnement par de nombreuses sources (chapitre 4). Les sources ponctuelles principales sont les usines de production de PBDE, les entreprises productrices de polymères ignifuges, les stations d'épuration et les émissaires municipaux ainsi que les sites d'enfouissement. Les divers matériaux et produits de consommation (tout au long de leur cycle de vie), les boues d'épuration et biosolides sont considérés comme les principales sources diffuses de PBDE.

Il a aussi été démontré que les caractéristiques physicochimiques des PBDE ont une influence importante sur leur cheminement environnemental. Le chapitre 5 explicite ainsi le comportement des PBDE dans tous les compartiments de l'environnement tout en confirmant le caractère persistant (demi-vies = 1,7 minute à 61 ans) et bioaccumulable (FBA et FBC = 128 à 3,2 x 10⁷ L/kg ; FBAm = 0,3-46) de ces substances. Les concentrations environnementales rapportées permettent également de dresser le bilan actuel de la contamination des écosystèmes par les PBDE dans le monde entier tout en mettant l'accent sur le Québec et le Canada. En résumé, les concentrations maximales rapportées sont de 11,4 ng/m³ dans l'atmosphère, 133 µg/L dans les eaux, 1,59 mg/kg en poids sec dans les sols, 510 mg/kg en poids sec dans les boues d'épuration, 36 mg/kg en poids sec dans les sédiments aquatiques, 5 mg/kg de poids en lipide chez les organismes vivant dans les écosystèmes marins et d'eau douce ainsi que 53 mg/kg de poids en lipide chez les organismes vivant dans les écosystèmes terrestres.

Les études rapportées au chapitre 6 ont confirmé la toxicité létale, sublétale et la génotoxicité des PBDE. En comparant les concentrations environnementales aux mesures de toxicité au chapitre 7, il a été démontré que les PBDE représentaient des dangers écotoxicologiques létaux (puce d'eau, turbot), sublétaux (puce d'eau, turbot, *Isochrysis galbana*, *Acartia tonsa*, *Nitocra spinipes*, poisson zèbre,

Lumbriculus variegatus, maïs), génotoxiques (moule zébrée) et chroniques pour plusieurs organismes aquatiques et terrestres.

Puisque les expositions aux PBDE n'ont pu être quantifiées au chapitre 8, l'approche de la LCPE (1999) a été utilisée pour évaluer les risques écotoxicologiques des PBDE au chapitre 9. Les quotients de risque rapportés ont alors confirmé que les PBDE représentent des risques écotoxicologiques pour les organismes pélagiques ($Q = 1 \times 10^{-5}$ à 978), les organismes benthiques ($Q = 0,04$ à 45) ainsi que les consommateurs de la faune ($Q = 0,09$ à 149). Selon les données des tableaux 9-3 et 9-4, les risques écotoxicologiques les plus préoccupants concernent le lixiviat d'un site d'enfouissement en Thaïlande ainsi que les eaux souterraines contaminées en Ontario.

Malgré les incertitudes associées à la méthode adoptée pour l'évaluation des risques (chapitre 10), le présent rapport témoigne de l'omniprésence des PBDE dans l'environnement. Face à ce constat, le chapitre 11 apporte des pistes de solutions (réglementaires, techniques et sensibilisation) pour limiter les apports de PBDE à l'environnement.

RÉFÉRENCES

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2004). Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBBs and PBDEs). In ATSDR. *Toxic Substances Portal*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp68.pdf> (Page consultée le 15 avril 2014).
- Ahn, M.-J., Filley, T.R., Jafvert, C.T., Nies, L., Hua, I. et Bezares-Cruz, J. (2006). Photodegradation of decabromodiphenyl ether adsorbed onto clay minerals, metal oxides, and sediment. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 1, p. 215-220.
- Alaee, M., Luross, J., Sergeant, D.B., Muir, D.C.G., Whittle, D.M. et Solomon, K. (1999). Distribution of polybrominated diphenyl ethers in the Canadian environment. *Organohalogen Compounds*, vol. 40, p. 347-350.
- Anderson, T.D. et MacRae, J.D. (2006). Polybrominated diphenyl ethers in fish and wastewater samples from an area of the Penobscot River in Central Maine. *Chemosphere*, vol. 62, n° 7, p. 1153-1160.
- Arinaitwe, K., Muir, D.C.G., Kiremire, B.T., Fellin, P., Li, H. et Teixeira, C. (2014). Polybrominated diphenyl ethers and alternative flame retardants in air and precipitation samples from the Northern Lake Victoria Region, East Africa. *Environmental Science and Technology*, vol. 48, n° 3, p. 1458-1466.
- Ballschmiter, K. et Zell, M. (1980). Baseline studies of the global pollution - 1. Occurrence of organohalogens in pristine european and antarctic aquatic environments. *International journal of environmental analytical chemistry*, vol. 8, n° 1, p. 15-35.
- Barco-Bonilla, N., Plaza-Bolaños, P., Tarifa, N.M.V., Romero-González, R., Vidal, J.L.M. et Frenich, A.G. (2014). Highly sensitive determination of polybrominated diphenyl ethers in surface water by GC coupled to high-resolution MS according to the EU Water Directive 2008/105/EC. *Journal of Separation Science*, vol. 37, n° 1-2, p. 69-76.
- Bartrons, M., Grimalt, J.O. et Catalan, J. (2011). Altitudinal distributions of BDE-209 and other polybromodiphenyl ethers in high mountain lakes. *Environmental Pollution*, vol. 159, n° 7, p. 1816-1822.
- Besis, A. et Samara, C. (2012). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the indoor and outdoor environments - A review on occurrence and human exposure. *Environmental Pollution*, vol. 169, p. 217-229.
- Birgul, A., Katsoyiannis, A., Gioia, R., Crosse, J., Earnshaw, M., Ratola, N., Jones, K.C. et Sweetman, A.J. (2012). Atmospheric polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the United Kingdom. *Environmental Pollution*, vol. 169, p. 105-111.
- Bogdal, C., Scheringer, M., Schmid, P., Bläuenstein, M., Kohler, M. et Hungerbühler, K. (2010). Levels, fluxes and time trends of persistent organic pollutants in Lake Thun, Switzerland: Combining trace analysis and multimedia modeling. *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 17, p. 3654-3663.
- Braekvelt, E., Tittlemier, S.A. et Tomy, G.T. (2003). Direct measurement of octanol-water partition coefficients of some environmentally relevant brominated diphenyl ether congeners. *Chemosphere*, vol. 51, n° 7, p. 563-567.

- Breitholtz, M., Nyholm, J.R., Karlsson, J. et Andersson, P.L. (2008). Are individual NOEC levels safe for mixtures? A study on mixture toxicity of brominated flame-retardants in the copepod *Nitocra spinipes*. *Chemosphere*, vol. 72, n° 9, p. 1242-1249.
- Breivik, K., Wania, F., Muir, D.C.G., Alaee, M., Backus, S. et Pacepavicius, G. (2006). Empirical and modeling evidence of the long-range atmospheric transport of decabromodiphenyl ether. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 15, p. 4612-4618.
- Bromine Compounds (2008). *A process for preparing polybrominated compounds*. Beer-Sheva, World Intellectual Property Organization, WO2008/26215 A2.
- Bromine Science and Environmental Forum (BSEF) (2006). Deca-BDE applications factsheet. In BSEF. *Applications*. <http://www.bsef.com/uploads/library/Deca-BDE%20Applications%202.06.pdf> (Page consultée le 15 octobre 2013).
- Cai, M.G., Hong, Q.Q., Wang, Y., Luo, X.J., Chen, S.J., Cai, M.H., Qiu, C.R., Huang, S.Y. et Mai, B.X. (2012). Distribution of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenylethane in surface sediments from the Bering Sea, Chukchi Sea, and Canada Basin. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 81-84, p. 95-101.
- California Air Resources Board (CARB) (2005). Near-Source Ambient Air Monitoring of Polybrominated Diphenyl Ethers - Report Prepared for the California Air Resources Board. In California Environmental Protection Agency. *California Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) Program*. <http://www.arb.ca.gov/toxics/pbde%20final%20report%202005.pdf> (Page consultée le 3 janvier 2014).
- Canada. Environnement Canada (1999). *Guide des essais écotoxicologiques employant une seule espèce et de l'interprétation de leurs résultats*. Ottawa, Environnement Canada, 209 p.
- Canada. Environnement Canada (2006). Rapport d'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE). In Environnement Canada. *Polybromodiphényléthers (PBDE) - Évaluation du risque - Évaluations finales*. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=0DDA2F24-1> (Page consultée le 10 octobre 2013).
- Canada. Environnement Canada (2010a). Gestion des risques liés au décabromodiphényléther (decaBDE) : engagement volontaire envers l'élimination progressive des exportations au Canada. In Environnement Canada. *Polybromodiphényléthers (PBDE) - Outil(s) de gestion du risque*. <http://www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/default.asp?lang=Fr&n=F64D6E3B-1> (Page consultée le 5 octobre 2013).
- Canada. Environnement Canada (2010b). Rapport sur l'état des connaissances scientifiques écologiques concernant le décabromodiphényléther (decaBDE) - Bioaccumulation et transformation. In Environnement Canada. *Polybromodiphényléthers (PBDE) - Évaluation du risque*. http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/substances/decabde/rapport_cse_decabde-fra.pdf (Page consultée le 15 octobre 2013).
- Canada. Environnement Canada (2013a). Document de consultation - Mesure de gestion des risques proposée pour polybromodiphényléthers. In Environnement Canada. *Polybromodiphényléthers (PBDE) - Consultation*. <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=92B7DD05-1> (Page consultée le 15 octobre 2013).
- Canada. Environnement Canada (2013b). Document de consultation sur l'instrument de gestion des risques proposé pour les produits contenant des polybromodiphényléthers (PBDE). In

Environnement Canada. *Polybromodiphényléthers (PBDE) - Consultation*.
<http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=B8B0071B-1> (Page consultée le 15 octobre 2013).

- Canada. Environnement Canada (2013c). Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement Polybromodiphényléthers (PBDE). In Environnement Canada. *Polybromodiphényléthers (PBDE) - Autres informations*. <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=05DF7A37-1> (Page consultée le 15 octobre 2013).
- Cao, H., He, M., Han, D., Li, J., Li, M., Wang, W. et Yao, S. (2013). OH-initiated oxidation mechanisms and kinetics of 2,4,4'-tribrominated diphenyl ether. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 15, p. 8238-8247.
- Cao, H., He, M., Han, D., Sun, Y. et Xie, J. (2011). Theoretical study on the mechanism and kinetics of the reaction of 2,2',4,4'-tetrabrominated diphenyl ether (BDE-47) with OH radicals. *Atmospheric Environment*, vol. 45, n° 8, p. 1525-1531.
- Carlsson, P., Herzke, D., Wedborg, M. et Gabrielsen, G.W. (2011). Environmental pollutants in the Swedish marine ecosystem, with special emphasis on polybrominated diphenyl ethers (PBDE). *Chemosphere*, vol. 82, n° 9, p. 1286-1292.
- Cetin, B. et Odabasi, M. (2005). Measurement of Henry's law constants of seven polybrominated diphenyl ether (PBDE) congeners as a function of temperature. *Atmospheric Environment*, vol. 39, n° 29, p. 5273-5280.
- Chabot-Giguère, B., Letcher, R.J. et Verreault, J. (2013). In vitro biotransformation of decabromodiphenyl ether (BDE-209) and Dechlorane Plus flame retardants: A case study of ring-billed gull breeding in a pollution hotspot in the St. Lawrence River, Canada. *Environment international*, vol. 55, p. 101-108.
- Chapman, P.M. et McDonald, B.G. (2005). *Using the Sediment Quality Triad (Sqt) in ecological risk assessment*. Springer, Dordrecht, Pays-Bas, Vol. 2, 305-330.
- Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel (CMABFRIP) (1997). Pentabromodiphenyl oxide (PeBDPO): A 96-hour flow-through acute toxicity test with the rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Final Report. Wildlife International Ltd.* Project Number: 439A-107, October 1997.
- Chen, D. et Hale, R.C. (2010). A global review of polybrominated diphenyl ether flame retardant contamination in birds. *Environment international*, vol. 36, n° 7, p. 800-811.
- Chen, D., Letcher, R.J., Burgess, N.M., Champoux, L., Elliott, J.E., Hebert, C.E., Martin, P., Wayland, M., Chip Weseloh, D.V. et Wilson, L. (2012). Flame retardants in eggs of four gull species (*Laridae*) from breeding sites spanning Atlantic to Pacific Canada. *Environmental Pollution*, vol. 168, p. 1-9.
- Chen, S.-J., Feng, A.-H., He, M.-J., Chen, M.-Y., Luo, X.-J. et Mai, B.-X. (2013a). Current levels and composition profiles of PBDEs and alternative flame retardants in surface sediments from the Pearl River Delta, southern China: Comparison with historical data. *Science of the Total Environment*, vol. 444, p. 205-211.
- Chen, D., Martin, P., Burgess, N.M., Champoux, L., Elliott, J.E., Forsyth, D.J., Idrissi, A. et Letcher, R.J. (2013b). European starlings (*Sturnus vulgaris*) suggest that landfills are an important source of

- bioaccumulative flame retardants to Canadian terrestrial ecosystems. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 21, p. 12238-12247.
- Chou, H.-L., Chang, Y.-T., Liao, Y.-F. et Lin, C.-H. (2013). Biodegradation of decabromodiphenyl ether (BDE-209) by bacterial mixed cultures in a soil/water system. *International Biodeterioration and Biodegradation*, vol. 85, p. 671-682.
- Christensen, J.R., Yunker, M.B., Macduffee, M. et Ross, P.S. (2013). Plant consumption by grizzly bears reduces biomagnification of salmon-derived polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers, and organochlorine pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 32, n° 5, p. 995-1005.
- Cincinelli, A., Martellini, T., Misuri, L., Lanciotti, E., Sweetman, A., Laschi, S. et Palchetti, I. (2012). PBDEs in Italian sewage sludge and environmental risk of using sewage sludge for land application. *Environmental Pollution*, vol. 161, p. 229-234.
- Clarke, B.O., Porter, N.A., Symons, R.K., Marriott, P.J., Stevenson, G.J. et Blackbeard, J.R. (2010). Investigating the distribution of polybrominated diphenyl ethers through an Australian wastewater treatment plant. *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 7, p. 1604-1611.
- Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) (2010). Un examen de l'actuel cadre législatif des biosolides municipaux au Canada. In CCME. *Répertoire des publications-Biosolides*. http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1447_biosolids_leg_review_fr.pdf (Page consultée le 2 avril 2014).
- Cordner, A., Mulcahy, M. et Brown, P. (2013). Chemical regulation on fire: Rapid policy advances on flame retardants. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 13, p. 7067-7076.
- Council of Canadian Fire Marshals and Fire Commissioners (CCFMFC) (2011). Fire Losses in Canada - Year 2007 and Selected Years. In CCFMFC. *Canadian Fire Statistics - Downloads*. http://www.ccfmfc.ca/pdfs/report_e_07.pdf (Page consultée le 15 février 2014).
- Covaci, A., Voorspoels, S., Ramos, L., Neels, H. et Blust, R. (2007). Recent developments in the analysis of brominated flame retardants and brominated natural compounds. *Journal of Chromatography A*, vol. 1153, n° 1-2, p. 145-171.
- Crimmins, B.S., Pagano, J.J., Xia, X., Hopke, P.K., Milligan, M.S. et Holsen, T.M. (2012). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Turning the corner in Great Lakes trout 1980-2009. *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 18, p. 9890-9897.
- Cristale, J., García Vázquez, A., Barata, C. et Lacorte, S. (2013). Priority and emerging flame retardants in rivers: Occurrence in water and sediment, *Daphnia magna* toxicity and risk assessment. *Environment international*, vol. 59, p. 232-243.
- Czerska, M., Zielinski, M., Kaminska, J. et Ligocka, D. (2013). Effects of polybrominated diphenyl ethers on thyroid hormone, neurodevelopment and fertility in rodents and humans. *International journal of occupational medicine and environmental health*, vol. 26, n° 4, p. 498-510.
- Danon-Schaffer, M.N., Grace, J.R. et Ikonou, M. (2005). Identifying Sources of PBDEs in the Canadian Arctic. In EREF. *Publications*. <http://erefdn.org/images/uploads/1873-Monica%20on%20Arctic.pdf> (Page consultée le 15 décembre 2013).

- Danon-Schaffer, M.N., Grace, J.R. et Ikonomou, M. (2008). PBDEs in Waste Disposal sites from Northern Canada. In EREF. *Publications*. <http://erefdn.org/images/uploads/MNDSchaffer-Dioxin2008.pdf> (Page consultée le 15 décembre 2013).
- Danon-Schaffer, M.N., Mahecha-Botero, A., Grace, J.R. et Ikonomou, M. (2013a). Transfer of PBDEs from e-waste to aqueous media. *Science of the Total Environment*, vol. 447, p. 458-471.
- Danon-Schaffer, M.N., Mahecha-Botero, A., Grace, J.R. et Ikonomou, M. (2013b). Mass balance evaluation of polybrominated diphenyl ethers in landfill leachate and potential for transfer from e-waste. *Science of the Total Environment*, vol. 461-462, p. 290-301.
- Dasari, A., Yu, Z.-Z., Cai, G.-P. et Mai, Y.-W. (2013). Recent developments in the fire retardancy of polymeric materials. *Progress in Polymer Science*, vol. 38, n° 9, p. 1357-1387.
- Davies, R. et Zou, E. (2012). Polybrominated diphenyl ethers disrupt molting in neonatal *Daphnia magna*. *Ecotoxicology*, vol. 21, n° 5, p. 1371-1380.
- De Boer, J. et Wells, D.E. (2006). Pitfalls in the analysis of brominated flame retardants in environmental, human and food samples - Including results of three international interlaboratory studies. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, vol. 25, n° 4, p. 364-372.
- de Wit, C.A. (2002). An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere*, vol. 46, n° 5, p. 583-624.
- de Wit, C.A., Herzke, D. et Vorkamp, K. (2010). Brominated flame retardants in the Arctic environment - trends and new candidates. *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 15, p. 2885-2918.
- Dégremont, C. et Cachot, J. (2009). La génotoxicité - Quel risque pour les espèces aquatiques? In Seine-Aval - Groupement d'intérêt public. *Fascicules Seine-Aval*. http://seine-aval.crihan.fr/web/attached_file/componentId/kmelia106/attachmentId/20456/lang/fr/name/fasc_2-2_web.pdf (Page consultée le 15 février 2014).
- Dong, Y., Li, L., Bie, P., Jia, S., Wang, Q., Huang, Z., Qiu, X., Zhang, J. et Hu, J. (2014). Polybrominated diphenyl ethers in farmland soils: Source characterization, deposition contribution and apportionment. *Science of the Total Environment*, vol. 466-467, p. 524-532.
- Eriksson, J., Green, N., Marsh, G. et Bergman, Å. (2004). Photochemical decomposition of 15 polybrominated diphenyl ether congeners in methanol/water. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 11, p. 3119-3125.
- European Commission (2010). COMMISSION REGULATION (EU) No 757/2010 of 24 August 2010. In European Commission. *POPs - Persistent Organic Pollutants*. <http://ec.europa.eu/environment/pops/> (Page consultée le 1 novembre 2013).
- European Court of Justice (2008). Case C-14/06, Denmark vs. European Union to exempt decaBDE from regulation. In Office des publications de l'Union européenne. *Eur-Lex*. <http://eur-lex.europa.eu/Notice.do?mode=dbl&lang=en&ihtmlang=en&lng1=en,fr&lng2=bg,cs,da,de,el,en,es,et,fi,fr,hu,it,lt,lv,mt,nl,pl,pt,ro,sk,sl,sv,&val=467612:cs#I1> (Page consultée le 1 novembre 2013).
- European Parliament (2003). Directive 2003/11/EC of the European Parliament and of the Council of 6 February 2003 amending for the 24th time Council Directive 76/769/EEC relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (pentabromodiphenyl ether, octabromodiphenyl ether). In Office des publications de l'Union européenne. *Eur-Lex - Access to European Union law*. <http://eur->

lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32003L0011:en:NOT (Page consultée le 1 novembre 2013).

European Union (EU) (2001). Risk assessment report - Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). *In* European Chemicals Bureau. *Report*. <http://echa.europa.eu/documents/10162/781ee1e9-6c90-467e-998b-8910ca2793e5> (Page consultée le 20 octobre 2013).

European Union (EU) (2003). Risk assessment report: diphenyl ether, octabromo derivative (octabromodiphenyl ether). *In* European Chemicals Bureau. *Report*. <http://echa.europa.eu/documents/10162/5b10aa46-9a88-4aed-b338-1e06105b924c> (Page consultée le 22 octobre 2013).

European Union (EU) (2004). Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl) ether (decabromodiphenyl ether). *In* European Chemicals Bureau. *Report*. <http://echa.europa.eu/documents/10162/4494ce60-0838-43c9-a8ff-13e9d24e578e> (Page consultée le 22 octobre 2013).

Federal Emergency Management Agency (FEMA) (2011). Fire Death Rate Trends: An International Perspective. *In* FEMA. *Downloads*. <http://www.usfa.fema.gov/downloads/pdf/statistics/v12i8.pdf> (Page consultée le 15 avril 2014).

Frouin, H., Dangerfield, N., Macdonald, R.W., Galbraith, M., Crewe, N., Shaw, P., Mackas, D. et Ross, P.S. (2013). Partitioning and bioaccumulation of PCBs and PBDEs in marine plankton from the strait of Georgia, British Columbia, Canada. *Progress in Oceanography*, vol. 115, p. 65-75.

Frouin, H., Lebeuf, M., Hammill, M., Sjare, B. et Fournier, M. (2011). PBDEs in serum and blubber of harbor, grey and harp seal pups from Eastern Canada. *Chemosphere*, vol. 82, n° 5, p. 663-669.

Gazette du Canada (2006a). Règlement sur les polybromodiphényléthers - Fondement législatif. *In* Gouvernement du Canada. *Partie I 2006 : Avis et règlements projetés - Le samedi 16 décembre 2006*, vol. 140, no 50. <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p1/2006/2006-12-16/pdf/g1-14050.pdf> (Page consultée le 2 novembre 2013).

Gazette du Canada (2006b). Publication de la décision finale concernant l'évaluation de substances - Polybromodiphényléthers dont la formule moléculaire est $C_{12}H_{(10-n)}Br_nO$ où varie $4 \leq n \leq 9$ - (paragraphe 77(6) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)). *In* Gouvernement du Canada. *Partie I 2006 : Avis et règlements projetés - Le samedi 1^{er} juillet 2006*, vol. 140, no 26. <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p1/2006/2006-07-01/pdf/g1-14026.pdf> (Page consultée le 2 novembre 2013).

Gerecke, A.C., Giger, W., Hartmann, P.C., Heeb, N.V., Kohler, H.-E., Schmid, P., Zennegg, M. et Kohler, M. (2006). Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere*, vol. 64, n° 2, p. 311-317.

Gorgy, T., Li, L.Y., Grace, J.R. et Ikonou, M.G. (2010). Polybrominated diphenyl ether leachability from biosolids and their partitioning characteristics in the leachate. *Water, air, and soil pollution*, vol. 209, n° 1-4, p. 109-121.

Gorgy, T., Li, L.Y., Grace, J.R. et Ikonou, M.G. (2011). Polybrominated diphenyl ethers mobility in biosolids-amended soils using leaching column tests. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 222, n° 1-4, p. 77-90.

- Gorgy, T., Li, L.Y., Grace, J.R. et Ikonou, M.G. (2012). An exploratory investigation on the mobility of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in biosolid-amended soil. *Water, air, and soil pollution*, vol. 223, n° 5, p. 2297-2309.
- Gorgy, T., Li, L.Y., Grace, J.R. et Ikonou, M.G. (2013). Migration of polybrominated diphenyl ethers in biosolids-amended soil. *Environmental Pollution*, vol. 172, p. 124-130.
- Gottschall, N., Topp, E., Edwards, M., Russell, P., Payne, M., Kleywegt, S., Curnoe, W. et Lapen, D.R. (2010). Polybrominated diphenyl ethers, perfluorinated alkylated substances, and metals in tile drainage and groundwater following applications of municipal biosolids to agricultural fields. *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 4, p. 873-883.
- Gouin, T., Thomas, G.O., Cousins, I., Barber, J., Mackay, D. et Jones, K.C. (2002). Air-surface exchange of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls. *Environmental Science and Technology*, vol. 36, n° 7, p. 1426-1434.
- Grannas, A.M., Bogdal, C., Hageman, K.J., Halsall, C., Harner, T., Hung, H., Kallenborn, R., Klán, P., Klánová, J., MacDonald, R.W., Meyer, T. et Wania, F. (2013). The role of the global cryosphere in the fate of organic contaminants. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 13, n° 6, p. 3271-3305.
- Gribble, G.W. (1999). The diversity of naturally occurring organobromine compounds. *Chemical Society Reviews*, vol. 28, n° 5, p. 335-346.
- Guan, Y.-F., Wang, J.-Z., Ni, H.-G., Luo, X.-J., Mai, B.-X. et Zeng, E.Y. (2007). Riverine inputs of polybrominated diphenyl ethers from the Pearl River Delta (China) to the Coastal Ocean. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 17, p. 6007-6013.
- Guerra, P., Alae, M., Jiménez, B., Pacepavicius, G., Marvin, C., MacInnis, G., Eljarrat, E., Barceló, D., Champoux, L. et Fernie, K. (2012). Emerging and historical brominated flame retardants in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from Canada and Spain. *Environment International*, vol. 40, n° 1, p. 179-186.
- Gustafsson, K., Björk, M., Burreau, S. et Gilek, M. (1999). Bioaccumulation kinetics of brominated flame retardants (polybrominated diphenyl ethers) in blue mussels (*Mytilus edulis*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 18, n° 6, p. 1218-1224.
- Hakk, H. et Letcher, R.J. (2003). Metabolism in the toxicokinetics and fate of brominated flame retardants - A review. *Environment international*, vol. 29, n° 6, p. 801-828.
- Hale, R.C., La Guardia, M.J., Harvey, E. et Matt Mainor, T. (2002). Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the US environment. *Chemosphere*, vol. 46, n° 5, p. 729-735.
- Hardy, M.L. (2002). The toxicology of the three commercial polybrominated diphenyl oxide (ether) flame retardants. *Chemosphere*, vol. 46, n° 5, p. 757-777.
- Harner, T. et Shoeib, M. (2002). Measurements of octanol-air partition coefficients (KOA) for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Predicting partitioning in the environment. *Journal of Chemical and Engineering Data*, vol. 47, n° 2, p. 228-232.
- Hassanin, A., Breivik, K., Meijer, S.N., Steinnes, E., Thomas, G.O. et Jones, K.C. (2004). PBDEs in European Background Soils: Levels and Factors Controlling Their Distribution. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 3, p. 738-745.

- He, J., Robrock, K.R. et Alvarez-Cohen, L. (2006). Microbial reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 14, p. 4429-4434.
- He, J., Yang, D., Wang, C., Liu, W., Liao, J., Xu, T., Bai, C., Chen, J., Lin, K., Huang, C. et Dong, Q. (2011). Chronic zebrafish low dose decabrominated diphenyl ether (BDE-209) exposure affected parental gonad development and locomotion in F1 offspring. *Ecotoxicology*, vol. 20, n° 8, p. 1813-1822.
- He, W., He, P., Wang, A., Xia, T., Xu, B. et Chen, X. (2008). Effects of PBDE-47 on cytotoxicity and genotoxicity in human neuroblastoma cells in vitro. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, vol. 649, n° 1-2, p. 62-70.
- Hendriks, H.S., Meijer, M., Muilwijk, M., Van Den Berg, M. et Westerink, R.H.S. (2014). A comparison of the in vitro cyto- and neurotoxicity of brominated and halogen-free flame retardants: Prioritization in search for safe(r) alternatives. *Archives of Toxicology*, vol. 88, n° 4, p. 857-869.
- Hites, R.A. (2004). Polybrominated Diphenyl Ethers in the Environment and in People: A Meta-Analysis of Concentrations. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 4, p. 945-956.
- Hoguet, J., Keller, J.M., Reiner, J.L., Kucklick, J.R., Bryan, C.E., Moors, A.J., Pugh, R.S. et Becker, P.R. (2013). Spatial and temporal trends of persistent organic pollutants and mercury in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from Alaska. *Science of the Total Environment*, vol. 449, p. 285-294.
- Hoh, E. et Hites, R.A. (2005). Brominated flame retardants in the atmosphere of the east-central United States. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 20, p. 7794-7802.
- Hu, J., Jin, J., Wang, Y., Ma, Z. et Zheng, W. (2011). Levels of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in the atmosphere and tree bark from Beijing, China. *Chemosphere*, vol. 84, n° 3, p. 355-360.
- Huang, H.-W., Chang, B.-V. et Lee, C.-C. (2014). Reductive debromination of decabromodiphenyl ether by anaerobic microbes from river sediment. *International Biodeterioration and Biodegradation*, vol. 87, p. 60-65.
- Huang, K., Guo, J., Lin, K.-F., Zhou, X.-Y., Wang, J.-X., Zhou, P., Xu, F. et Zhang, M.-L. (2013). Distribution and temporal trend of polybrominated diphenyl ethers in one Shanghai municipal landfill, China. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 20, n° 8, p. 5299-5308.
- Hung, H., Kallenborn, R., Breivik, K., Su, Y., Brorström-Lundén, E., Olafsdottir, K., Thorlacius, J.M., Leppänen, S., Bossi, R., Skov, H., Manø, S., Patton, G.W., Stern, G., Sverko, E. et Fellin, P. (2010). Atmospheric monitoring of organic pollutants in the Arctic under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP): 1993-2006. *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 15, p. 2854-2873.
- Huwe, J.K. et Smith, D.J. (2007). Accumulation, whole-body depletion, and denomination of decabromodiphenyl ether in male sprague - Dawley rats following dietary exposure. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 7, p. 2371-2377.
- Jeong, G.H., Hwang, N.R., Hwang, E.-H., Lee, B.-C. et Yoon, J. (2014). Hexabromocyclododecanes in crucian carp and sediment from the major rivers in Korea. *Science of the Total Environment*, vol. 470-471, p. 1471-1478.

- Ji, K., Choi, K., Giesy, J.P., Musarrat, J. et Takeda, S. (2011). Genotoxicity of several polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated PBDEs, and their mechanisms of toxicity. *Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 11, p. 5003-5008.
- Jiang, Y., Wang, X., Zhu, K., Wu, M., Sheng, G. et Fu, J. (2010). Occurrence, compositional profiles and possible sources of polybrominated diphenyl ethers in urban soils of Shanghai, China. *Chemosphere*, vol. 80, n° 2, p. 131-136.
- Johansson, I., Héas-Moisan, K., Guiot, N., Munsch, C. et Tronczynski, J. (2006). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mussels from selected French coastal sites: 1981-2003. *Chemosphere*, vol. 64, n° 2, p. 296-305.
- Johnson, A., Seiders, K., Deligeannis, C., Kinney, K., Sandvik, P., Era-Miller, B. et Alkire, D. (2006). PBDE Flame Retardants in Washington Rivers and Lakes: Concentrations in Fish and Water, 2005-06. In Washington State Department of Ecology. *Publications and forms- Publication no 06-03-027*. <https://fortress.wa.gov/ecy/publications/publications/0603027.pdf> (Page consultée le 8 janvier 2014).
- Kebede, K.K., Okonkwo, J.O. et Botha, B.M. (2011). Influence of gas chromatographic parameters on determination of decabromodiphenyl ether. *Chromatographia*, vol. 73, n° 9-10, p. 965-973.
- Kelly, B.C., Ikonomou, M.G., Blair, J.D. et Gobas, F.A.P.C. (2008). Hydroxylated and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in a Canadian arctic marine food web. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 19, p. 7069-7077.
- Keum, Y.-S. et Li, Q.X. (2005). Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by zerovalent iron. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 7, p. 2280-2286.
- Key, P.B., Chung, K.W., Hoguet, J., Shaddrix, B. et Fulton, M.H. (2008). Toxicity and physiological effects of brominated flame retardant PBDE-47 on two life stages of grass shrimp, *Palaemonetes pugio*. *Science of the Total Environment*, vol. 399, n° 1-3, p. 28-32.
- Key, P.B., Hoguet, J., Chung, K.W., Venturella, J.J., Pennington, P.L. et Fulton, M.H. (2009). Lethal and sublethal effects of simvastatin, irgarol, and PBDE-47 on the estuarine fish, *Fundulus heteroclitus*. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, vol. 44, n° 4, p. 379-382.
- Kiddee, P., Naidu, R. et Wong, M.H. (2013). Metals and polybrominated diphenyl ethers leaching from electronic waste in simulated landfills. *Journal of hazardous materials*, vol. 252-253, p. 243-249.
- Kim, M., Guerra, P., Theocharides, M., Barclay, K., Smyth, S.A. et Alaei, M. (2013a). Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: Effect factors and mass balance. *Water research*, vol. 47, n° 17, p. 6496-6505.
- Kim, M., Guerra, P., Theocharides, M., Barclay, K., Smyth, S.A. et Alaei, M. (2013b). Parameters affecting the occurrence and removal of polybrominated diphenyl ethers in twenty Canadian wastewater treatment plants. *Water research*, vol. 47, n° 7, p. 2213-2221.
- Klosterhaus, S.L., Stapleton, H.M., La Guardia, M.J. et Greig, D.J. (2012). Brominated and chlorinated flame retardants in San Francisco Bay sediments and wildlife. *Environment international*, vol. 47, p. 56-65.
- Knoth, W., Mann, W., Meyer, R. et Nebhuth, J. (2007). Polybrominated diphenyl ether in sewage sludge in Germany. *Chemosphere*, vol. 67, n° 9, p. 1831-1837.

- Kuivikko, M., Kotiaho, T., Hartonen, K., Tanskanen, A. et Vähätalo, A.V. (2007). Modeled direct photolytic decomposition of polybrominated diphenyl ethers in the Baltic Sea and the Atlantic Ocean. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 20, p. 7016-7021.
- Kuo, Y.-M., Sepúlveda, M.S., Hua, I., Ochoa-Acuña, H.G. et Sutton, T.M. (2010). Bioaccumulation and biomagnification of polybrominated diphenyl ethers in a food web of Lake Michigan. *Ecotoxicology*, vol. 19, n° 4, p. 623-634.
- Kuramochi, H., Maeda, K. et Kawamoto, K. (2007). Physicochemical properties of selected polybrominated diphenyl ethers and extension of the UNIFAC model to brominated aromatic compounds. *Chemosphere*, vol. 67, n° 9, p. 1858-1865.
- Kwan, C.S., Takada, H., Mizukawa, K., Torii, M., Koike, T., Yamashita, R., Rinawati, Saha, M. et Santiago, E.C. (2013). PBDEs in leachates from municipal solid waste dumping sites in tropical Asian countries: Phase distribution and debromination. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 20, n° 6, p. 4188-4204.
- La Guardia, M.J., Hale, R.C. et Harvey, E. (2006). Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical flame-retardant mixtures. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 20, p. 6247-6254.
- Law, K., Halldorson, T., Danell, R., Stern, G., Gewurtz, S., Alae, M., Marvin, C., Whittle, M. et Tomy, G. (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.
- Layton, L. (2011). Wal-Mart bypasses federal regulators to ban controversial flame retardant. *In* Washington Post. *Green*. <http://www.washingtonpost.com/wp-dyn/content/article/2011/02/25/AR2011022502977.html> (Page consultée le 2 mai 2014).
- Leal, J.F., Esteves, V.I. et Santos, E.B.H. (2013). BDE-209: Kinetic studies and effect of humic substances on photodegradation in water. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 24, p. 14010-14017.
- Lebeuf, M., Gouteux, B., Measures, L. et Trottier, S. (2004). Levels and temporal trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 11, p. 2971-2977.
- Lee, H.J., Kim, G.B. et Lee, R.F. (2012). Genotoxicity and development effects of brominated flame retardant PBDEs and UV-exposed PBDEs on grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) embryo. *Marine pollution bulletin*, vol. 64, n° 12, p. 2892-2895.
- Lee, L.K. et He, J. (2010). Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by anaerobic bacteria from soils and sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 76, n° 3, p. 794-802.
- Legler, J. (2008). New insights into the endocrine disrupting effects of brominated flame retardants. *Chemosphere*, vol. 73, n° 2, p. 216-222.
- Letcher, R.J., Martenson, S.C. et Fernie, K.J. (2014). Dietary exposure of American kestrels (*Falco sparverius*) to decabromodiphenyl ether (BDE-209) flame retardant: Uptake, distribution, debromination and cytochrome P450 enzyme induction. *Environment international*, vol. 63, p. 182-190.

- Levison, J., Novakowski, K., Reiner, E.J. et Kolic, T. (2012a). Potential of groundwater contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a sensitive bedrock aquifer (Canada) - Supplementary Material. *Hydrogeology Journal*, vol. 20, n° 2, p. 401-412.
- Levison, J., Novakowski, K., Reiner, E.J. et Kolic, T. (2012b). Potential of groundwater contamination by polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a sensitive bedrock aquifer (Canada). *Hydrogeology Journal*, vol. 20, n° 2, p. 401-412.
- Li, B., Danon-Schaffer, M.N., Li, L.Y., Ikonomou, M.G. et Grace, J.R. (2012). Occurrence of PFCs and PBDEs in landfill leachates from across Canada. *Water, air, and soil pollution*, vol. 223, n° 6, p. 3365-3372.
- Li, Y., Li, J. et Deng, C. (2014). Occurrence, characteristics and leakage of polybrominated diphenyl ethers in leachate from municipal solid waste landfills in China. *Environmental Pollution*, vol. 184, p. 94-100.
- Liang, S., Neisius, N.M. et Gaan, S. (2013). Recent developments in flame retardant polymeric coatings. *Progress in Organic Coatings*, vol. 76, n° 11, p. 1642-1665.
- Liu, H., Bernhardsen, M. et Fiksdahl, A. (2006). Polybrominated diphenyl ethers (BDEs); preparation of reference standards and fluorinated internal analytical standards. *Tetrahedron*, vol. 62, n° 15, p. 3564-3572.
- Lohmann, R., Klanova, J., Kukucka, P., Yonis, S. et Bollinger, K. (2013). Concentrations, fluxes, and residence time of PBDEs across the tropical Atlantic Ocean. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 24, p. 13967-13975.
- Loi canadienne sur la protection de l'environnement, L.R.C. 1999, c.33.
- Luross, J.M., Alae, M., Sergeant, D.B., Cannon, C.M., Michael Whittle, D., Solomon, K.R. et Muir, D.C.G. (2002). Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in lake trout from the Laurentian Great Lakes. *Chemosphere*, vol. 46, n° 5, p. 665-672.
- Ma, Y., Salamova, A., Venier, M. et Hites, R.A. (2013). Has the phase-out of PBDEs affected their atmospheric levels? Trends of PBDEs and their replacements in the Great Lakes atmosphere. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 20, p. 11457-11464.
- Mansouri, K., Consonni, V., Durjava, M.K., Kolar, B., Öberg, T. et Todeschini, R. (2012). Assessing bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers for aquatic species by QSAR modeling. *Chemosphere*, vol. 89, n° 4, p. 433-444.
- Mariussen, E., Fjeld, E., Breivik, K., Steinnes, E., Borgen, A., Kjellberg, G. et Schlabach, M. (2008a). Elevated levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from Lake Mjøsa, Norway. *Science of the Total Environment*, vol. 390, n° 1, p. 132-141.
- Mariussen, E., Steinnes, E., Breivik, K., Nygård, T., Schlabach, M. et Kålås, J.A. (2008b). Spatial patterns of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. *Science of the Total Environment*, vol. 404, n° 1, p. 162-170.
- Marsh, G., Hu, J., Jakobsson, E., Rahm, S. et Bergman, A. (1999). Synthesis and characterization of 32 polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science and Technology*, vol. 33, n° 17, p. 3033-3037.

- Marvin, C., Waltho, J., Jia, J. et Burniston, D. (2013). Spatial distributions and temporal trends in polybrominated diphenyl ethers in Detroit River suspended sediments. *Chemosphere*, vol. 91, n° 6, p. 778-783.
- McKernan, M.A., Rattner, B.A., Hale, R.C. et Orringer, M.A. (2009). Toxicity of polybrominated diphenyl ethers (DE-71) in chicken (*Gallus gallus*), mallard (*Anas platyrhynchos*), and American kestrel (*Falco sparverius*) embryos and hatchlings. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 28, n° 5, p. 1007-1017.
- McKinney, M.A., Dietz, R., Sonne, C., De Guise, S., Skirnisson, K., Karlsson, K., Steingrímsson, E. et Letcher, R.J. (2011). Comparative hepatic microsomal biotransformation of selected PBDEs, including decabromodiphenyl ether, and decabromodiphenyl ethane flame retardants in Arctic marine-feeding mammals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 30, n° 7, p. 1506-1514.
- Melymuk, L., Robson, M., Csiszar, S.A., Helm, P.A., Kaltenecker, G., Backus, S., Bradley, L., Gilbert, B., Blanchard, P., Jantunen, L. et Diamond, M.L. (2014). From the city to the lake: Loadings of PCBs, PBDEs, PAHs and PCMs from Toronto to Lake Ontario. *Environmental Science and Technology*, vol. 48, n° 7, p. 3732-3741.
- Melymuk, L., Robson, M., Helm, P.A. et Diamond, M.L. (2012). PCBs, PBDEs, and PAHs in Toronto air: Spatial and seasonal trends and implications for contaminant transport. *Science of the Total Environment*, vol. 429, p. 272-280.
- Meyer, T., Muir, D.C.G., Teixeira, C., Wang, X., Young, T. et Wania, F. (2012). Deposition of brominated flame retardants to the Devon Ice Cap, Nunavut, Canada. *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 2, p. 826-833.
- Mhadhbi, L., Fumega, J., Boumaiza, M. et Beiras, R. (2012a). Acute toxicity of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) for turbot (*Psetta maxima*) early life stages (ELS). *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 19, n° 3, p. 708-717.
- Mhadhbi, L., Fumega, J. et Beiras, R. (2012b). Toxicological effects of three polybromodiphenyl ethers (BDE-47, BDE-99 and BDE-154) on growth of marine algae *Isochrysis galbana*. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 223, n° 7, p. 4007-4016.
- Mizukawa, K., Takada, H., Takeuchi, I., Ikemoto, T., Omori, K. et Tsuchiya, K. (2009). Bioconcentration and biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) through lower-trophic-level coastal marine food web. *Marine pollution bulletin*, vol. 58, n° 8, p. 1217-1224.
- Morf, L.S., Tremp, J., Gloor, R., Huber, Y., Stengele, M. et Zennegg, M. (2005). Brominated flame retardants in waste electrical and electronic equipment: Substance flows in a recycling plant. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 22, p. 8691-8699.
- Morgan, A.B. et Gilman, J.W. (2013). An overview of flame retardancy of polymeric materials: Application, technology, and future directions. *Fire and Materials*, vol. 37, n° 4, p. 259-279.
- Ni, K., Lu, Y., Wang, T., Shi, Y., Kannan, K., Xu, L., Li, Q. et Liu, S. (2013). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in China: Policies and recommendations for sound management of plastics from electronic wastes. *Journal of environmental management*, vol. 115, p. 114-123.
- North American Flame Retardant Alliance (NAFRA) (s.d.). Fire Safety. In American Chemistry Council. *FAQs*. <http://flameretardants.americanchemistry.com/Fire-Safety> (Page consultée le 1 avril 2014).

- North, K.D. (2004). Tracking polybrominated diphenyl ether releases in a wastewater treatment plant effluent, Palo Alto, California. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 17, p. 4484-4488.
- Noyes, P.D. (2013). *Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Flame Retardants: Accumulation, Metabolism and Disrupted Thyroid Regulation in Early and Adult Life Stages of Fish*. Thèse de doctorat, Duke University, Durham, États-Unis, 318 p.
- Nyholm, J.R. (2009). *Persistency, bioaccumulation and toxicity assessment of selected brominated flame retardants*. Thèse de doctorat, Institute of Food Chemistry, University of Hohenheim, Stuttgart, Allemagne, 57 p.
- Nyholm, J.R., Lundberg, C. et Andersson, P.L. (2010). Biodegradation kinetics of selected brominated flame retardants in aerobic and anaerobic soil. *Environmental Pollution*, vol. 158, n° 6, p. 2235-2240.
- Oros, D.R., Hoover, D., Rodigari, F., Crane, D. et Sericano, J. (2005). Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in water, surface sediments, and bivalves from the San Francisco. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 1, p. 33-41.
- Osako, M., Kim, Y.-J. et Sakai, S.-I. (2004). Leaching of brominated flame retardants in leachate from landfills in Japan. *Chemosphere*, vol. 57, n° 10, p. 1571-1579.
- Palm, A., Cousins, I.T., Mackay, D., Tysklind, M., Metcalfe, C. et Alaei, M. (2002). Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: A case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Pollution*, vol. 117, n° 2, p. 195-213.
- Park, J.-S., Holden, A., Chu, V., Kim, M., Rhee, A., Patel, P., Shi, Y., Linthicum, J., Walton, B.J., McKeown, K., Jewell, N.P. et Hooper, K. (2009). Time-trends and congener profiles of PBDEs and PCBs in California peregrine falcons (*Falco peregrinus*). *Environmental Science and Technology*, vol. 43, n° 23, p. 8744-8751.
- Parolini, M. et Binelli, A. (2012). Cyto-genotoxic effects induced by three brominated diphenyl ether congeners on the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecotoxicology and environmental safety*, vol. 79, p. 247-255.
- Pelletier, M. et Rondeau, M. (2013). Les polybromodiphényléthers (PBDE) dans les matières en suspension et les sédiments du fleuve Saint-Laurent. In Plan d'action Saint-Laurent. *Sédiments*. http://planstlaurent.qc.ca/fileadmin/site_documents/documents/SESL/PBDE_f.pdf (Page consultée le 15 janvier 2014).
- Peng, X., Tang, C., Yu, Y., Tan, J., Huang, Q., Wu, J., Chen, S. et Mai, B. (2009). Concentrations, transport, fate, and releases of polybrominated diphenyl ethers in sewage treatment plants in the Pearl River Delta, South China. *Environment international*, vol. 35, n° 2, p. 303-309.
- Pure Strategies Inc. (2005). Decabromodiphenylether : an investigation of non-halogen substitutes in electronic enclosure and textile applications (Prepared for the Lowell Center for Sustainable Production). In Pure Strategies Inc. *Report*. <http://www.sustainableproduction.org/downloads/DecaBDESubstitutesFinal4-15-05.pdf> (Page consultée le 17 octobre 2013).
- Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) (2011). Détermination de la toxicité létale CL₅₀ 48h *Daphnia magna*. In CEAEQ. *Méthodes d'analyses en usage au CEAEQ*.

<http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA500Dmag11.pdf> (Page consultée le 15 mars 2014).

- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2013). Ouvrages de surverse et stations d'épuration - Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2012. In MAMROT. *Évaluations annuelles de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux*. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/eval_perform_rapport_2012.pdf (Page consultée le 15 novembre 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2006). Ouvrages de surverse et stations d'épuration - Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2005. In MAMROT. *Évaluations annuelles de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux*. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/eval_perform_rapport_2005.pdf (Page consultée le 15 novembre 2013).
- Québec. Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT) (2003). Ouvrages de surverse et stations d'épuration - Évaluation de performance de 381 ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2001. In MAMROT. *Évaluations annuelles de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux*. http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/eval_perform_rapport_2001.pdf (Page consultée le 15 novembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2011). Teneurs en polybromodiphényléthers (PBDE) dans les poissons du fleuve Saint-Laurent et des lacs et rivières du Québec (2002-2008) - Avril 2011. In MDDEFP. *Eau*. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/pbde2002-2008/rapport.pdf (Page consultée le 7 décembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (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 - Octobre 2009. In MDDEFP. *Eau*. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/toxique/Rapport_PBDE.pdf (Page consultée le 7 décembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (1998). 25 ans d'assainissement des eaux usées industrielles au Québec : un bilan. In MDDEFP. *Eau*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/industrielles/index.htm> (Page consultée le 3 novembre 2013).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2012). Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires. In MDDEFP. *Matières résiduelles fertilisantes (MRF)*. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf (Page consultée le 10 avril 2014).
- Québec. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2014). Bilan 2012 du recyclage des matières résiduelles fertilisantes. In MDDEFP. *Matières résiduelles fertilisantes (MRF)*. http://www.mddefp.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/bilan2012.pdf (Page consultée le 2 avril 2014).

- Québec. Recyc-Québec (2013). Bilan 2010-2011 de la gestion des matières résiduelles au Québec. In Gouvernement du Québec. *Centre de documentation - Gestion des matières résiduelles*. http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/Bilan_2010_2011_GMR_Final.pdf (Page consultée le 1 décembre 2013).
- Raff, J.D. et Hites, R.A. (2007a). Deposition versus photochemical removal of PBDEs from lake superior air. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 19, p. 6725-6731.
- Raff, J.D. et Hites, R.A. (2007b). Deposition versus photochemical removal of PBDEs from lake superior air. *Environmental Science and Technology - Supporting Information*, vol. 41, n° 19, p. 6725-6731.
- Rahm, S., Green, N., Norrgran, J. et Bergman, Å. (2005). Hydrolysis of environmental contaminants as an experimental tool for indication of their persistency. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 9, p. 3128-3133.
- Rahman, F., Langford, K.H., Scrimshaw, M.D. et Lester, J.N. (2001). Polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants. *Science of the Total Environment*, vol. 275, n° 1-3, p. 1-17.
- Ramu, K., Kajiwara, N., Sudaryanto, A., Isobe, T., Takahashi, S., Subramanian, A., Ueno, D., Zheng, G.J., Lam, P.K.S., Takada, H., Zakaria, M.P., Viet, P.H., Prudente, M., Tana, T.S. et Tanabe, S. (2007). Asian mussel watch program: Contamination status of polybrominated diphenyl ethers and organochlorines in coastal waters of Asian countries. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 13, p. 4580-4586.
- Rayne, S. et Ikonou, M.G. (2005). Polybrominated diphenyl ethers in an advanced wastewater treatment plant. Part 1: Concentrations, patterns, and influence of treatment processes. *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 4, n° 5, p. 353-367.
- Règlement sur la persistance et la bioaccumulation, 2000, DORS/2000-107.
- Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles (REIMR), L.R.Q., c. Q-2, r. 19.
- Règlement sur les polybromodiphényléthers, 2008, DORS/2008-218.
- Renner, R. (2000). What fate for brominated fire retardants? *Environmental Science and Technology*, vol. 34, n° 9, p. 222A-226A.
- Ricklund, N., Kierkegaard, A., McLachlan, M.S. et Wahlberg, C. (2009). Mass balance of decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in a WWTP. *Chemosphere*, vol. 74, n° 3, p. 389-394.
- Risk & Policy Analysts (RPA) (2000). Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks for pentabromodiphenyl ether (Prepared for the UK Department of the Environment, Transport and the Regions). In Risk & Policy Analysts Ltd. *Reports - By Chronology*. http://www.rpaltd.co.uk/documents/J285penta_bdpe_rrs.pdf (Page consultée le 20 octobre 2013).
- Robrock, K.R., Coelhan, M., Sedlak, D.L. et Alvarez-Cohen, L. (2009). Aerobic biotransformation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) by bacterial isolates. *Environmental Science and Technology*, vol. 43, n° 15, p. 5705-5711.
- Robrock, K.R., Korytár, P. et Alvarez-Cohen, L. (2008). Pathways for the anaerobic microbial denomination of polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 8, p. 2845-2852.

- Robson, M., Melymuk, L., Bradley, L., Treen, B. et Backus, S. (2013). Wet deposition of brominated flame retardants to the Great Lakes basin - Status and trends. *Environmental Pollution*, vol. 182, p. 299-306.
- Rocha-Gutierrez, B. et Lee, W.-Y. (2013). Investigation of polybrominated diphenyl ethers in wastewater treatment plants along the U.S. and Mexico border: A trans-boundary study. *Water, air, and soil pollution*, vol. 224, n° 1, 1398-1410.
- Rotander, A., van Bavel, B., Rigét, F., AuDunsson, G.A., Polder, A., Gabrielsen, G.W., Víkingsson, G., Mikkelsen, B. et Dam, M. (2012a). Methoxylated polybrominated diphenyl ethers (MeO-PBDEs) are major contributors to the persistent organobromine load in sub-Arctic and Arctic marine mammals, 1986-2009. *Science of the Total Environment*, vol. 416, p. 482-489.
- Rotander, A., van Bavel, B., Polder, A., Rigét, F., Audunsson, G.A., Gabrielsen, G.W., Víkingsson, G., Bloch, D. et Dam, M. (2012b). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in marine mammals from Arctic and North Atlantic regions, 1986-2009. *Environment international*, vol. 40, n° 1, p. 102-109.
- Salamova, A. et Hites, R.A. (2013). Brominated and chlorinated flame retardants in tree bark from around the globe. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 1, p. 349-354.
- Salvadó, J.A., Grimalt, J.O., López, J.F., Durrieu De Madron, X., Heussner, S. et Canals, M. (2012). Transformation of PBDE mixtures during sediment transport and resuspension in marine environments (Gulf of Lion, NW Mediterranean Sea). *Environmental Pollution*, vol. 168, p. 87-95.
- Saunders, D.M.V., Higley, E.B., Hecker, M., Mankidy, R. et Giesy, J.P. (2013). In vitro endocrine disruption and TCDD-like effects of three novel brominated flame retardants: TBPH, TBB, & TBCO. *Toxicology letters*, vol. 223, n° 2, p. 252-259.
- Schenker, U., Soltermann, F., Scheringer, M. et Hungerbühler, K. (2008). Modeling the environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): The importance of photolysis for the formation of lighter PBDEs. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 24, p. 9244-9249.
- Schuster, J.K., Gioia, R., Breivik, K., Steinnes, E., Scheringer, M. et Jones, K.C. (2010). Trends in European background air reflect reductions in primary emissions of PCBs and PBDEs. *Environmental Science and Technology*, vol. 44, n° 17, p. 6760-6766.
- Sellström, U., De Wit, C.A., Lundgren, N. et Tysklind, M. (2005). Effect of sewage-sludge application on concentrations of higher-brominated diphenyl ethers in soils and earthworms. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 23, p. 9064-9070.
- Shaw, S.D., Blum, A., Weber, R., Kannan, K., Rich, D., Lucas, D., Koshland, C.P., Dobraca, D., Hanson, S. et Birnbaum, L.S. (2010). Halogenated flame retardants: Do the fire safety benefits justify the risks? *Reviews on environmental health*, vol. 25, n° 4, p. 261-305.
- Shi, G., Yin, H., Ye, J., Peng, H., Li, J. et Luo, C. (2013). Aerobic biotransformation of decabromodiphenyl ether (PBDE-209) by *Pseudomonas aeruginosa*. *Chemosphere*, vol. 93, n° 8, p. 1487-1493.
- Shih, Y.-H. et Wang, C.-K. (2009). Photolytic degradation of polybromodiphenyl ethers under UV-lamp and solar irradiations. *Journal of hazardous materials*, vol. 165, n° 1-3, p. 34-38.
- Söderström, G., Sellström, U., De Wit, C.A. et Tysklind, M. (2004). Photolytic Debromination of Decabromodiphenyl Ether (BDE 209). *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 1, p. 127-132.

- Song, M., Chu, S., Letcher, R.J. et Seth, R. (2006). Fate, partitioning, and mass loading of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) during the treatment processing of municipal sewage. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 20, p. 6241-6246.
- Song, W., Ford, J.C., Li, A., Mills, W.J., Buckley, D.R. et Rockne, K.J. (2004). Polybrominated diphenyl ethers in the sediments of the great lakes. 1. Lake superior. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 12, p. 3286-3293.
- Song, W., Li, A., Ford, J.C., Sturchio, N.C., Rockne, K.J., Buckley, D.R. et Mills, W.J. (2005a). Polybrominated diphenyl ethers in the sediments of the Great Lakes. 2. Lakes Michigan and Huron. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 10, p. 3474-3479.
- Song, W., Ford, J.C., Li, A., Sturchio, N.C., Rockne, K.J., Buckley, D.R. et Mills, W.J. (2005b). Polybrominated diphenyl ethers in the sediments of the great lakes. 3. Lakes Ontario and Erie. *Environmental Science and Technology*, vol. 39, n° 15, p. 5600-5605.
- Song, Y., Wu, N., Tao, H., Tan, Y., Gao, M., Han, J., Shen, H., Liu, K. et Lou, J. (2012). Thyroid endocrine dysregulation and erythrocyte DNA damage associated with PBDE exposure in juvenile crucian carp collected from an e-waste dismantling site in Zhejiang Province, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 31, n° 9, p. 2047-2051.
- St-Amand, A.D., Mayer, P.M. et Blais, J.M. (2008). Seasonal trends in vegetation and atmospheric concentrations of PAHs and PBDEs near a sanitary landfill. *Atmospheric Environment*, vol. 42, n° 13, p. 2948-2958.
- Stapleton, H.M. et Dodder, N.G. (2008). Photodegradation of decabromodiphenyl ether in house dust by natural sunlight. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 27, n° 2, p. 306-312.
- Stapleton, H.M., Brazil, B., Holbrook, R.D., Mitchelmore, C.L., Benedict, R., Konstantinov, A. et Potter, D. (2006). In vivo and in vitro debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) by juvenile rainbow trout and common carp. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 15, p. 4653-4658.
- Stieger, G., Scheringer, M., Ng, C.A. et Hungerbühler, K. (2014). Assessing the persistence, bioaccumulation potential and toxicity of brominated flame retardants: Data availability and quality for 36 alternative brominated flame retardants. *Chemosphere*, Sous presse.
- Stockholm Convention (2013). Ninth meeting of the Persistent Organic Pollutants Review Committee (POPRC 9). In Secretariat of the Stockholm Convention. *POPs Review Committee – Meetings*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC9/Overview/tabid/3280/mctl/ViewDetails/EventModID/871/EventID/407/xmid/10326/Default.aspx> (Page consultée le 1 novembre 2013).
- Streets, S.S., Henderson, S.A., Stoner, A.D., Carlson, D.L., Simcik, M.F. et Swackhamer, D.L. (2006). Partitioning and bioaccumulation of PBDEs and PCBs in Lake Michigan. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 23, p. 7263-7269.
- Su, G., Yu, H., Lam, M.H.-W., Giesy, J.P. et Zhang, X. (2014). Mechanisms of Toxicity of HO-PBDEs Determined by Toxicogenomic Analysis with Live Cell Array Coupled with Mutagenesis in *E. coli*. *Environmental Science and Technology*, vol. 48, Sous presse.

- Su, Y., Wania, F., Harner, T. et Lei, Y.D. (2007). Deposition of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and polycyclic aromatic hydrocarbons to a boreal deciduous forest. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 2, p. 534-540.
- Sverdrup, L.E., Hartnik, T., Mariussen, E. et Jensen, J. (2006). Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria, red clover (*Trifolium pratense*), and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*). *Chemosphere*, vol. 64, n° 1, p. 96-103.
- Tang, B., Zhu, L. et Zhou, Q. (2011). Joint effects of Penta-BDE and heavy metals on *Daphnia magna* survival, its antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation. *Frontiers of Environmental Science and Engineering in China*, vol. 5, n° 1, p. 99-110.
- Teclechiel, D., Christiansson, A., Bergman, Å. et Marsh, G. (2007). Synthesis of octabrominated diphenyl ethers from aminodiphenyl ethers. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 21, p. 7459-7463.
- Ter Schure, A.F.H., Larsson, P., Agrell, C. et Boon, J.P. (2004a). Atmospheric Transport of Polybrominated Diphenyl Ethers and Polychlorinated Biphenyls to the Baltic Sea. *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 5, p. 1282-1287.
- Ter Schure, A.F.H., Agrell, C., Bokenstrand, A., Sveder, J., Larsson, P. et Zegers, B.N. (2004b). Polybrominated diphenyl ethers at a solid waste incineration plant II: Atmospheric deposition. *Atmospheric Environment*, vol. 38, n° 30, p. 5149-5155.
- Teuten, E.L., Xu, L. et Reddy, C.M. (2005). Two abundant bioaccumulated halogenated compounds are natural products. *Science*, vol. 307, n° 5711, p. 917-920.
- Thomas, G.O., Moss, S.E.W., Asplund, L. et Hall, A.J. (2005). Absorption of decabromodiphenyl ether and other organohalogen chemicals by grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environmental Pollution*, vol. 133, n° 3, p. 581-586.
- Tian, S., Zhu, L., Bian, J. et Fang, S. (2012). Bioaccumulation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers in carp (*Cyprinus carpio*) in a water/sediment microcosm: Important role of particulate matter exposure. *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 5, p. 2951-2958.
- Tittlemier, S.A., Halldorson, T., Stern, G.A. et Tomy, G.T. (2002). Vapor pressures, aqueous solubilities, and Henry's law constants of some brominated flame retardants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 21, n° 9, p. 1804-1810.
- Tlili, K., Labadie, P., Alliot, F., Bourges, C., Annie Desportes et Chevreuil, M. (2012a). Polybrominated diphenyl ether dynamics in ambient air and atmospheric bulk/wet deposition in downtown Paris (France). *Water, air, and soil pollution*, vol. 223, n° 4, p. 1543-1553.
- Tlili, K., Labadie, P., Alliot, F., Bourges, C., Desportes, A. et Chevreuil, M. (2012b). Influence of hydrological parameters on organohalogenated micropollutant (polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls) behaviour in the Seine (France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 62, n° 4, p. 570-578.
- Tokarz III, J.A., Ahn, M.-Y., Leng, J., Filley, T.R. et Nies, L. (2008). Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers in anaerobic sediment and a biomimetic system. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 4, p. 1157-1164.

- Toms, L.-L., Bartkow, M.E., Symons, R., Paepke, O. et Mueller, J.F. (2009). Assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in samples collected from indoor environments in South East Queensland, Australia. *Chemosphere*, vol. 76, n° 2, p. 173-178.
- Tomy, G.T., Palace, V.P., Halldorson, T., Braekevelt, E., Danell, R., Wautier, K., Evans, B., Brinkworth, L. et Fisk, A.T. (2004). Bioaccumulation, Biotransformation, and Biochemical Effects of Brominated Diphenyl Ethers in Juvenile Lake Trout (*Salvelinus namaycush*). *Environmental Science and Technology*, vol. 38, n° 5, p. 1496-1504.
- Tomy, G.T., Pleskach, K., Ferguson, S.H., Hare, J., Stern, G., Macinnis, G., Marvin, C.H. et Loseto, L. (2009). Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environmental Science and Technology*, vol. 43, n° 11, p. 4076-4081.
- Tomy, G.T., Pleskach, K., Oswald, T., Halldorson, T., Helm, P.A., Macinnis, G. et Marvin, C.H. (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener-specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 10, p. 3634-3639.
- Troitzsch, J. (2004). *Plastics flammability handbook; principles, regulations, testing, and approval*. 3ème édition, Portland, Hanser/Gardner Pub., 748 p.
- Tseng, L.-H., Hsu, P.-C., Lee, C.-W., Tsai, S.-S., Pan, M.-H. et Li, M.-H. (2013). Developmental exposure to decabrominated diphenyl ether (BDE-209): Effects on sperm oxidative stress and chromatin dna damage in mouse offspring. *Environmental toxicology*, vol. 28, n° 7, p. 380-389.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2010). An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers. In USEPA. *Downloads*.
<http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=210404#Download> (Page consultée le 10 octobre 2013).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2012). An Alternatives Assessment for the Flame Retardant Decabromodiphenyl Ether (DecaBDE). In USEPA. *Flame Retardant Alternatives for DecaBDE Partnership – About this Project*.
<http://www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/aa-for-deca-full-version.pdf> (Page consultée le 10 novembre 2013).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2013). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) Action Plan Summary. In USEPA. *Existing Chemicals*.
<http://www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/pbde.html#action> (Page consultée le 1 novembre 2013).
- Usenko, C.Y., Robinson, E.M., Usenko, S., Brooks, B.W. et Bruce, E.D. (2011). PBDE developmental effects on embryonic zebrafish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 30, n° 8, p. 1865-1872.
- Van Coillie, R. (2011). *Écotoxicologie générale et appliquée*. Presses de l'Université du Québec, Québec, 521 p.
- Van den Steen, E., Eens, M., Geens, A., Covaci, A., Darras, V.M. et Pinxten, R. (2010). Endocrine disrupting, haematological and biochemical effects of polybrominated diphenyl ethers in a terrestrial songbird, the European starling (*Sturnus vulgaris*). *Science of the Total Environment*, vol. 408, n° 24, p. 6142-6147.

- Vogelsang, C., Grung, M., Jantsch, T.G., Tollefsen, K.E. et Liltved, H. (2006). Occurrence and removal of selected organic micropollutants at mechanical, chemical and advanced wastewater treatment plants in Norway. *Water research*, vol. 40, n° 19, p. 3559-3570.
- Vonderheide, A.P., Mueller-Spitz, S.R., Meija, J., Welsh, G.L., Mueller, K.E., Kinkle, B.K., Shann, J.R. et Caruso, J.A. (2006). Rapid breakdown of brominated flame retardants by soil microorganisms. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, vol. 21, n° 11, p. 1232-1239.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Jaspers, V.L.B., Neels, H. et Schepens, P. (2007). Biomagnification of PBDEs in three small terrestrial food chains. *Environmental Science and Technology*, vol. 41, n° 2, p. 411-416.
- Waaijers, S.L., Hartmann, J., Soeter, A.M., Helmus, R., Kools, S.A.E., de Voogt, P., Admiraal, W., Parsons, J.R. et Kraak, M.H.S. (2013). Toxicity of new generation flame retardants to *Daphnia magna*. *Science of the Total Environment*, vol. 463-464, p. 1042-1048.
- Wang, J.-Z., Hou, Y., Zhang, J., Zhu, J. et Feng, Y.-L. (2013). Transformation of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether under UV irradiation: Potential sources of the secondary pollutants. *Journal of hazardous materials*, vol. 263, p. 778-783.
- Wang, W., Delgado-Moreno, L., Ye, Q. et Gan, J. (2011). Improved measurements of partition coefficients for polybrominated diphenyl ethers. *Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 4, p. 1521-1527.
- Wania, F. et Dugani, C.B. (2003). Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: A comparison of four multimedia models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 22, n° 6, p. 1252-1261.
- Weber, R. et Kuch, B. (2003). Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environment international*, vol. 29, n° 6, p. 699-710.
- Webster, E, Hughes, L, Mackay, D. (2006). PBDE loadings in agricultural soils in Ontario: modelling chemical fate in biosolids-amended soils. In The Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. *Internal Reports - 2006*.
<http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/CEMC200601.pdf> (Page consultée le 15 octobre 2013).
- Webster, L., Russell, M., Adefehinti, F., Dalgarno, E.J. et Moffat, C.F. (2008). Preliminary assessment of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Scottish aquatic environment, including the Firth of Clyde. *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 10, n° 4, p. 463-473.
- Wei, H., Aziz-Schwanbeck, A.C., Zou, Y., Corcoran, M.B., Poghosyan, A., Li, A., Rockne, K.J., Christensen, E.R. et Sturchio, N.C. (2012). Polybromodiphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in aquatic sediments from Southern and Eastern Arkansas, United States. *Environmental Science and Technology*, vol. 46, n° 15, p. 8017-8024.
- Weschler, C.J. (2009). Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmospheric Environment*, vol. 43, n° 1, p. 153-169.
- Williams, T.D., Diab, A.M., Gubbins, M., Collins, C., Matejusova, I., Kerr, R., Chipman, J.K., Kuiper, R., Vethaak, A.D. et George, S.G. (2013). Transcriptomic responses of European flounder (*Platichthys flesus*) liver to a brominated flame retardant mixture. *Aquatic Toxicology*, vol. 142-143, p. 45-52.

- Wollenberger, L., Dinan, L. et Breitholtz, M. (2005). Brominated flame retardants: Activities in a crustacean development test and in an ecdysteroid screening assay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 24, n° 2, p. 400-407.
- World Health Organization (WHO) (1994). Environmental Health Criteria 162 - Brominated Diphenyl Ethers. In International Programme on Chemical Safety (IPCS). *Environmental Health Criteria (EHC) Monographs*. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc162.htm> (Page consultée le 15 septembre 2013).
- World Health Organization (WHO) (1998). Environmental health criteria 205 - Polybrominated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. In International Programme on Chemical Safety (IPCS). *Environmental Health Criteria (EHC) Monographs*. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc205.htm#SectionNumber:1.2> (Page consultée le 5 décembre 2013).
- Wu, J.-P., Luo, X.-J., Zhang, Y., Luo, Y., Chen, S.-J., Mai, B.-X. et Yang, Z.-Y. (2008). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in wild aquatic species from an electronic waste (e-waste) recycling site in South China. *Environment international*, vol. 34, n° 8, p. 1109-1113.
- Wyrzykowska-Ceradini, B., Gullett, B.K., Tabor, D. et Touati, A. (2011). Waste combustion as a source of ambient air polybrominated diphenylethers (PBDEs). *Atmospheric Environment*, vol. 45, n° 24, p. 4008-4014.
- Xiang, N., Zhao, X., Meng, X.-Z. et Chen, L. (2013). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in a conventional wastewater treatment plant (WWTP) from Shanghai, the Yangtze River Delta: Implication for input source and mass loading. *Science of the Total Environment*, vol. 461-462, p. 391-396.
- Xiao, H., Shen, L., Su, Y., Barresi, E., Dejong, M., Hung, H., Lei, Y.-D., Wania, F., Reiner, E.J., Sverko, E. et Kang, S.-C. (2012). Atmospheric concentrations of halogenated flame retardants at two remote locations: The Canadian High Arctic and the Tibetan Plateau. *Environmental Pollution*, vol. 161, p. 154-161.
- Xie, Z., Möller, A., Ahrens, L., Sturm, R. et Ebinghaus, R. (2011). Brominated flame retardants in seawater and atmosphere of the Atlantic and the southern ocean. *Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 5, p. 1820-1826.
- Yang, C., Meng, X.-Z., Chen, L. et Xia, S. (2011). Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge from Shanghai, China: Possible ecological risk applied to agricultural land. *Chemosphere*, vol. 85, n° 3, p. 418-423.
- Yang, M., Qi, H., Jia, H.-L., Ren, N.-Q., Ding, Y.-S., Ma, W.-L., Liu, L.-Y., Hung, H., Sverko, E. et Li, Y.-F. (2013). Polybrominated diphenyl ethers in air across China: Levels, compositions, and gas-particle partitioning. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 15, p. 8978-8984.
- Yen, J.H., Liao, W.C., Chen, W.C. et Wang, Y.S. (2009). Interaction of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) with anaerobic mixed bacterial cultures isolated from river sediment. *Journal of hazardous materials*, vol. 165, n° 1-3, p. 518-524.
- Yogui, G.T., Sericano, J.L. et Montone, R.C. (2011). Accumulation of semivolatile organic compounds in Antarctic vegetation: A case study of polybrominated diphenyl ethers. *Science of the Total Environment*, vol. 409, n° 19, p. 3902-3908.

- Yuan, G.-L., Han, P., Xie, W., Che, X.-C. et Wang, G.-H. (2012). Altitudinal distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the soil along Central Tibetan Plateau, China. *Science of the Total Environment*, vol. 433, p. 44-49
- Yun, S.H., Addink, R., McCabe, J.M., Ostaszewski, A., Mackenzie-Taylor, D., Taylor, A.B. et Kannan, K. (2008). Polybrominated diphenyl ethers and polybrominated biphenyls in sediment and floodplain soils of the Saginaw River watershed, Michigan, USA. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 55, n° 1, p. 1-10.
- Zhang, B.-Z., Guan, Y.-F., Li, S.-M. et Zeng, E.Y. (2009). Occurrence of polybrominated diphenyl ethers in air and precipitation of the Pearl River Delta, South China: Annual washout ratios and depositional rates. *Environmental Science and Technology*, vol. 43, n° 24, p. 9142-9147.
- Zhang, S., Xia, X., Xia, N., Wu, S., Gao, F. et Zhou, W. (2013). Identification and biodegradation efficiency of a newly isolated 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) aerobic degrading bacterial strain. *International Biodeterioration and Biodegradation*, vol. 76, p. 24-31.
- Zhang, S., Xu, X., Wu, Y., Ge, J., Li, W. et Huo, X. (2014a). Polybrominated diphenyl ethers in residential and agricultural soils from an electronic waste polluted region in South China: Distribution, compositional profile, and sources. *Chemosphere*, vol. 102, p. 55-60.
- Zhang, W., Chen, L., Liu, K., Chen, L., Lin, K., Chen, Y. et Yan, Z. (2014b). Bioaccumulation of decabromodiphenyl ether (BDE209) in earthworms in the presence of lead (Pb). *Chemosphere*, vol. 106, p. 57-64.
- Zhang, X. (2008). *Measurement and modeling of polybrominated diphenyl ethers (pbdes) and polychlorinated biphenyls (pcbs) in the indoor environment*. Mémoire de maîtrise, University of Toronto, Toronto, Ontario, 126 p.
- Zhao, Y., Ma, J., Qiu, X., Lin, Y., Yang, Q. et Zhu, T. (2013). Gridded field observations of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in the atmosphere of North China. *Environmental Science and Technology*, vol. 47, n° 15, p. 8123-8129.
- Zhou, J., Jiang, W., Ding, J., Zhang, X. et Gao, S. (2007). Effect of Tween 80 and β -cyclodextrin on degradation of decabromodiphenyl ether (BDE-209) by White Rot Fungi. *Chemosphere*, vol. 70, n° 2, p. 172-177.
- Zhu, H., Wang, Y., Wang, X., Luan, T. et Tam, N.F.Y. (2014). Intrinsic Debromination Potential of Polybrominated Diphenyl Ethers in Different Sediment Slurries. *Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 11, p. 5003-5008 (sous presse).
- Zhu, L. et Hites, R.A. (2006). Brominated flame retardants in tree bark from North America. *Environmental Science and Technology*, vol. 40, n° 12, p. 3711-3716.
- Zhu, S., Liu, M., Tian, S. et Zhu, L. (2010). Bioaccumulation and single and joint toxicities of penta-BDE and cadmium to earthworms (*Eisenia fetida*) exposed to spiked soils. *Science China Chemistry*, vol. 53, n° 5, p. 1025-1032.

ANNEXE 1 - NOMENCLATURE UICPA DES PBDE

Numérotation des congénères (UICPA)	Position des atomes de brome	Numérotation des congénères (UICPA)	Position des atomes de brome	Numérotation des congénères (UICPA)	Position des atomes de brome	Numérotation des congénères (UICPA)	Position des atomes de brome
Monobromodiphényléther		BDE-52	2,2',5,5'	BDE-106	2,3,3',4,5	BDE-160	2,3,3',4,5,6
BDE-1	2	BDE-53	2,2',5,6'	BDE-107	2,3,3',4',5	BDE-161	2,3,3',4',5',6
BDE-2	3	BDE-54	2,2',6,6'	BDE-108	2,3,3',4,5'	BDE-162	2,3,3',4',5,5'
BDE-3	4	BDE-55	2,3,3',4	BDE-109	2,3,3',4,6	BDE-163	2,3,3',4',5,6
Dibromodiphényléther		BDE-56	2,3,3',4'	BDE-110	2,3,3',4',6	BDE-164	2,3,3',4',5',6
BDE-4	2,2'	BDE-57	2,3,3',5	BDE-111	2,3,3',5,5'	BDE-165	2,3,3',5,5',6
BDE-5	2,3	BDE-58	2,3,3',5'	BDE-112	2,3,3',5,6	BDE-166	2,3,4,4',5,6
BDE-6	2,3'	BDE-59	2,3,3',6	BDE-113	2,3,3',5',6	BDE-167	2,3',4,4',5,5'
BDE-7	2,4	BDE-60	2,3,4,4'	BDE-114	2,3,4,4',5	BDE-168	2,3',4,4',5',6
BDE-8	2,4'	BDE-61	2,3,4,5	BDE-115	2,3,4,4',6	BDE-169	3,3',4,4',5,5'
BDE-9	2,5	BDE-62	2,3,4,6	BDE-116	2,3,4,5,6	Heptabromodiphényléther	
BDE-10	2,6	BDE-63	2,3,4',5	BDE-117	2,3,4',5,6	BDE-170	2,2',3,3',4,4',5
BDE-11	3,3'	BDE-64	2,3,4',6	BDE-118	2,3',4,4',5	BDE-171	2,2',3,3',4,4',6
BDE-12	3,4	BDE-65	2,3,5,6	BDE-119	2,3',4,4',6	BDE-172	2,2',3,3',4,5,5'
BDE-13	3,4'	BDE-66	2,3',4,4'	BDE-120	2,3',4,5,5'	BDE-173	2,2',3,3',4,5,6
BDE-14	3,5	BDE-67	2,3',4,5	BDE-121	2,3',4,5',6	BDE-174	2,2',3,3',4,5,6'
BDE-15	4,4'	BDE-68	2,3',4,5'	BDE-122	2',3,3',4,5	BDE-175	2,2',3,3',4,5',6
Tribromodiphényléther		BDE-69	2,3',4,6	BDE-123	2',3,4,4',5	BDE-176	2,2',3,3',4,6,6'
BDE-16	2,2',3	BDE-70	2,3',4',5	BDE-124	2',3,4,5,5'	BDE-177	2,2',3,3',4',5,6
BDE-17	2,2',4	BDE-71	2,3',4',6	BDE-125	2',3,4,5,6'	BDE-178	2,2',3,3',4,5,6'
BDE-18	2,2',5	BDE-72	2,3',5,5'	BDE-126	3,3',4,4',5	BDE-179	2,2',3,3',5,6,6'
BDE-19	2,2',6	BDE-73	2,3',5',6	BDE-127	3,3',4,5,5'	BDE-180	2,2',3,4,4',5,5'
BDE-20	2,3,3'	BDE-74	2,4,4',5	Hexabromodiphényléther		BDE-181	2,2',3,4,4',5,6
BDE-21	2,3,4	BDE-75	2,4,4',6	BDE-128	2,2',3,3',4,4'	BDE-182	2,2',3,4,4',5,6'
BDE-22	2,3,4'	BDE-76	2',3,4,5	BDE-129	2,2',3,3',4,5	BDE-183	2,2',3,4,4',5',6
BDE-23	2,3,5	BDE-77	3,3',4,4'	BDE-130	2,2',3,3',4,5'	BDE-184	2,2',3,4,4',6,6'
BDE-24	2,3,6	BDE-78	3,3',4,5	BDE-131	2,2',3,3',4,6	BDE-185	2,2',3,4,5,5',6
BDE-25	2,3',4	BDE-79	3,3',4,5'	BDE-132	2,2',3,3',4,6'	BDE-186	2,2',3,4,5,6,6'
BDE-26	2,3',5	BDE-80	3,3',5,5'	BDE-133	2,2',3,3',5,5'	BDE-187	2,2',3,4',5,5',6
BDE-27	2,3',6	BDE-81	3,4,4',5	BDE-134	2,2',3,3',5,6	BDE-188	2,2',3,4',5,6,6'
BDE-28	2,4,4'	Pentabromodiphényléther		BDE-135	2,2',3,3',5,6'	BDE-189	2,3,3',4,4',5,5'
BDE-29	2,4,5	BDE-82	2,2',3,3',4	BDE-136	2,2',3,3',6,6'	BDE-190	2,3,3',4,4',5,6
BDE-30	2,4,6	BDE-83	2,2',3,3',5	BDE-137	2,2',3,4,4',5	BDE-191	2,3,3',4,4',5',6
BDE-31	2,4',5	BDE-84	2,2',3,3',6	BDE-138	2,2',3,4,4',5'	BDE-192	2,3,3',4,5,5',6
BDE-32	2,4',6	BDE-85	2,2',3,4,4'	BDE-139	2,2',3,4,4',6	BDE-193	2,3,3',4',5,5',6
BDE-33	2',3,4	BDE-86	2,2',3,4,5	BDE-140	2,2',3,4,4',6'	Octabromodiphényléther	
BDE-34	2',3,5	BDE-87	2,2',3,4,5'	BDE-141	2,2',3,4,5,5'	BDE-194	2,2',3,3',4,4',5,5'
BDE-35	3,3',4	BDE-88	2,2',3,4,6	BDE-142	2,2',3,4,5,6	BDE-195	2,2',3,3',4,4',5,6
BDE-36	3,3',5	BDE-89	2,2',3,4,6'	BDE-143	2,2',3,4,5,6'	BDE-196	2,2',3,3',4,4',5',6
BDE-37	3,4,4'	BDE-90	2,2',3,4,5	BDE-144	2,2',3,4,5',6	BDE-197	2,2',3,3',4,4',6,6'
BDE-38	3,4,5	BDE-91	2,2',3,4,6	BDE-145	2,2',3,4,6,6'	BDE-198	2,2',3,3',4,5,5',6
BDE-39	3,4',5	BDE-92	2,2',3,5,5'	BDE-146	2,2',3,4',5,5'	BDE-199	2,2',3,3',4,5,5',6'
Tétabromodiphényléther		BDE-93	2,2',3,5,6	BDE-147	2,2',3,4',5,6	BDE-200	2,2',3,3',4,5,6,6'
BDE-40	2,2',3,3'	BDE-94	2,2',3,5,6'	BDE-148	2,2',3,4',5,6'	BDE-201	2,2',3,3',4,5',6,6'
BDE-41	2,2',3,4	BDE-95	2,2',3,5',6	BDE-149	2,2',3,4',5',6	BDE-202	2,2',3,3',5,5',6,6'
BDE-42	2,2',3,4'	BDE-96	2,2',3,6,6'	BDE-150	2,2',3,4',6,6'	BDE-203	2,2',3,4,4',5,5',6
BDE-43	2,2',3,5	BDE-97	2,2',3',4,5	BDE-151	2,2',3,5,5',6	BDE-204	2,2',3,4,4',5,6,6'
BDE-44	2,2',3,5'	BDE-98	2,2',3',4,6	BDE-152	2,2',3,5,6,6'	BDE-205	2,3,3',4,4',5,5',6
BDE-45	2,2',3,6	BDE-99	2,2',4,4',5	BDE-153	2,2',4,4',5,5'	Nonabromodiphényléther	
BDE-46	2,2',3,6'	BDE-100	2,2',4,4',6	BDE-154	2,2',4,4',5,6'	BDE-206	2,2',3,3',4,4',5,5',6
BDE-47	2,2',4,4'	BDE-101	2,2',4,5,5'	BDE-155	2,2',4,4',6,6'	BDE-207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'
BDE-48	2,2',4,5	BDE-102	2,2',4,5,6'	BDE-156	2,3,3',4,4',5	BDE-208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'
BDE-49	2,2',4,5'	BDE-103	2,2',4,5',6	BDE-157	2,3,3',4,4',5'	Décabromodiphényléther	
BDE-50	2,2',4,6	BDE-104	2,2',4,6,6'	BDE-158	2,3,3',4,4',6	BDE-209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'
BDE-51	2,2',4,6'	BDE-105	2,3,3',4,4'	BDE-159	2,3,3',4,5,5'		

(Inspiré de : ATSDR, 2004, p.347; Ballschmiter, K. et Zell, 1980; Zhang, 2008)

ANNEXE 2 - CALCULS DES REJETS DE PBDE DANS L'AIR POUR LES ÉTATS-UNIS ET LE CANADA

Les chiffres du tableau 4-3 pour les États-Unis ont été obtenus en estimant que le pays aurait, en 2001, consommé 80 % de la production de PBDE destinée au continent américain (section 3.1, tableau 3-1). Voici la méthode de calcul utilisée par la USEPA pour chaque mélange commercial (USEPA, 2010) :

PentaBDE

Demande totale du continent américain :	7 100 tonnes
Proportion des produits en polyuréthane considérés :	95 %
Proportion destinée aux États-Unis :	80 %
Taux annuel de volatilisation :	0,39 %

$$\text{Rejet}_{\text{air-PentaBDE}} = 7\,100 \text{ tonnes} \times 95 \% \times 80 \% \times 0,39 \% = 21 \text{ tonnes (21\,000 kg)}$$

OctaBDE

Demande totale du continent américain :	1 500 tonnes
Proportion destinée aux États-Unis :	80 %
Taux annuel de volatilisation :	0,054 %

$$\text{Rejet}_{\text{air-OctaBDE}} = 1\,500 \text{ tonnes} \times 80 \% \times 0,054 \% = 0,65 \text{ tonne (650 kg)}$$

DécaBDE

Demande totale du continent américain :	24 500 tonnes
Proportion des produits en plastique considérés :	80 %
Proportion destinée aux États-Unis :	80 %
Taux annuel de volatilisation :	0,038 %

$$\text{Rejet}_{\text{air-DécaBDE}} = 24\,500 \text{ tonnes} \times 80 \% \times 80 \% \times 0,038 \% = 6,0 \text{ tonnes (6\,000 kg)}$$

Compte tenu de la similarité des marchés américains et canadiens, les rejets de PBDE dans l'air au Canada ont été estimés en utilisant la méthode précédente. Dans le cadre de ce rapport, la proportion de la production de PBDE destinée au Canada (par rapport à la production destinée au continent américain) a été estimée arbitrairement à **10 %** en 2001.

PentaBDE

$$\text{Rejet}_{\text{air-PentaBDE}} = 7\,100 \text{ tonnes} \times 95 \% \times 10 \% \times 0,39 \% = 2,63 \text{ tonnes (2\,630 kg)}$$

OctaBDE

$$\text{Rejet}_{\text{air-OctaBDE}} = 1\,500 \text{ tonnes} \times 10 \% \times 0,054 \% = 0,0810 \text{ tonne (81 kg)}$$

DécaBDE

$$\text{Rejet}_{\text{air-DécaBDE}} = 24\,500 \text{ tonnes} \times 80 \% \times 10 \% \times 0,038 \% = 0,745 \text{ tonne (745 kg)}$$

ANNEXE 3 - CALCULS DES QUOTIENTS DE RISQUE (Q) DES TROIS MÉLANGES COMMERCIAUX DE PBDE

$$Q = \frac{VEE_{\text{non calculée}}}{VESEO_{\text{calculée}}} = \frac{VEE_{\text{non calculée}}}{(VCT/F)}$$

Produit commercial	Organismes pélagiques				Organismes benthiques				Organismes édaphiques				Consommateurs de la faune			
	VEE _{nc} (ng/L)	VCT (µg/L)	F	Q	VEE _{nc} (mg/kg ps)	VCT (mg/kg ps)	F	Q	VEE _{nc} (mg/kg ps)	VCT (mg/kg ps)	F	Q	VEE _{nc} (mg/kg ph)	VCT (mg/kg ph)	F	Q
PentaBDE	0,2	5,3 (CSEO)	100	0,004	1,4	3,1 (CSEO)	100	45,2	0,035-0,07	16 (CSEO)	100	0,13-0,26^(b)	1,25	8,4	1000	149
OctaBDE	0,2	1,7 (CSEO)	100	0,012	3,0	1 340 (CSEO)	100	0,33^(a)	0,03-0,06	1 470 (CSEO)	100	0,005-0,01^(b)	0,325	62,9	1000	5,2
DécaBDE	-	-	-	-	3,2	4 536 (CSEO)	100	0,04^(a)	0,31-0,62	4 910 (CSEO)	100	0,02-0,03^(b)	0,03	336	1000	0,1

* Les caractères en gras signifient qu'un risque écotoxicologique évident existe

^(a) Corrigé pour une teneur en carbone organique de 4 %

^(b) Corrigé pour une teneur en carbone organique de 2 %

(tiré de : Environnement Canada, 2006)

ANNEXE 4 - CALCULS DES QUOTIENTS DE RISQUE (Q) DES PRINCIPAUX CONGÉNÈRES DE PBDE CHEZ LES ORGANISMES PÉLAGIQUES

$$Q = \frac{\text{VEE non calculée}}{(\text{VCT}/F)} \quad \text{où}$$

VEE_{non calculée} = Concentration la plus élevée d'un contaminant dans l'environnement;

VCT = Valeur critique de la toxicité (CL₅₀, CE₅₀, CI₅₀, CI₂₅, CME0 et/ou CSEO) les plus basses;

F = Facteur d'extrapolation, d'application ou d'évaluation.

Congénère / Lieu d'échantillonnage	VEE _{nc} (µg/L)	VCT (µg/L)	F	Q
BDE-28				
Thaïlande (lixiviat)	1,3	13 (CE ₅₀)	100	10
		2 (CSEO)	10	6,5
Ontario, Perth (eau souterraine)	0,0002	13 (CE ₅₀)	100	0,002
		2 (CSEO)	10	0,001
Nunavut (eau de surface)	0,000015	13 (CE ₅₀)	100	1,2 x 10 ⁻⁴
		2 (CSEO)	10	7,5 x 10 ⁻⁵
Fleuve St-Laurent, Lavaltrie (eau de surface)	0,000006	13 (CE ₅₀)	100	5 x 10 ⁻⁵
		2 (CSEO)	10	3 x 10 ⁻⁵
BDE-47				
Thaïlande (lixiviat)	18,8	13 (CE ₅₀)	100	145
		1,6 (CME0)	10	118
		0,5 (CSEO)	10	376
Ontario, Est (eau souterraine)	0,27	13 (CE ₅₀)	100	2,1
		1,6 (CME0)	10	1,7
		0,5 (CSEO)	10	5,4
É-U-Mexique (effluents municipaux)	0,091	13 (CE ₅₀)	100	0,7
		1,6 (CME0)	10	0,6
		0,5 (CSEO)	10	1,8
Canada (effluents municipaux)	0,072	13 (CE ₅₀)	100	0,6
		1,6 (CME0)	10	0,5
		0,5 (CSEO)	10	1,4
É-U, Maine (effluents municipaux)	0,055	13 (CE ₅₀)	100	0,4
		1,6 (CME0)	10	0,3
		0,5 (CSEO)	10	1,1
Malaisie (lixiviat)	0,049	13 (CE ₅₀)	100	0,4
		1,6 (CME0)	10	0,3
		0,5 (CSEO)	10	1,0
Nunavut (eau de surface)	0,00055	13 (CE ₅₀)	100	0,004
		1,6 (CME0)	10	0,003
		0,5 (CSEO)	10	0,01
Fleuve St-Laurent, Lévis (eau de surface)	0,000413	13 (CE ₅₀)	100	0,003
		1,6 (CME0)	10	0,003
		0,5 (CSEO)	10	0,008

Congénère / Lieu d'échantillonnage	VEE _{nc} (µg/L)	VCT (µg/L)	F	Q
BDE-99				
Thaïlande (lixiviat)	1,59	4,2 (CE ₅₀)	100	38
		3,2 (CME0)	10	5
		1,6 (CSEO)	10	10
Ontario, Est (eau souterraine)	0,32	4,2 (CE ₅₀)	100	7,6
		3,2 (CME0)	10	1,0
		1,6 (CSEO)	10	2,0
É-U, Maine (effluents municipaux)	0,11	13 (CE ₅₀)	100	0,8
		1,6 (CME0)	10	0,7
		0,5 (CSEO)	10	2,2
Cambodge (lixiviat)	0,08	4,2 (CE ₅₀)	100	1,9
		3,2 (CME0)	10	0,3
		1,6 (CSEO)	10	0,5
Malaisie (lixiviat)	0,073	4,2 (CE ₅₀)	100	1,7
		3,2 (CME0)	10	0,2
		1,6 (CSEO)	10	0,5
É-U-Mexique (effluents municipaux)	0,089	13 (CE ₅₀)	100	0,7
		1,6 (CME0)	10	0,6
		0,5 (CSEO)	10	1,8
Canada (effluents municipaux)	0,074	13 (CE ₅₀)	100	0,6
		1,6 (CME0)	10	0,5
		0,5 (CSEO)	10	1,5
Canada (lixiviat)	0,033	4,2 (CE ₅₀)	100	0,8
		3,2 (CME0)	10	0,1
		1,6 (CSEO)	10	0,2
Fleuve St-Laurent, Lavaltrie (eau de surface)	0,00027	4,2 (CE ₅₀)	100	0,006
		3,2 (CME0)	10	0,001
		1,6 (CSEO)	10	0,002
BDE-100				
Thaïlande (lixiviat)	0,075	1,2 (CE ₅₀)	100	6,3
Ontario, Est (eau souterraine)	0,048	1,2 (CE ₅₀)	100	4,0
Nunavut (eau de surface)	0,00022	1,2 (CE ₅₀)	100	0,02
Yamaska-Nord (eau de surface)	0,000066	1,2 (CE ₅₀)	100	0,006
BDE-154				
Ontario, Est (eau souterraine)	0,023	244 (CI ₅₀)	100	0,009
		25 (CME0)	10	0,009
		12 (CSEO)	10	0,02
Nunavut (eau de surface)	0,000085	244 (CI ₅₀)	100	3 x 10 ⁻⁵
		25 (CME0)	10	3 x 10 ⁻⁵
		12 (CSEO)	10	7 x 10 ⁻⁵
Fleuve St-Laurent, Lavaltrie (eau de surface)	0,000024	244 (CI ₅₀)	100	1 x 10 ⁻⁵
		25 (CME0)	10	1 x 10 ⁻⁵
		12 (CSEO)	10	2 x 10 ⁻⁵

Congénère / Lieu d'échantillonnage	VEE _{nc} (µg/L)	VCT (µg/L)	F	Q
BDE-209				
Thaïlande (lixiviat)	97,8	1 (CME0)	10	978
Chine (lixiviat)	0,348	1 (CME0)	10	3,5
Ontario, Est (eau souterraine)	0,29	1 (CME0)	10	2,9
Cambodge (lixiviat)	0,148	1 (CME0)	10	1,5
Chine (précipitation)	0,13939	1 (CME0)	10	1,4
Philippines (lixiviat)	0,116	1 (CME0)	10	1,2
Canada (effluents municipaux)	0,113	1 (CME0)	10	1,1
Canada, Lac Ontario (eau de surface)	0,102	1 (CME0)	10	1,0
Nunavut (calotte glaciaire)	0,1	1 (CME0)	10	1,0
Canada (lixiviat)	0,085	1 (CME0)	10	0,9
Yamaska-Nord (eau de surface)	0,00374	1 (CME0)	10	0,04

* Les caractères en gras signifient qu'un risque écotoxicologique existe chez les organismes vivant dans les eaux qui entourent le site d'échantillonnage