

**Rapport sur l'état des connaissances scientifiques écologiques concernant
le décabromodiphényléther (decaBDE)**

Bioaccumulation et transformation

Rédigé par :
Environnement Canada

Août 2010

Résumé

En juillet 2006, la décision finale sur l'évaluation préalable de substances - les polybromodiphényléthers (PBDE) a été publiée par le Minsistre de l'Environnement et par le Ministre de la Santé dans la *Gazette du Canada*, Partie I. Il a été conclu que les PBDE (c.-à-d. le tétrabromodiphényléther [tétraBDE], le pentabromodiphényléther [pentaBDE], l'hexabromodiphényléther [hexaBDE], l'heptabromodiphényléther [heptaBDE], l'octabromodiphényléther [octaBDE], le nonabromodiphényléther [nonaBDE] et le décabromodiphényléther [décaBDE]), qui sont présents dans les préparations commerciales de PentaBDE, d'OctaBDE et de DécaBDE de qualité technique, pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Les PBDE satisfont ainsi aux critères sous le paragraphe 64(a) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* [LCPE (1999)]. En outre, il a été conclu que les sept PBDE homologues satisfont tous aux critères de persistance, mais que seuls les congénères tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE satisfont aux critères de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. L'analyse a également montré que les bromodiphényléthers qui comportent le plus grand nombre d'atomes de brome, notamment le décaBDE, peuvent, dans une certaine mesure, s'accumuler dans le biote et y être débromés pour former des produits de transformation bioaccumulables et persistants.

Depuis l'achèvement de l'évaluation écologique préalable, une grande quantité de nouvelles données ont été publiées concernant l'accumulation de décaBDE dans le biote et sa transformation possible en composés bioaccumulables et persistants. Le présent rapport vise à fournir une analyse à jour de la bioaccumulation et de la transformation du décaBDE en résumant l'information examinée dans le cadre de l'évaluation préalable et en examinant les nouvelles données scientifiques publiées jusqu'au 25 août 2009.

Dans l'ensemble, les données disponibles n'indiquent pas que le décaBDE en soi satisfait aux critères numériques de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Des facteurs comme la faible efficacité d'assimilation et la lente transformation métabolique semblent être d'importants déterminants de la bioaccumulation dans les organismes. Toutefois, des études récentes font état de concentrations de décaBDE en hausse constante chez certaines espèces sauvages, et quelques rapports équivoques indiquent des facteurs de bioamplification (BMF) supérieurs à 1. Les concentrations de la substance sont jugées élevées notamment dans les tissus des espèces suivantes : la crécerelle, l'épervier d'Europe, le faucon pèlerin, le goéland bourgmestre, le renard roux, le requin, le marsouin commun et le dauphin à nez blanc. Même si ces concentrations peuvent s'expliquer par l'amplification trophique ou la bioaccumulation, il est très probable que le biote soit exposé à de très fortes concentrations de décaBDE en consommant des déchets contaminés ou en vivant dans des habitats diversifiés contaminés par la substance, à proximité de zones industrialisées.

En outre, on juge raisonnable de conclure que le décaBDE contribue éventuellement à la formation de PBDE moins bromés et d'autres produits métaboliques dans les organismes, potentiellement ceux qui sont bioaccumulables. Bien que des incertitudes persistent, l'évaluation a permis de trouver de nombreuses indications selon lesquelles les poissons et les mammifères pourraient avoir la capacité de métaboliquement décomposer le décaBDE. Ainsi, chez les poissons, le décaBDE peut être transformé en heptaBDE, en octaBDE et en

nonaBDE, et éventuellement en pentaBDE et en hexaBDE. Chez les mammifères, on a observé une débromation du décaBDE en heptaBDE. La formation de PBDE moins bromés semble être très limitée et seule une fraction de la quantité totale de décaBDE (généralement, de l'ordre d'un faible pourcentage) est absorbée par les deux espèces. Cependant, certaines études sur les rongeurs ont conclu, en s'appuyant sur des évaluations du bilan massique, que les taux de transformation peuvent être plus élevés; une étude a notamment indiqué qu'environ 45 % de la dose totale du décaBDE était indétectable et pourrait avoir été métabolisée en d'autres composés (comme les bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés) ou s'être inextricablement liée sous forme de résidus.

L'évaluation de la transformation du décaBDE dans l'environnement a permis de relever de nombreuses études de laboratoire montrant qu'il peut se décomposer dans l'environnement, particulièrement par photodégradation et par biodégradation. Des études de la photodégradation du décaBDE sorbé sur des solides dans des milieux aqueux et secs ont démontré que le décaBDE se transformait en triBDE à octaBDE et en nonaBDE. Parmi les autres produits de transformation de la substance, on comptait également six types de bromodibenzofuranes, notamment des tribromodibenzofuranes (triBDF), des tétrabromodibenzofuranes (tétraBDF), des pentabromodibenzofuranes (pentaBDF), des hexabromodibenzofuranes (hexaBDF), des heptabromodibenzofuranes (heptaBDF) et des octabromodibenzofuranes (octaBDF), ainsi que des composés non identifiés. Bien que favorable à l'environnement, la fraction réelle de décaBDE exposée à la lumière du soleil était adsorbée aux particules atmosphériques et aquatiques, ou les matières solides (p. ex. issues de sources anthropiques ou naturelles) constituaient une petite fraction de la quantité totale de décaBDE dans l'environnement. Des études sur la biodégradation ont aussi montré que le décaBDE peut se décomposer surtout en heptaBDE, en octaBDE et en nonaBDE, tandis que la transformation en triBDE a aussi été observée en conditions de laboratoire favorables. Globalement, la biodégradation semble se produire à un rythme bien plus lent que celui de la phototransformation, avec des demi-vies de l'ordre de plusieurs années, voire des décennies. D'après les rapports, la demi-vie photolytique du décaBDE adsorbé à la poussière domestique et exposé à la lumière du soleil est de un à deux mois environ (en supposant une période de 8 heures de soleil par jour).

On a estimé par modélisation les facteurs de bioaccumulation et les facteurs de bioamplification pour déterminer si les produits de transformation du décaBDE dans les organismes vivants et l'environnement en général sont bioaccumulables. L'évaluation a montré que bon nombre des produits de transformation identifiés peuvent être bioaccumulables (c.-à-d. que leur facteur de bioaccumulation dépasse 5 000) et que certains peuvent se bioamplifier dans les chaînes alimentaires. L'analyse a aussi indiqué, sur la base de données empiriques, que certains produits de transformation du décaBDE (c.-à-d. le tétraBDE, le pentaBDE et l'hexaBDE) sont nettement bioaccumulables.

Bien que les études de laboratoire sur la transformation du décaBDE indiquent que celui-ci devrait se transformer en BDE et en BDF comportant un nombre moindre d'atomes de brome, aucune étude de surveillance n'a montré de façon irréfutable que ce phénomène se produit effectivement dans l'environnement. Cette constatation porte à croire que le processus de transformation environnementale serait très lent et complexe et qu'il pourrait être lié à une petite fraction de la quantité totale de décaBDE dans l'environnement. Les indications de ce processus pourraient être masquées par les profils de PBDE dans l'environnement, lesquels sont dominés par les congénères présents dans les produits commerciaux. Comme relativement peu d'études mesurent spécifiquement les congénères

octaBDE et nonaBDE dans les échantillons environnementaux, il est difficile de caractériser la débromation du décaBDE dans l'environnement.

Ce rapport porte surtout sur le décaBDE, mais les analyses et les conclusions qu'il présente peuvent s'appliquer utilement à d'autres produits ignifuges dont la structure chimique et les profils d'utilisation sont semblables à ceux du décaBDE, comme le décabromodiphényléthane (décaBDéthane). Comme le décaBDE et le décaBDéthane ne diffèrent que par le lien entre leurs noyaux aromatiques, ces substances peuvent présenter des similitudes dans leurs propriétés physiques et chimiques, leur persistance, leur transformation et leur accumulation dans les organismes vivants. Compte tenu des propriétés semblables des deux produits, de la présence du décaBDéthane dans la faune au Canada et du potentiel du décaBDéthane comme produit de remplacement du décaBDE à grande échelle, il est aussi nécessaire de mieux comprendre les risques du décaBDéthane pour l'environnement, notamment sa capacité de s'accumuler dans les animaux sauvages et de se transformer en produits potentiellement bioaccumulables. La compréhension des risques liés aux solutions de rechange permettra, dans l'ensemble, de procéder au remplacement d'ignifugeants de façon informée.

Table des matières

| | | |
|-------|---|-----|
| 1 | Introduction..... | 1 |
| 1.1 | Contexte..... | 1 |
| 1.1.1 | <i>Composition des mélanges commerciaux de DécaBDE</i> | 3 |
| 1.2 | Définitions et analyse raisonnée..... | 4 |
| 2 | Sources de données à l'appui de la bioaccumulation..... | 9 |
| 2.1 | Données de concentration dans le biote..... | 11 |
| 2.1.1 | Données évaluées dans le cadre de l'évaluation préalable..... | 11 |
| 2.1.2 | Nouvelles données de concentration dans le biote..... | 12 |
| 2.1.3 | Synthèse des données de concentration dans le biote..... | 19 |
| 2.2 | Données de bioconcentration, de bioaccumulation et de bioamplification..... | 20 |
| 2.2.1 | Données évaluées dans le cadre de l'évaluation préalable..... | 21 |
| 2.2.2 | Nouvelles données de bioaccumulation..... | 22 |
| 2.2.3 | Prédictions des modèles..... | 48 |
| 2.3 | Analyse de la valeur de la preuve..... | 52 |
| 2.3.1 | Résumé des données probantes..... | 52 |
| 2.3.2 | Conclusion relative à la bioaccumulation..... | 56 |
| 3 | Preuve de la transformation..... | 57 |
| 3.1 | Transformation <i>in vivo</i> | 57 |
| 3.1.1 | Données évaluées dans le cadre de l'évaluation préalable des PBDE..... | 57 |
| 3.1.2 | Nouvelles données sur la débromation <i>in vivo</i> | 61 |
| 3.1.3 | Modèles conceptuels de métabolisme <i>in vivo</i> | 70 |
| 3.1.4 | Implications pour l'évaluation de la bioaccumulation..... | 71 |
| 3.2 | Débromation dans l'environnement..... | 76 |
| 3.2.1 | Nouvelles données sur la débromation dans l'environnement..... | 80 |
| 3.2.2 | Modèle conceptuel de transformation dans l'environnement..... | 99 |
| 3.2.3 | Implications pour l'évaluation de la bioaccumulation..... | 111 |
| 4 | Résumé et conclusions..... | 113 |
| 4.1 | Considérations quant aux produits connexes..... | 115 |
| 5 | Principales incertitudes et données manquantes..... | 117 |
| 6 | Références..... | 118 |

Annexe A – Données de concentration dans le biote

Annexe B – Paramètres d'entrée du modèle BAF–QSAR et prédictions du modèle de bioamplification terrestre pour les dérivés du décaBDE

Annexe C – Sélection du logarithme du K_{oe} en vue d'une modélisation QSAR du décaBDE

Annexe D – Paramètres d'entrée du modèle BAF–QSAR et modèles de bioamplification terrestre

Annexe E – Résumé des études de dégradation et de débromation du décaBDE dans l'environnement

Annexe F – Diagrammes de la structure du décaBDE et du décaBDéthane

Liste des tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau 1-1 : Concentrations (% , p/p) de PBDE dans les produits commerciaux octaBDE et décaBDE (La Guardia et coll., 2006) | 4 |
| Tableau 2-1 : Facteurs de bioamplification estimés à partir de l'étude sur les effets du décaBDE administré dans l'alimentation de la truite arc-en-ciel qui a été réalisée par Stapleton et collaborateurs (2006; renseignements obtenus par H.M. Stapleton auprès d'Environnement Canada, janvier 2008; source non citée)..... | 23 |
| Tableau 2-2 : Sommaire des concentrations de décaBDE observées dans le biote d'eau douce et de mer échantillonné dans l'estuaire Lumparn, la mer Baltique et l'océan Atlantique Nord (Burreau et coll., 2004 et 2006) | 26 |
| Tableau 2-3 : Estimations des BMF du décaBDE présent dans les échantillons de biote prélevés dans les réseaux trophiques pélagiques de l'estuaire Lumparn, de la mer Baltique et de l'océan Atlantique, publiées par Burreau et collaborateurs (2004 et 2006) | 27 |
| Tableau 2-4 : Résultats de l'analyse de la teneur en lipides, de la teneur en carbone organique et du $\delta^{15}\text{N}$ d'échantillons d'eau, de sédiments et de biote prélevés dans le lac Winnipeg (Law et coll., 2006) | 30 |
| Tableau 2-5: Sommaire des facteurs d'accumulation calculés par l'équipe du Royaume-Uni (2007a) pour une vache, à l'aide des résultats de Kierkegaard et collaborateurs (2007) | 44 |
| Tableau 2-6 : Facteurs de bioamplification estimés à partir de l'étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation de jeunes phoques gris (<i>Halichoerus grypus</i>) en captivité (Thomas et coll., 2005) | 46 |
| Tableau 2-7 : Prédications des BAF et BCF pour le décaBDE obtenues à l'aide du modèle cinétique Arnot-Gobas (v. 1.11) | 50 |
| Tableau 2-8 : Prédications du BMF du décaBDE chez les loups obtenues à l'aide du modèle de bioamplification terrestre de Gobas et collaborateurs (2003) | 52 |
| Tableau 3-1 : Prédications du modèle CHEMCAN relatives au décaBDE dans la région des « plaines à forêts mixtes de l'Ontario »..... | 101 |
| Table 3-2 : Sommaire des dérivés du décaBDE observés dans le cadre d'études en rapport avec un cadre environnemental..... | 108 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1-1 : Relation prédite par le modèle BAF–QSAR entre le BAF, le BCF et le BMF de substances hydrophobes, non métabolisées, aux niveaux trophiques inférieurs et supérieurs | 8 |
| Figure 3-1 : Distributions des fréquences combinées des facteurs de bioaccumulation prédits pour les métabolites du décaBDE (prédications pour le niveau trophique intermédiaire)..... | 74 |

Liste des sigles

| <u>Sigle</u> | <u>Description</u> |
|---------------------|---|
| B | bioaccumulable |
| BAF | facteur de bioaccumulation |
| BAF-QSAR | facteur de bioaccumulation – relations quantitatives structure-activité |
| BCF | facteur de bioconcentration |
| BDE | bromodiphényléther |
| BDE209 | congénère de décaBDE |
| BDF | bromodibenzofurane |
| BMF | facteur de bioamplification |
| BPC | biphényles polychlorés |
| CG | chromatographie en phase gazeuse |
| CG-CE | chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons |
| CGHR | chromatographie en phase gazeuse à haute résolution |
| Ci/mol | curies par mole |
| CLHR | chromatographie en phase liquide à haute résolution |
| cm | centimètre |
| CO | carbone organique |
| couplage CG-SM | chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse |
| DE | diphényléther |
| décaBDE | décabromodiphényléther |
| DIF | détecteur à ionisation de flamme |
| E _A | efficacité d'assimilation alimentaire |
| États-Unis | États-Unis |
| FABS sédiments | facteurs d'accumulation biote-sédiments |
| FABS sol | facteurs d'accumulation biote-sol |
| FAT | facteur d'amplification trophique |
| FC | facteur de confiance |
| g | grammes |
| GI | gastrointestinal |
| h | heure ou heures |
| heptaBDE | heptabromodiphényléther |
| hexaBDE | hexabromodiphényléther |
| HIPS | polystyrène choc |
| IE | ionisation électronique |
| INCE | ionisation négative par capture d'électrons |
| j | jour ou jours |
| k ₂ | constante du taux d'élimination |
| k _E | constante du taux d'expulsion de la matière fécale |
| k _G | constante du taux de croissance |
| kg/j | kilogrammes par jour |
| k _M | constante du taux métabolique |

| | |
|-----------------|--|
| K _{oa} | coefficient de partage octanol-air |
| KOAWIN | modèle de prévision du coefficient de partage octanol-air |
| K _{oe} | coefficient de partage octanol-eau |
| k _T | taux d'élimination total |
| l | litre |
| LCPE (1999) | <i>Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)</i> |
| lipide | masse lipidique |
| M | molarité, soit le nombre de moles d'un soluté dans 1 litre de solution |
| mg/j | milligrammes par jour |
| mg/kg | milligrammes par kilogramme |
| ml | millilitre |
| mmol/kg | millimole par kilogramme |
| MMP | Molecular Modeling Pro |
| mPa | millipascal |
| MRE | matériau de référence étalon |
| MSD | méthode du seuil de détection |
| n | nombre d'échantillons |
| ng/g | nanogramme par gramme |
| ng/j | nanogramme par jour |
| nm | nanomètre |
| nonaBDE | nonabromodiphényléther |
| octaBDE | octabromodiphényléther |
| P | persistant |
| P/P | en poids |
| PBDD | polybromodibenzoparadioxine |
| PBDE | polybromodiphényléther |
| PBDF | polybromodibenzofurane |
| pc | poids corporel |
| pc/j | poids corporel par jour |
| pentaBDE | pentabromodiphényléther |
| pg/g | picogramme par gramme |
| PGST | Politique de gestion des substances toxiques |
| ps | poids sec |
| QSAR | relations quantitatives structure-activité |
| QSPR | relations quantitatives structure-propriété |
| Royaume-Uni | Royaume-Uni |
| SD | seuil de détection |
| SEEE | station d'épuration des eaux usées |
| SIM | détection d'ions déterminés |
| SMBR | spectrométrie de masse à basse résolution |
| SMHR | spectrométrie de masse à haute résolution |
| SSD | sous le seuil de détection |

| | |
|----------|-----------------------------|
| TCE | trichloroéthane |
| tétraBDE | tétrabromodiphényléther |
| THF | tétrahydrofurane |
| TTR | transthyréine |
| µg | microgrammes |
| µg/kg | microgrammes par kilogramme |
| µg/l | microgrammes par litre |
| µm | micromètre |
| µmol/kg | micromole par kilogramme |
| UV | ultraviolet |
| v/v | volume par volume |
| ww | poids humide |

1 Introduction

L'objectif du présent rapport est de présenter une analyse à jour de la bioaccumulation et de la transformation dans l'environnement du décabromodiphényléther (decaBDE), laquelle sera étudiée dans le contexte des données et des analyses déjà publiées dans la version finale du rapport d'évaluation préalable sur les polybromodiphényléthers (PBDE) (Canada, 2006). Cette évaluation est considérée comme un examen des connaissances scientifiques. Le rapport ne fait pas une critique de chaque étude individuelle, mais la fiabilité de chacune est prise en compte quand une valeur probante de la preuve est accordée à la persistance, à la capacité de bioaccumulation ou à la toxicité propre d'une substance au sein du biote non humain. Le présent rapport examine les ouvrages publiés en date du 25 août 2009.

1.1 Contexte

En juillet 2006, les ministres de l'Environnement et de la Santé ont publié la version finale de leur évaluation préalable des polybromodiphényléthers (PBDE) (Canada, 2006). L'évaluation environnementale préalable visait à étudier les différentes données à l'appui et à élaborer des conclusions fondées sur l'approche de la « valeur probante de la preuve », tel qu'il est requis aux termes de l'article 76.1 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999). Comme le terme « évaluation préalable » le suggère, il ne s'agissait pas d'examiner de manière exhaustive l'ensemble des données disponibles, mais plutôt de présenter les études et les sources de données les plus déterminantes, c'est-à-dire à l'appui des conclusions (p. ex. qui ont trait à la persistance, à la bioaccumulation, à la toxicité propre, aux quotients de risque et au transport sur de longues distances vers des régions éloignées comme l'Arctique). L'évaluation préalable des PBDE a permis de conclure que ces substances – tétrabromodiphényléther (tétraBDE), pentabromodiphényléther (pentaBDE), hexabromodiphényléther (hexaBDE), heptabromodiphényléther (heptaBDE), octabromodiphényléther (octaBDE), nonabromodiphényléther (nonaBDE) et décabromodiphényléther (decaBDE) – qui sont présentes dans les mélanges commerciaux de PentaBDE, d'OctaBDE et de DécaBDE pénètrent dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, des effets néfastes sur l'environnement ou sa biodiversité, satisfaisant ainsi les critères énoncés au paragraphe 64a) de la LCPE (1999). Il a de plus été conclu que tous les PBDE évalués satisfaisaient aux critères de persistance, mais que seuls les tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE satisfaisaient aux critères de bioaccumulation définis dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), pris en application de la LCPE (1999). L'analyse a également révélé que les PBDE fortement bromés, particulièrement le décaBDE, pouvaient, dans une certaine mesure, s'accumuler dans le biote, puis subir une débromation et se transformer en dérivés bioaccumulables et persistants.

On a tenu compte des renseignements obtenus en date du mois d'octobre 2004 en vue de les inclure dans l'évaluation environnementale préalable (Environnement Canada, 2006a; Environnement Canada, 2006b), tandis que les données reçues entre novembre 2004 et octobre 2005 ont été examinées, mais, en règle générale, n'ont pas été ajoutées à l'évaluation étant donné que ces études corroboraient les conclusions de l'évaluation préliminaire qui avait été publiée en 2004 dans le but de recueillir les observations du public. Depuis 2004, une importante quantité de données relatives aux PBDE, particulièrement sur la bioaccumulation et sur la transformation du décaBDE, ont été rendues publiques. Le présent rapport examine les nouvelles données sur le décaBDE et l'élaboration d'éléments de preuve à l'appui de la bioaccumulation et de la transformation de cette substance. En outre, un avis d'opposition daté du 14 février 2007 a été soumis au ministre de l'Environnement par Sierra Legal Defence Fund (maintenant appelé Ecojustice Canada) au nom de la Fondation David Suzuki, d'Environmental Defence, de l'Association canadienne du droit de l'environnement; cet avis demande l'établissement d'une commission de révision afin de clarifier l'approche réglementaire du Canada vis-à-vis des PBDE et de recommander des modifications au *Règlement sur les polybromodiphényléthers*. Pour s'assurer de prendre en compte les renseignements et les préoccupations exposés dans l'avis d'opposition et d'aviser les parties concernées d'une décision relative à la formation d'une commission de révision, cette évaluation détaillée a été élaborée afin d'étudier l'état des connaissances scientifiques sur la bioaccumulation du décaBDE et sa transformation en produits bioaccumulables. Les données publiées dans les ouvrages originaux et les documents d'étude en date du 25 août 2009 sont également prises en considération. En plus d'effectuer des recherches pour extraire des références des bases de données documentaires, on a communiqué directement avec des chercheurs, des universitaires, des représentants de l'industrie et d'autres organismes gouvernementaux afin d'obtenir des renseignements pertinents sur le décaBDE.

L'analyse présentée ici résume les données pertinentes en matière de bioaccumulation et de transformation étudiées dans le cadre de l'évaluation préalable des PBDE (Canada, 2006; Environnement Canada, 2006b) et examine la façon dont les nouvelles sciences prennent appui sur les éléments de preuve existants relatifs à la bioaccumulation et à la transformation. Des considérations relatives à l'écologie plutôt qu'à la santé humaine sont présentées. Bien que l'évaluation préalable des PBDE (Santé Canada, 2004) ait conclu, selon les estimations de la pire éventualité, que les niveaux d'exposition de la population canadienne aux PBDE étaient de beaucoup inférieurs aux niveaux d'exposition causant des problèmes de santé chez les animaux de laboratoire compte tenu des incertitudes inhérentes à la base de données disponible, Santé Canada appuie les mesures prises par Environnement Canada pour restreindre l'utilisation des PBDE de manière à éviter que les niveaux de ces substances dans l'environnement ne deviennent potentiellement nocifs à la santé de la population canadienne. La bioaccumulation du décaBDE dans les tissus humains n'est pas examinée dans le cadre de l'évaluation. On a cependant pris en considération des études faites en laboratoire sur des rongeurs, qui sont utiles dans l'évaluation des risques pour la santé humaine, car elles donnent également un aperçu des effets de cette substance sur les mammifères sauvages.

Le rapport sur l'état des connaissances scientifiques a fait l'objet d'une consultation et d'une étude importantes consignées par des pairs à l'interne et à l'externe. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Environnement Canada assume la responsabilité du contenu final. Par ailleurs, l'ébauche de cette évaluation préalable a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

1.1.1 Composition des mélanges commerciaux de DécaBDE

Dans le cadre de l'évaluation, on examine tant l'information relative au congénère décaBDE (BDE209) que le mélange commercial connu sous le nom de Décabromodiphényléther (DécaBDE). Étant donné que les congénères nonaBDE et octaBDE sont également présents dans les mélanges commerciaux de DécaBDE, ils sont également étudiés le cas échéant.

Selon l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 1994), les mélanges commerciaux actuels de DécaBDE renferment généralement :

- de 97 à 98 % P/P de décaBDE;
- de 0,3 à 3,0 % P/P d'autres PBDE (principalement du nonaBDE).

Les anciens mélanges commerciaux de DécaBDE avaient une teneur plus élevée en PBDE moins bromés (surtout les isomères nonaBDE et octaBDE) que les mélanges plus récents. Par exemple, le Dow FR-300-BA, qui était produit dans les années 1970 et n'est désormais plus commercialisé, contenait 77,4 % de décaBDE, 21,8 % de nonaBDE et 0,8 % d'octaBDE (Norris *et al.* 1975).

La Guardia *et al.* (2006) ont analysé la composition du mélange commercial DécaBDE actuel, soit le Saytex 102E, et l'ont comparée à celle du Bromkal 82-0DE, qui n'est plus fabriqué depuis plus d'une dizaine d'années (tableau 1-1). Ils ont trouvé que le Saytex 102E et le Bromkal 82-0DE contenaient, respectivement, 96,8 % et 91,6 % de BDE209. Les deux mélanges contenaient des nonaBDE, dont le BDE206 en plus grande quantité, suivi du BDE207 et du BDE208. En outre, le Bromkal 82-0DE contenait 0,56 % d'octaBDE (les BDE196, -203 et -197 ont pu être identifiés). Aucun octaBDE n'a été décelé dans le Saytex 102E.

Les produits commerciaux octaBDE (n'étant plus produits) contenaient également du décaBDE (La Guardia *et al.*, 2006). Par exemple, le Bromkal 79-8DE renfermait 49,6 % de décaBDE ainsi qu'une quantité considérable de nonaBDE (tableau 1-1). Comparativement, le DE-79 comportait moins de nonaBDE et de décaBD (p. ex. 13,07 % et 1,31 %, respectivement).

Tableau 1-1 : Concentrations (% p/p) de PBDE dans les produits commerciaux octaBDE et décaBDE (La Guardia et coll., 2006)

| Congénères de PBDE | Produits commerciaux octaBDE | | Produits commerciaux décaBDE | |
|-----------------------|------------------------------|----------------|------------------------------|----------------|
| | DE-79 | Bromkal 79-8DE | Saytex 102E | Bromkal 82-0DE |
| BDE154 | 1,07 | 0,04 | nd ² | nd |
| BDE144 | 0,1 | 0,12 | nd | nd |
| hexaBDE ¹ | < 0,02 | nd | nd | nd |
| BDE153 | 8,66 | 0,15 | nd | nd |
| BDE139 | nd | nd | nd | nd |
| BDE140 | < 0,02 | nd | nd | nd |
| BDE138 | 0,62 | nd | nd | nd |
| BDE184 | < 0,02 | < 0,02 | nd | nd |
| heptaBDE ¹ | < 0,02 | nd | nd | nd |
| BDE175/183 | 42 | 12,6 | nd | nd |
| BDE191 | < 0,02 | nd | nd | nd |
| BDE180 | 1,7 | nd | nd | nd |
| BDE171 | 1,81 | 0,17 | nd | nd |
| BDE201 | 0,78 | < 0,02 | nd | nd |
| BDE197 | 22,2 | 10,5 | nd | 0,03 |
| BDE203 | 4,4 | 8,14 | nd | 0,07 |
| BDE196 | 10,5 | 3,12 | nd | 0,46 |
| BDE194 | < 0,02 | nd | nd | nd |
| octaBDE ¹ | < 0,02 | nd | nd | nd |
| BDE208 | 0,19 | < 0,02 | nd | 0,07 |
| BDE207 | 11,5 | 11,2 | 0,24 | 4,1 |
| BDE206 | 1,38 | 7,66 | 2,19 | 5,13 |
| BDE209 | 1,31 | 49,6 | 96,8 | 91,6 |

¹ Catégorisé uniquement selon le degré de bromation

² nd = non décelé

1.2 Définitions et analyse raisonnée

Aux fins du présent document, il est important de définir les termes bioaccumulation, bioconcentration et bioamplification et d'établir une distinction entre ces termes. Arnot et Gobas (2006) ont récemment résumé le terme « bioaccumulation » comme suit :

La bioaccumulation est le processus d'absorption d'une substance chimique dans un organisme par toutes les voies d'exposition que l'on retrouve naturellement dans l'environnement, par exemple l'alimentation et l'environnement ambiant. La bioaccumulation est le résultat net des processus rivaux d'absorption et d'élimination des produits chimiques, y compris l'alimentation, les échanges respiratoires, l'expulsion de la matière fécale, la transformation métabolique du composé d'« origine » et le potentiel de dilution attribuable à la croissance... Le potentiel de dilution attribuable à la croissance est considéré comme une « pseudo-voie d'élimination » car le produit chimique n'est pas réellement éliminé par l'organisme, mais sa concentration peut être diluée grâce à une augmentation du volume des tissus. [Traduction]

Par conséquent, il est raisonnable de s'attendre à ce qu'un produit chimique soit présent dans les tissus d'un organisme en raison du processus de bioaccumulation. La bioaccumulation est source de préoccupations car lorsque les organismes absorbent des produits chimiques, la probabilité que ces produits aient des effets nocifs sur ces

organismes augmente généralement en fonction de la quantité accumulée. De plus, à mesure que la bioaccumulation augmente, la probabilité que l'organisme contaminé cause indirectement des effets néfastes au prédateur qui le consomme augmente. Les produits chimiques extrêmement bioaccumulables sont particulièrement préoccupants car ils ont tendance à se bioamplifier, c'est-à-dire que la concentration dans les tissus augmente d'un niveau trophique à l'autre (proie – prédateur). Ainsi, la concentration ambiante relativement faible de substances bioaccumulables a le potentiel d'être directement ou indirectement toxique en raison du phénomène de bioamplification.

Il est important d'établir une distinction entre le processus de « bioaccumulation » et le terme « bioaccumulable » auxquels il est fait mention dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), pris en application de la LCPE (1999), et qui sont définis dans la Politique de gestion des substances toxiques du Canada (Canada, 1995a, 1995b). Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* :

Une substance est bioaccumulable dans les cas suivants :

- a) son facteur de bioaccumulation est égal ou supérieur à 5 000;*
- b) si son facteur de bioaccumulation ne peut être déterminé selon une méthode visée à l'article 5, son facteur de bioconcentration est égal ou supérieur à 5 000;*
- c) si son facteur de bioaccumulation et son facteur de bioconcentration ne peuvent être déterminés selon une méthode visée à l'article 5, le logarithme de son coefficient de partage octanol-eau est égal ou supérieur à 5.*

Le *Règlement* indique de plus que « [l]a détermination de la persistance et de la bioaccumulation [...] se fait, à l'égard d'une substance, [...] compte tenu des propriétés intrinsèques de la substance, de l'écosystème concerné ainsi que des conditions de l'environnement. » Par conséquent, pour déterminer si ces critères sont satisfaits, une évaluation qui tient compte des propriétés intrinsèques de la substance et de l'écosystème concerné doit être faite par un professionnel.

Ces critères ont d'abord été proposés dans le contexte de la Politique de gestion des substances toxiques (Canada, 1995a, 1995b) et visaient les substances lipophiles pouvant se bioaccumuler et se bioamplifier dans les organismes aquatiques à des niveaux causant des effets aux maillons supérieurs du réseau trophique. La Politique recommande l'application d'un critère de 5 000 comme facteur de bioaccumulation (BAF) ou de bioconcentration (BCF), ou d'un logarithme de coefficient de partage octanol-eau de 5 ($\log K_{oe}$). Les substances qui sont bioaccumulées ou bioamplifiées de façon importante sont considérées comme des substances « bioaccumulables ». Tel qu'il a été mentionné précédemment, l'application de ces critères doit être évaluée par un professionnel. La Politique indique notamment que le logarithme K_{oe} doit être utilisé avec discernement au moment de prédire la bioconcentration et la bioaccumulation des substances organiques (Canada, 1995b). En l'occurrence, de nombreuses substances peuvent être métabolisées, ce qui diminue le potentiel de bioaccumulation du composé d'origine. Ainsi, beaucoup de substances dont le logarithme K_{oe} est très élevé (p. ex. > 5) peuvent avoir un potentiel de bioaccumulation ou de bioconcentration très faible.

Par conséquent, selon la définition proposée dans la LCPE (1999) et dans son Règlement, qui est issue de la Politique de gestion des substances toxiques, les termes

« bioaccumulable » et « bioaccumulation » ne sont pas synonymes. La « bioaccumulation » est plutôt le processus qui déterminera si une substance sera considérée comme étant « bioaccumulable ». La preuve qu'une substance est persistante et bioaccumulable est un bon indice qu'elle peut causer des dommages à l'environnement (Environnement Canada, 2007).

Gobas et Morrison (2000) donnent une définition concise du processus de « bioamplification » tel qu'il est actuellement compris :

La bioamplification est le processus selon lequel la concentration d'un produit chimique dans un organisme atteint un niveau qui dépasse ce qui est observé dans l'alimentation de l'organisme en raison de l'assimilation alimentaire. Les conditions de laboratoire permettent de déterminer plus adéquatement le degré de bioamplification d'un produit chimique dans un organisme. En effet, les organismes sont soumis à un régime alimentaire dont la concentration du produit chimique est déterminée et le degré d'absorption de ce produit n'est aucunement modifié par d'autres voies d'absorption (p. ex. surfaces respiratoires et épidermiques).

La bioamplification peut également être déterminée dans des conditions naturelles, en s'appuyant sur les concentrations du produit chimique mesurées dans l'organisme et dans l'alimentation de ce dernier. Les facteurs de bioamplification issus de conditions de laboratoire contrôlées, qui excluent toutes les voies d'absorption hormis l'alimentation, sont différents des facteurs déterminés dans des conditions naturelles car ces derniers résultent inévitablement de considérations données à toutes les voies d'absorption plutôt qu'à la seule assimilation alimentaire. [Traduction]

Les termes « amplification trophique », « amplification dans le réseau trophique » et « bioamplification dans le réseau trophique » sont souvent employés de façon interchangeable et renvoient au même phénomène. Il s'agit du phénomène selon lequel les concentrations d'un produit chimique observées chez les organismes augmentent avec le niveau trophique, ce qui entraîne des concentrations plus élevées chez les prédateurs que chez les proies (c.-à-d. la bioamplification par l'entremise de niveaux trophiques successifs). Gobas et Morrison (2000) décrivent la bioaccumulation des substances organiques neutres dans la « chaîne alimentaire » comme :

... le processus selon lequel la concentration des produits chimiques observée chez les organismes augmente avec chaque maillon de la chaîne alimentaire, ce qui résulte en des concentrations plus élevées chez les prédateurs que chez les proies. Étant donné que la concentration de nombreux produits chimiques hydrophobes augmente proportionnellement avec la masse lipidique des organismes, il est plus facile de déceler le phénomène de bioaccumulation dans la chaîne alimentaire en comparant la concentration des produits chimiques dans les prédateurs et les proies en fonction de la masse lipidique. Une augmentation des concentrations parallèle à une augmentation de la masse lipidique dans les niveaux trophiques supérieurs est l'indication d'une bioaccumulation dans la chaîne alimentaire. [Traduction]

Les indicateurs possibles de bioamplification ou d'amplification trophique comprennent les facteurs de bioamplification déterminés dans des conditions naturelles (BMF – le ratio des concentrations prédateur-proie), lorsque les relations prédateur-proie sont connues, ou les facteurs d'amplification trophique (TMF – parfois appelés facteurs d'amplification dans le réseau trophique), qui examinent l'amplification progressive d'un niveau trophique à l'autre pour l'ensemble du réseau trophique. Les facteurs d'amplification dans

le réseau trophique représentent également le ratio moyen des concentrations prédateur-proie dans tout le réseau trophique. Un ratio des concentrations prédateur-proie (facteur de bioamplification) ou un facteur d'amplification dans le réseau trophique supérieur à 1 indique qu'on assiste à la bioamplification ou à l'amplification trophique d'une substance. L'emploi des facteurs de bioamplification et des facteurs d'amplification dans le réseau trophique est généralement plus indiqué pour les mammifères terrestres et les mammifères marins (qui respirent de l'air plutôt que de l'eau). Il est à noter que dans le cadre d'études en laboratoire portant sur l'alimentation, les facteurs de bioaccumulation liés à l'alimentation sont souvent évalués en représentant la relation entre l'organisme témoin et son alimentation (c.-à-d. synonyme de la définition d'un facteur de bioamplification). Ainsi, aux fins du présent rapport, les facteurs de bioaccumulation liés à l'alimentation sont désignés sous le nom de facteurs de bioamplification.

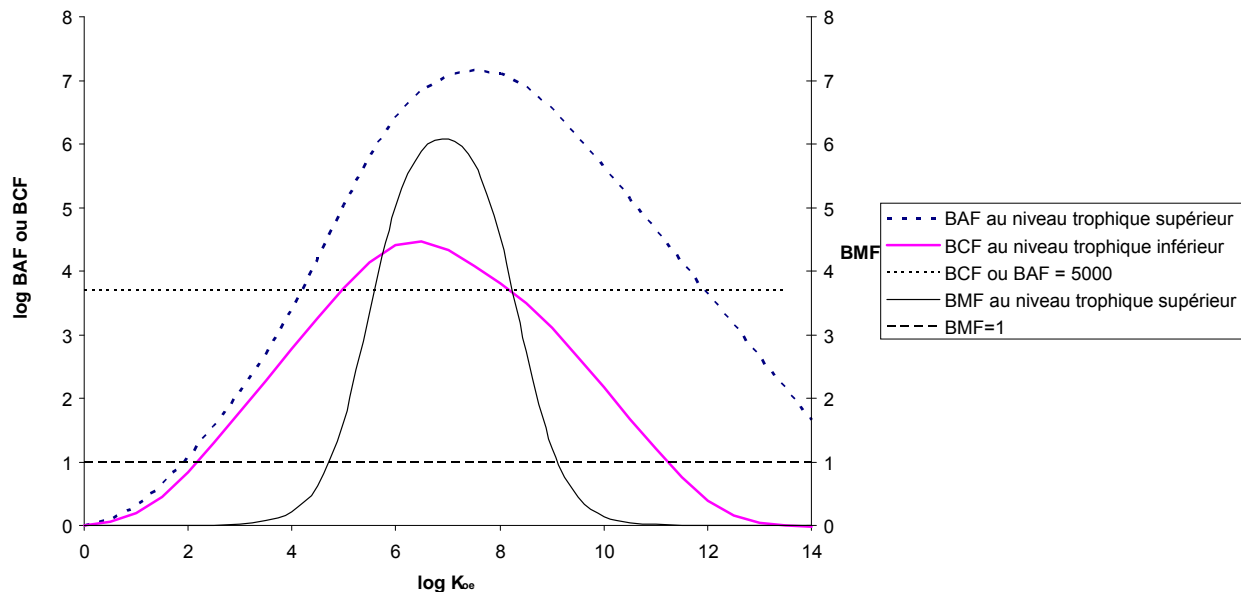
Un facteur de bioaccumulation de 5 000, tel qu'il est défini dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, indique la présence de produits chimiques très bioaccumulables dans les tissus des organismes et suggère peut-être également la bioamplification ou l'amplification trophique possible de ces substances. Il faut préciser que les facteurs de bioaccumulation mesurés ou estimés dans les concentrations totales d'eau dépendent de la quantité et de la qualité du carbone organique et de la matière particulaire dans la colonne d'eau. La fraction disponible d'un produit chimique dans l'eau détermine le potentiel d'absorption d'une substance et, ultérieurement, son potentiel de bioaccumulation. Le modèle BAF-QSAR (facteur de bioaccumulation – relations quantitatives structure-activité) d'Arnot et de Gobas (2003) produit des prévisions de bioaccumulation pour un réseau alimentaire aquatique général (constitué de niveaux trophiques inférieurs, intermédiaires et supérieurs) qui sont établies en fonction de la compréhension actuelle des processus de bioaccumulation dans les organismes aquatiques et en tenant compte de la fraction disponible dans l'eau. La figure 1-1 illustre la relation prédite par le modèle BAF-QSAR entre le logarithme K_{oe} , le facteur de bioaccumulation (BAF), le facteur de bioconcentration (BCF) et le facteur de bioamplification (BMF) de substances hydrophobes, non métabolisées, aux niveaux trophiques inférieurs et supérieurs. Les prédictions du modèle suggèrent qu'à mesure que le logarithme K_{oe} augmente vers des valeurs de 4 ou 5 et qu'il dépasse ces valeurs, le facteur de bioaccumulation a tendance à augmenter vers une valeur de 5 000 et à dépasser cette valeur. De plus, dans cet intervalle de variation logarithmique K_{oe} , le facteur de bioamplification commence à dépasser de manière significative la valeur de 1, ce qui indique la possibilité d'une bioamplification.

Kelly *et al.* (2004) décrivent le mécanisme sous-jacent à ce phénomène. En ce qui concerne les produits chimiques non métabolisés par les organismes aquatiques, le facteur de bioamplification est le résultat de processus rivaux d'absorption des produits chimiques (par voie respiratoire et alimentaire) et d'élimination des produits chimiques (par voie respiratoire et gastrointestinale) qui dépendent de la physiologie des organismes et du caractère hydrophobe des produits chimiques. Chez les organismes aquatiques, les produits chimiques moins hydrophobes sont davantage éliminés par voie respiratoire et les processus d'élimination surpassent les processus d'absorption par voie gastrointestinale. Cependant, à mesure que l'hydrophobie augmente (c.-à-d. $\log K_{oe} > 5$),

l'élimination par voie respiratoire ralentit et l'absorption par voie gastrointestinale prend de l'importance, entraînant la bioamplification (c.-à-d. un BMF > 1). À des valeurs de logarithme du K_{oe} très élevées, l'efficacité d'absorption des produits chimiques par voie alimentaire a tendance à diminuer car les produits chimiques sont trop fortement adsorbés à la matrice alimentaire pour être absorbés par l'organisme, ce qui entraîne une diminution tant du facteur de bioaccumulation que du facteur de bioamplification (Arnot et Gobas, 2003, 2004). Indépendamment du logarithme K_{oe} , quand la métabolisation des produits chimiques est suffisante, elle maintient le taux d'élimination total à un niveau suffisamment élevé qui empêche la bioamplification des produits chimiques, et ce, même pour les substances dont le logarithme du K_{oe} est élevé (Arnot et Gobas, 2003; Kelly *et al.*, 2004).

Cette relation entre le logarithme K_{oe} , le facteur de bioaccumulation et le facteur de bioamplification pour les substances non métabolisées, qui est établie en fonction de la connaissance actuelle des processus de bioaccumulation et de bioamplification chez les organismes aquatiques, appuie l'utilisation d'un facteur de bioaccumulation de 5 000 pour indiquer quand la bioaccumulation peut se produire. Il est à noter que le facteur de bioconcentration est une valeur de seuil moins conservatrice car il n'augmente pas aussi rapidement avec le logarithme K_{oe} que le facteur de bioaccumulation. Néanmoins, un facteur de bioconcentration de 5 000 associé à un niveau trophique inférieur correspond généralement à un logarithme K_{oe} de 5, ce qui est conforme au coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) établi dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*.

Figure 1-1 : Relation prédite par le modèle BAF–QSAR entre le BAF, le BCF et le BMF de substances hydrophobes, non métabolisées, aux niveaux trophiques inférieurs et supérieurs



Deux autres mesures peuvent également indiquer que la bioamplification se produit, soit le facteur d'accumulation biote-sédiments (FABS sédiments) et le facteur d'accumulation

biote-sol (FABS sol). Le FABS sol ou sédiments représente le ratio de concentration à l'état d'équilibre entre un organisme et le sol ou les sédiments, en fonction de valeurs normalisées pour le carbone organique ou pour les lipides. En supposant que les lipides et le carbone organique ont une capacité d'absorption des produits chimiques équivalente, on s'attend à une valeur du FABS sédiments de 1 quand les organismes et les sédiments sont à l'état d'équilibre (c.-à-d. en l'absence d'une bioamplification dans le réseau trophique ou d'une dilution trophique). Toutefois, vu les différences observées dans la capacité d'absorption des lipides et du carbone organique (se reporter à Seth *et al.*, 1999), des FABS pouvant atteindre approximativement 3 reflètent quand même des conditions d'équilibre. Par ailleurs, l'American Society for Testing Materials (ASTM, 1997) recommande la valeur « seuil » de 1,7 pour représenter les conditions d'équilibre. Par conséquent, les FABS sédiments qui dépassent des valeurs se situant environ entre 1,7 et 3 laissent supposer que la bioamplification dans le réseau trophique ou un autre processus d'amplification contribue à faire augmenter les concentrations des produits chimiques dans les organismes au-dessus du point d'équilibre. Bien qu'il n'existe pas à l'heure actuelle de lignes directrices pour estimer les FABS sol, il serait probablement pertinent de définir une plage de valeurs semblables pour évaluer si les valeurs mesurées des FABS sol indiquent que la bioamplification dans le réseau trophique ou un autre processus d'amplification contribue à augmenter les concentrations de produits chimiques dans les organismes à des niveaux supérieurs au point d'équilibre.

Dans le cadre du rapport, l'évaluation des données de bioaccumulation repose principalement sur une combinaison de facteurs de bioaccumulation, de bioconcentration, de bioamplification, d'amplification dans le réseau trophique mesurés et prévus par modélisation et, dans certains cas, sur les facteurs d'accumulation biote-sédiments et biote-sol calculés. Les concentrations de décaBDE dans les organismes sont également examinées de manière subjective. Toutefois, sans la quantification des niveaux d'exposition, il est impossible de tirer des conclusions précises quant à la capacité du décaBDE de se bioaccumuler seulement à partir des concentrations observées dans le biote. L'absorption, l'élimination et la métabolisation des produits chimiques sont également examinées. La capacité métabolique d'un organisme peut réduire le potentiel de bioaccumulation d'une substance, mais elle peut également entraîner la formation de dérivés bioaccumulables. Une évaluation complète des facteurs de bioaccumulation, de bioconcentration, de bioamplification et d'amplification dans le réseau trophique tiendrait compte du potentiel de bioaccumulation de la substance d'origine et du métabolite. Le sujet de la transformation métabolique est abordé plus loin dans le rapport.

2 Sources de données à l'appui de la bioaccumulation

L'évaluation de nouvelles sources de données effectuée dans la présente section se fonde sur la définition sommaire qui est donnée des termes bioaccumulable et bioamplification à la section précédente. Plus important encore, il faut principalement faire référence aux méthodes d'évaluation de la bioaccumulation fondées sur le ratio pour déterminer si ces nouvelles sources de données indiquent que le décaBDE est bioaccumulable. Selon les définitions à la section 1.2, on peut affirmer que la meilleure façon de caractériser le niveau d'accumulation d'un produit chimique dans un organisme est par un ratio qui

compare la concentration de la substance à l'étude dans un organisme et la concentration d'exposition pertinente dans le milieu naturel de l'organisme (c.-à-d. quantifier les facteurs de bioconcentration, de bioaccumulation, de bioamplification, d'amplification dans le réseau trophique ou d'accumulation biote-sédiments ou biote-sol).

Il est souvent utile d'avoir d'autres données qui corroborent les mesures de bioaccumulation fondées sur le ratio, comme la présence de concentrations élevées chez les prédateurs de niveau trophique supérieur. Il est toutefois reconnu qu'une concentration d'un produit chimique caractérisée comme « élevée » dans le biote est subjective et repose sur le jugement d'un expert; elle est donc sujette à d'autres interprétations.

Les données fournies par des études de quantification des résidus chimiques dans les tissus sont souvent influencées par divers facteurs décrits ci-après. Par exemple, dans bon nombre d'études de surveillance et de terrain, particulièrement celles qui montrent des concentrations exceptionnellement élevées chez les organismes prédateurs, les connaissances sur les niveaux d'exposition sont insuffisantes. Il est alors impossible de quantifier les facteurs de bioaccumulation et de bioamplification. Bien que la concentration élevée d'un produit chimique chez un prédateur de niveau trophique supérieur puisse être causée par une amplification trophique, elle pourrait également être causée par une forte exposition localisée géographiquement à un produit chimique en particulier, comme le fait de se nourrir de matières organiques mortes (détritivores) ou d'avoir comme habitat un site d'enfouissement. Il est également possible que des voies d'absorption autres que la chaîne alimentaire existent, par exemple l'inhalation ou l'ingestion directe de matières plastiques. Par ailleurs, l'analyse du décaBDE peut présenter des difficultés liées notamment à un certain nombre de facteurs essentiels pouvant contribuer à la précision générale des niveaux signalés dans les échantillons environnementaux. Par exemple, de Boer et Wells (2006) soulignent qu'il faut être davantage vigilant durant l'échantillonnage et l'analyse afin d'éviter les problèmes suivants :

- une dégradation à la lumière du soleil ou aux rayons ultraviolets (UV);
- une faible solubilité;
- des concentrations de fond élevées, un risque de contamination et des concentrations faibles (observées couramment) dans le biota;
- une dégradation thermique.

Covaci *et al.* (2007) décrivent, en outre, des problèmes analytiques se rapportant à la chromatographie en phase gazeuse (CG), qui influent sur l'exactitude de la détermination des congénères. Ils analysent un certain nombre d'interférences chromatographiques qui nuisent à la qualité des données, notamment en ce qui concerne les diBDE, les tétraBDE et les hexaBDE. Mise à part l'utilisation de normes adéquates, Björkland *et al.* (2003) préconisent également l'optimisation de plusieurs autres paramètres liés à la chromatographie en phase gazeuse (GC) et à la spectrométrie de masse (SM), comme l'énergie d'ionisation, la régulation de la pression du gaz, la température de la source ionique et la température de l'analyseur.

Au cours de la dernière décennie, il semble que l'on ait perfectionné l'analyse du décaBDE dans des échantillons environnementaux, comme le démontre une étude interlaboratoire menée récemment pour valider et harmoniser la méthode d'analyse (Leonards et Duffek, 2008). Au total, dix laboratoires de routine, dont neuf d'Europe et un du Canada, ont participé à l'évaluation du décaBDE dans la poussière et les sédiments. Dans l'ensemble, l'évaluation a jugé les résultats de tous les laboratoires acceptables en termes d'exactitude, en s'axant particulièrement sur les procédures d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ et CQ).

La prochaine section est un résumé des données de concentration du décaBDE dans le biote examinées dans le rapport d'évaluation préalable des PBDE (Canada, 2006; Environnement Canada, 2006b). Ce résumé est ensuite suivi d'une analyse des nouvelles données disponibles depuis 2004 et d'une interprétation de leur importance en matière de bioaccumulation et de bioamplification du décaBDE.

2.1 Données de concentration dans le biote

2.1.1 Données évaluées dans le cadre de l'évaluation préalable

- Norstrom *et al.* (2002) n'ont pu déceler la présence de décaBDE dans les œufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*) échantillonnés dans les Grands Lacs.
- Lichota *et al.* (2004) ont déterminé que la concentration totale de PBDE (dont 67 % était du décaBDE) mesurée dans le gras de la marmotte de l'île de Vancouver (*Marmota vancouverensis*) était de 0,777 µg/kg de lipides.
- Les Communautés européennes (2002) et Law *et al.* (2003) ont résumé les résultats de nombreuses analyses du décaBDE dans les tissus de poissons et de mammifères marins d'Europe et d'ailleurs. Il est mentionné que la présence du décaBDE n'a été décelée qu'à l'occasion, à des concentrations près du seuil de détection de la méthode utilisée.
- Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) a été décelé une seule fois à une concentration de 1,4 µg/kg de poids humide dans des moules du Japon (échantillons prélevés entre 1981 et 1985) (Watanabe *et al.*, 1987).
- Dodder *et al.* (2002) ont analysé les concentrations de décaBDE des poissons d'eau douce du nord-est des États-Unis et constaté que toutes les concentrations étaient inférieures au seuil de détection analytique (variation de l'ordre de 1,4 à 1,6 µg/kg de poids humide).
- Aucun des échantillons de petit lard de phoque annelé (*Phoca hispida*) recueillis par Ikonomou *et al.* (2002a) entre 1981 et 2000 n'affichait des concentrations de décaBDE supérieures à celles des essais à blanc.
- Ikonomou *et al.* (2000, 2002a, b) ont analysé le décaBDE présent dans des échantillons de biote marin prélevés le long de la côte de la Colombie-Britannique et sur l'île Holman, dans les Territoires du Nord-Ouest, entre 1981 et 2000. Les concentrations de décaBDE étaient équivalentes à celles des essais à blanc.
- Le décaBDE a été décelé dans 18 des 21 œufs de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) analysés, échantillonnés en Suède, à des concentrations variant entre 28 et 430 µg/kg de lipides (Lindberg *et al.*, 2004).

- Dans le cadre d'une étude réalisée par de Boer *et al.* (2001), un rapport a été rédigé sur des échantillons de foie, de muscle et de petit lard de mammifères marins – phoque commun (*Phoca vitulina*), marsouin commun (*Phocæna phocæna*), dauphin à nez blanc (*Lagenorhynchus albirostris*) et dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*) – prélevés en 1999 dans la mer du Nord et l'estuaire Tees, au Royaume-Uni, pour déterminer les concentrations de BDE209. La plupart des concentrations de BDE209 dans les échantillons étaient inférieures aux seuils de détection (variation approximative de l'ordre de 0,8 à 9,0 µg/kg de lipides), mais quelques échantillons affichaient des concentrations élevées dans certains tissus en particulier (p. ex. jusqu'à 26 µg/kg de lipides dans le petit lard du phoque commun, jusqu'à 160 µg/kg de lipides dans le foie du marsouin commun et jusqu'à 318 µg/kg de lipides dans le dauphin à nez blanc).
- De Boer *et al.* (2004) ont recueilli des échantillons en vue de déterminer la présence de décaBDE dans le foie, le tissu musculaire et les œufs d'espèces d'oiseaux de niveau trophique supérieur du Royaume-Uni et des Pays-Bas. Des concentrations de décaBDE ont été décelées dans 10 des 28 échantillons de foie (variation des concentrations < 1,5 à 181 µg/kg de lipides), 14 des 28 échantillons de muscle (variation des concentrations < 4,2 à 563 µg/kg de lipides) et 25 des 68 œufs échantillonnés (variation des concentrations < 1,8 à 412 µg/kg de lipides). Les concentrations observées dans les œufs du Faucon pèlerin suédois (*Falco peregrinus*), qui ont été analysées de nouveau dans le cadre de l'étude, étaient toutes comprises dans 30 % des concentrations déterminées à l'origine par Lindberg *et al.* (2004). Les concentrations les plus élevées de décaBDE ont été mesurées dans des échantillons de tissu musculaire de Héron cendré (*Ardea cinerea*) et de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) du Royaume-Uni ainsi que dans des œufs de Faucon pèlerin échantillonnés en Suède.

De plus amples renseignements concernant ces études sont fournis à l'annexe A et dans le document de travail à l'appui de l'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (Environnement Canada, 2006b).

2.1.2 Nouvelles données de concentration dans le biote

Un grand nombre d'études démontrant des concentrations de décaBDE dans les tissus de différentes espèces fauniques à l'échelle mondiale ont été publiées récemment. Elles sont abordées ci-après et interprétées en faisant référence aux concepts de bioaccumulation et de bioamplification définis aux sections précédentes du rapport.

Voorspoels *et al.* (2006a) ont écrit un article sur les concentrations de décaBDE mesurées dans le renard roux (*Vulpes vulpes*) de Belgique. Ils ont recueilli des échantillons de foie (n = 30), de tissu musculaire (n = 33) et de tissu adipeux (n = 27) chez des renards soumis à un dépistage du virus de la rage. Les concentrations de décaBDE décelées dans moins de la moitié des échantillons de chaque type de tissu variaient de < 9,1 à 760 ng/g de lipides pour les échantillons de foie, de < 3,9 à 290 ng/g de lipides pour les échantillons de tissu musculaire et de < 3,7 à 200 ng/g pour les échantillons de tissu adipeux. Les auteurs ont conclu que ces données confirmaient « sans équivoque » que le décaBDE se « bioaccumule » bel et bien dans le renard roux. Par contre, selon un article subséquent

de Voorspoels *et al.* (2007), le décaBDE n'a pas été décelé chez les espèces-proies du renard – mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*) et campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*), ce qui signifie que la bioamplification n'a pu être déterminée pour cette chaîne alimentaire. Les auteurs ont cependant mentionné que la quantité de tissu disponible aux fins d'analyse était faible en raison de la petite taille des rongeurs, ce qui avait quelques fois contribué à augmenter les limites de dosage qui variaient entre 7,3 et 17 ng/g de lipides pour le BDE209.

Voorspoels *et al.* (2006b) ont publié un article sur les concentrations de décaBDE mesurées dans des oiseaux de proie, en Belgique, qui avaient été retrouvés morts ou gravement blessés et qui avaient dû être euthanasiés. La Buse variable (*Buteo buteo*), l'Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*), le Hibou moyen-duc (*Asio otus*), l'Effraie des clochers (*Tyto alba*) et la Chouette hulotte (*Strix aluco*) faisaient partie des espèces d'oiseaux étudiées. Le cerveau, le gras, le foie, le tissu musculaire et le tissu adipeux de chaque espèce ont fait l'objet d'analyses. On a décelé des concentrations de décaBDE dans presque tous les échantillons de sérum (de 2 à 58 ng/g de lipides pour toutes les espèces réunies) et dans certains échantillons de foie (sous le seuil de détection [SSD] – 190 ng/g de lipides pour toutes les espèces réunies), mais dans aucun autre tissu. En s'inspirant de ces résultats, les auteurs ont conclu que l'exposition au décaBDE était faible ou que ce congénère n'était bioaccumulable qu'en faibles quantités. Selon l'article subséquent de Voorspoels *et al.* (2007), le décaBDE n'a pas été décelé dans les espèces-proies de la buse (mulot sylvestre, *Apodemus sylvaticus*, et campagnol roussâtre, *Clethrionomys glareolus*) ou de l'Épervier d'Europe (Mésange charbonnière, *Parus major*), ce qui signifie que la bioamplification n'a pu être évaluée.

Jaspers *et al.* (2006) ont analysé des échantillons de foie et de tissu musculaire de 7 espèces d'oiseaux aquatiques et prédatrices terrestres de Belgique – Héron cendré (*Ardea cinerea*) et Grèbe huppé (*Podiceps cristatus*), deux espèces aquatiques, et Buse variable (*Buteo buteo*), Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*), Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*), Hibou moyen-duc (*Asio otus*) et Effraie des clochers (*Tyto alba*), toutes terrestres. Ils ont décelé la présence de décaBDE (c.-à-d. BDE209) dans 1 à 2 échantillons de tissu musculaire de l'Effraie des clochers, à raison de 68 ng/g de lipides, mais dans aucun autre échantillon de tissu musculaire des autres espèces (seul de détection [SD] = de 1 à 2,25 ng/g de lipides). Le décaBDE (BDE209) n'a pas été décelé dans les échantillons de foie du héron, du grèbe ou de la buse. Les concentrations de décaBDE dans les échantillons de foie des autres espèces étaient de l'ordre de 52 à 85 ng/g de lipides. Cependant, le décaBDE n'a été décelé que dans quelques échantillons d'oiseaux terrestres et dans aucun échantillon d'oiseaux aquatiques. Les auteurs ont suggéré que les espèces d'oiseaux terrestres étaient possiblement davantage exposées au décaBDE que les espèces aquatiques.

Christensen *et al.* (2005) ont publié un article sur la présence de résidus de décaBDE dans les tissus musculaires et adipeux du grizzly (*Ursus arctos horribilis*) vivant le long des côtes (n = 6) et à l'intérieur des terres (n = 6), en Colombie-Britannique, au Canada. Les concentrations de décaBDE (c.-à-d. du BDE209) variaient entre 1 et 2,77 µg/kg de lipides chez les ours vivant le long des côtes et approximativement entre 0,5 et

41,71 µg/kg de lipides chez les ours vivant à l'intérieur des terres (concentrations lues sur un graphique), ce qui suggère que les ours se nourrissant en milieux forestiers, où l'alimentation est essentiellement composée de ressources terrestres, sont davantage exposés au décaBDE. Les auteurs ont également eu recours à une méthode de la « courbe de bioaccumulation » pour caractériser le processus de bioaccumulation du décaBDE observé chez les ours vivant le long des côtes et à l'intérieur des terres. Cette analyse est évaluée plus en profondeur à la section 2.2.

Verreault *et al.* (2004, 2005) ont analysé les concentrations de décaBDE mesurées dans deux prédateurs arctiques de niveau trophique supérieur de la Norvège, soit le Goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*) et l'ours polaire (*Ursus maritimus*), qui vivent dans les régions de Svalbard et de Bjoroya, en Norvège. Dans les échantillons de plasma des goélands de la région de Svalbard (n = 27), les concentrations de décaBDE variaient entre < 0,05 et 0,33 ng/g de poids humide, tandis que les concentrations dans les œufs (n = 20) variaient entre inférieures au seuil de détection et 170 ng/g de lipides. Les concentrations des échantillons de plasma (n = 89) et d'œufs (n = 4) des goélands de la région de Bjoroya étaient, respectivement, de 410 ng/g de lipides et de 23 à 53 ng/g de lipides. Le décaBDE n'a été détecté que dans 1 des 15 échantillons de plasma d'ours polaire de la région de Svalbard, à une concentration de 0,1 ng/g de poids humide. Les auteurs prétendent que le décaBDE n'était « bioaccumulable » que dans une certaine mesure. Cette hypothèse était cependant fondée uniquement sur la présence de décaBDE dans les tissus sans évaluer si les concentrations élevées étaient causées par l'environnement ou la prédation.

Vorkamp *et al.* (2005) ont publié un article sur les concentrations de décaBDE mesurées dans des œufs de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) échantillonnés dans le sud-ouest du Groenland, de 1986 à 2003. Bien que des concentrations de décaBDE variant entre 3,8 et 250 ng/g de lipides aient été mesurées dans tous les échantillons (n = 37), de fortes concentrations ont été observées que dans deux œufs entre 1995 et 2002, et la concentration médiane était de 11 ng/g de lipides. Les auteurs ont remarqué une tendance temporelle significativement à la hausse des concentrations de décaBDE mesurées dans les tissus de faucon. Ils ont également conclu que leurs résultats démontraient que le décaBDE était absorbé et bioaccumulé dans une certaine mesure (excluant ainsi l'idée d'un seuil de perméabilité de la membrane pour le décaBDE). Les auteurs ont caractérisé les concentrations de décaBDE mesurées dans les œufs de faucon comme étant faibles.

Sørmo *et al.* (2006) ont publié un article portant sur des analyses du décaBDE observé dans le biote de la région de Svalbard, en Norvège. Le décaBDE (BDE209) n'a pas été décelé chez 2 espèces de copépode calanoïde (méthode du seuil de détection [MSD] = 0,012-1,3 ng/g de lipides), mais il a été décelé à une concentration de 7,22 ng/g de lipides chez 1 espèce d'amphipode (*Gammarus wilkitzkii*). Les concentrations de décaBDE observées dans la morue polaire (*Boreogadus saida*; n = 7) étaient de l'ordre de 0,05 à 0,42 ng/g de lipides, soit une moyenne de 0,2 ng/g de lipides. Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) n'a été décelé que dans 1 des 6 échantillons de petit lard de phoque annelé (*Pusa hispida*), à une concentration de 0,02 ng/g de lipides (MSD = 0,014-0,75 ng/g de lipides). Le tissu adipeux de l'ours polaire (*Ursus maritimus*; n = 4) contenait de 0,03 à

0,16 ng/g de lipides de décaBDE, soit une concentration moyenne de 0,09 ng/g de lipides. DeWit *et al.* (2006) ont résumé des données supplémentaires sur l'ours polaire de la région de Svalbard qui avaient été présentées par Muir *et al.* (2006) et Skaare (2004). Dans le cadre de l'étude menée par Muir *et al.* (2006), le congénère BDE209 (décaBDE) n'a pas été décelé (MSD = 1 ng/g de lipides), tandis que l'étude réalisée par Skaare (2004) a permis de détecter la substance à une concentration de 1 ng/g de lipides.

Chen *et al.* (2007) ont publié un article sur les concentrations de décaBDE mesurées dans des oiseaux de proie du nord de la Chine, notamment des échantillons de tissu musculaire, de foie et de rein du Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*; n = 6), de l'Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*; n = 11), de l'Épervier du Japon (*Accipiter gularis*; n = 6), de la Chevêche d'Athéna (*Athene noctua*; n = 6), du Petit-duc d'Orient (*Otus sunia*; n = 6), du Hibou moyen-duc (*Asio otus*; n = 6), de la Buse de Chine (*Buteo hemilasius*; n = 3) et de la Buse variable (*Buteo buteo*; n = 3). Le Faucon crécerelle affichait les concentrations moyennes de décaBDE les plus élevées, soit 2 150 ng/g de lipides dans les échantillons de tissu musculaire, 2 870 ng/g de lipides dans les échantillons de foie et 483 ng/g de lipides dans les échantillons de rein, suivi du Petit-duc d'Orient (concentrations moyennes dans les échantillons de tissu musculaire, de foie et de rein variant de 59 à 537 ng/g de lipides), et de l'Épervier d'Europe (concentrations moyennes dans les échantillons de tissu musculaire, de foie et de rein variant de 83 à 249 ng/g de lipides). Les concentrations de décaBDE dans les tissus des autres espèces ne dépassaient pas 150 ng/g de lipides. Les auteurs ont conclu que les concentrations de décaBDE étaient particulièrement élevées par rapport à celles publiées dans d'autres rapports et qu'elles étaient peut-être liées à une importante production, utilisation et élimination de produits composés de décaBDE en Chine. Ils ont également suggéré que l'exposition au décaBDE était peut-être plus importante dans les chaînes alimentaires terrestres que dans les chaînes alimentaires aquatiques.

Lam *et al.* (2007) ont évalué la teneur en PBDE d'œufs d'oiseaux du sud de la Chine. Les chercheurs ont examiné des œufs (n = 5 pour chaque espèce) de l'Aigrette garzette (*Egretta garzetta*), du Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*), du Crabier chinois (*Ardeola bacchus*) et du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) échantillonnés dans les régions de Hong Kong, Xiamen et Quanzhou. Les concentrations de décaBDE variaient de < 0,5 (dans les œufs du Bihoreau gris de Quanzhou) à 99 ± 130 ng/g de lipides (dans les œufs du Crabier chinois de Xiamen). Les concentrations élevées de BDE209 observées chez les oiseaux de Xiamen semblent correspondre à une forte production de matériel électronique à Xiamen. Les niveaux d'exposition n'ont pas été déterminés dans le cadre de cette étude.

Johnson-Restrepo *et al.* (2005) ont publié les résultats d'une étude de surveillance sur des poissons de mer – poissons téléostéens, raies (*Dasyatis sabina*) et requins (*Rhizoprionodon terraenovae* et *Carcharhinus leucas*) – et sur des dauphins (*Tursiops truncatus*) des côtes de la Floride. Aucune concentration de BDE209 (décaBDE) n'a été décelée (MSD = 0,022 ng/g de lipides) dans des échantillons de tissu musculaire de la perche (*Bairdiella chrysoura*), du mulot cabot (*Mugil cephalus*), de l'acoupa pintade (*Cynoscion nebulosus*) et du tambour ocellé (*Sciænops ocellatus*), ni dans des

échantillons de petit lard du dauphin à gros nez (MSD = 0,022 ng/g de lipides). Les concentrations de décaBDE mesurées dans le poisson-chat (*Arius felis*) et la raie étaient respectivement de 4,5 ng/g de lipides et de 0,1 ng/g de lipides, tandis que chez les requins, elles variaient de 16,9 ng/g de lipides dans les tissus de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) à 778 ng/g de lipides dans ceux du requin bouledogue (*Carcharhinus leucas*). Chez les requins, le décaBDE (c.-à-d. BDE209) était le congénère en plus forte concentration, ce qui suggère soit une exposition préférentielle des requins au décaBDE, soit une bioaccumulation préférentielle du décaBDE dans les tissus des requins.

Gauthier *et al.* (2008) ont réalisé une étude de surveillance sur des œufs d'oiseaux et ont publié un article sur la tendance temporelle (1982 à 2006) des PBDE, plus particulièrement du BDE209, dans des échantillons combinés d'œufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*) échantillonnés dans 7 colonies des lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario, et des rivières Detroit et Niagara. Les concentrations de BDE209 dans 2 006 échantillons combinés d'œufs variaient de 4,5 à 20 ng/g de poids humide et représentaient entre 0,6 et 4,5 % des concentrations totales de PBDE mesurées. Les auteurs ont remarqué que le temps de doublement moyen des concentrations de BDE209 dans les œufs était de 2,1 à 3 ans. Ils ont déterminé que les temps de doublement moyen de l'octaBDE et du nonaBDE étaient, respectivement, de 3 à 11 ans et de 2,4 à 5,3 ans. D'après l'augmentation rapide des concentrations au fil du temps, ils prétendent que le potentiel de bioaccumulation du décaBDE semble avoir été sous-estimé jusque-là, sans pour autant quantifier les niveaux d'exposition. Les chercheurs suggèrent également que la tendance des congénères dans les échantillons d'œufs semble indiquer une débromation métabolique du BDE209 et du BDE207 en BDE197 par suite de la perte d'un atome de brome en position méta.

Shaw *et al.* (2007) ont indiqué avoir mesuré des concentrations de décaBDE dans des échantillons de petit lard de phoque commun (*Phoca vitulina concolor*) de la côte nord-ouest de l'Atlantique, entre 1991 et 2005. Ils ont décelé le congénère BDE209 (décaBDE) dans 2 des 4 échantillons, à des concentrations atteignant 7,4 ng/g de lipides.

DeWit *et al.* (2006) ont résumé les concentrations de décaBDE observées dans le biote de l'Arctique et présentées dans de nombreuses autres études :

- des concentrations de 0,025 à 0,12 ng/g de poids humide ont été calculées dans des échantillons de mousse de la Norvège (Schlabach *et al.*, 2002);
- des concentrations respectives de 0,5, 0,1 et 0,8 ng/g de lipides ont été mesurées dans des échantillons de foie de lagopède de l'espèce *Lagopus*, de lynx (*Lynx lynx*) et d'original (*Alces alces*) de la Norvège (Mariussen *et al.*, 2004);
- des quantités décelables (mais non quantifiées) dans des œufs d'oiseaux de proie échantillonnés en Norvège du Nord (Herzke *et al.*, 2005);
- de 3,6 à 33 ng/g de lipides ont été mesurés dans des échantillons de tissu musculaire de la moule bleue (*Mytilus edulis*) et de 0,98 à 0,99 ng/g de lipides ont été mesurés dans des échantillons de foie de la morue (*Gadus morhua*) recueillis en Norvège (Fjeld *et al.*, 2004).

Verreault *et al.* (2007) ont étudié la présence de décaBDE dans les jaunes d'œufs et le plasma de spécimens mâles et femelles de Goéland bourgmestre (*Larus hyperboreus*) échantillonnés dans l'Arctique norvégien. Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) était « pratiquement indécélable » dans les jaunes d'œufs et le plasma, mais les auteurs ont avancé l'hypothèse que la présence de concentrations décelables d'octaBDE et de nonaBDE dans les échantillons suggérait une accumulation, puis une débromation *in vivo* ultérieure du décaBDE. Bien qu'aucun seuil de détection n'ait été précisé pour le décaBDE, le seuil de détection indiqué pour l'heptaBDE, l'octaBDE et le nonaBDE étant de 0,16 ng/g de poids humide, on présume qu'il est le même pour le décaBDE.

Ismail *et al.* (2009) ont évalué les concentrations de BDE209 et d'autres ignifugeants dans des échantillons de touladi (*Salvelinus namaycush*) recueillis entre 1979 et 2004 dans le lac Ontario (Canada) et archivés à l'époque. On a régulièrement décelé des concentrations de BDE209 dans les échantillons durant cette période et ces dernières variaient de 2,3 à 12 ng/g de lipides (0,27 à 1,3 ng/g de poids humide). Contrairement aux autres congénères de PBDE, on a noté une hausse importante (environ quatre fois supérieure) des concentrations de BDE209 chez les touladis entre 1998 et 2004. L'étude a également fait état d'augmentation majeure des concentrations de la substance entre 1979 et 2004, avec un temps de doublement général de 19 ans ($p < 0,05$).

Guo *et al.* (2008) ont mené une analyse des concentrations et des profils de composition de PBDE dans les tissus de poissons sauvages d'eau douce et d'eau marine, ainsi que de poissons d'élevage dans le delta de la rivière Pearl en Chine. On a décelé du BDE209 dans 70 des 187 échantillons (de peau, de branchies, de tractus gastrointestinal, de foie et de muscles), en concentrations allant de 0,39 à 59,9 ng/g de poids sec (ps). Cependant, les auteurs ont suggéré que cette fréquence de détection était probablement sous-estimée en raison du seuil de détection analytique bien supérieur du BDE209 (10 ng/g) par rapport aux autres congénères PBDE moins bromés (0,2 ng/g). On a déterminé le rapport de concentration de BDE209 le plus élevé et le plus faible (pour l'ensemble des PBDE analysés) dans les échantillons de peau et de foie, respectivement (concentration moyenne/maximum : 48,0/99,2 % dans les tissus de peau; 8,2/83,3 % dans les tissus de foie); dans le même ordre, les concentrations médianes étaient de 95,5 et de 2,54 ng/g de lipides (d'après les échantillons combinés pour tous les poissons). Selon les auteurs, ces concentrations sont attribuables aux faits que, d'une part, le foie joue un rôle essentiel dans la biotransformation des composés organiques chez les poissons étudiés et que, d'autre part, le BDE209 a une courte demi-vie chez ces derniers. Guo *et al.* (2008) ont suggéré que le BDE209 pourrait s'accumuler dans les branchies et le tractus gastrointestinal puisque, dans ces tissus, les concentrations de décaBDE normalisées pour les lipides étaient en fait supérieures à celles observées dans les tissus hépatiques et musculaires. L'étude a conclu que le BDE209 est accumulable dans les tissus des poissons en environnement naturel et elle avance l'hypothèse selon laquelle le BDE209 provenant de zones fortement polluées au décaBDE, comme le delta de la rivière Pearl, est bioaccumulable, notamment dans le biote.

Potter *et al.* (2009) ont mesuré les concentrations de PBDE dans 23 œufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) recueillis dans 13 nids entre 1993 et 2002, à 11 emplacements

situés dans la région de la baie de Chesapeake (États-Unis). La contribution moyenne du BDE209 aux concentrations totales de PBDE mesurées dans ces œufs était de 5,9 % et variait de 0 %, pour les œufs recueillis dans des terres brutes ou à proximité, à 18,6 % pour les œufs ramassés dans une zone à plus forte population. La plus forte teneur en BDE209 relevée au cours de l'étude était de 48,2 ng/g de poids humide, dans des œufs collectés sur le site d'un pont-route en zone urbaine. L'ordre de dominance des congénères de PBDE (des plus dominants aux moins dominants) dans les œufs était le suivant : BDE 153 > BDE 99 > BDE 100 > BDE 154 > BDE 209 > BDE 183 > BDE 197 > BDE 47 > BDE 207. D'après les auteurs, la source de signature des congénères de PBDE fortement bromés dans les œufs à l'étude demeure indéterminée, et la réponse pourrait résider dans les capacités de biotransformation de l'oiseau.

Dans une autre étude menée sur des œufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) au nord des États-Unis, on a détecté du BDE209 dans 114 d'entre eux (Chen *et al.*, 2008). Les œufs ont été collectés de 1996 à 2006 (sauf en 1997 et 1998). Les concentrations de BDE209 relevées variaient de 1,4 à 420 ng/g de poids humide. Les auteurs ont indiqué que la concentration médiane de 26 ng/g de poids humide (ou 480 ng/g de lipides) était bien supérieure à celles observées dans les œufs d'oiseaux européens (comme le faucon pèlerin du Groenland, la buse de Belgique et l'épervier d'Europe), mais comparable à celles relevées dans les œufs de la crécerelle de Chine. Les concentrations de BDE209 et la contribution de ce congénère aux concentrations totales de PBDE étaient plus élevées dans les œufs ramassés en milieu urbain que dans les œufs recueillis en milieu rural ($p < 0,005$). Contrairement aux autres congénères de PBDE, on a noté une hausse importante des concentrations de BDE209 ($r = 0,348$, $p < 0,005$), avec un temps de doublement de cinq ans. Par ailleurs, on a souvent détecté huit congénères de nonaBDE et d'octaBDE en plus du BDE209. L'ensemble de ces congénères constituait 16 % à 57 % des concentrations totales de PBDE déterminées dans les œufs issus d'un milieu urbain, et 4,9 % à 53 % de celles-ci dans les œufs issus d'un milieu rural.

Kunisue *et al.* (2008) ont analysé la tendance spatiale des concentrations de PBDE de même que les tendances de concentration des congénères chez des espèces aviaires, en utilisant des échantillons de tissus (archivés) prélevés chez des oiseaux en eaux libres ainsi que dans l'arrière-pays et sur les côtes du Japon. On a détecté des PBDE dans tous les échantillons de muscles pectoraux de ces oiseaux. Cependant, aucune trace de BDE209 n'a été décelée dans les échantillons suivants : deux des trois échantillons recueillis chez des oiseaux en eaux libres, un des deux échantillons recueillis chez des oiseaux sur la côte, et un des quatre échantillons recueillis chez des oiseaux dans l'arrière-pays. Les échantillons prélevés sur la côte et dans l'arrière-pays présentaient des concentrations de PBDE plus élevées que les échantillons collectés en eaux libres. En outre, l'accumulation de congénères fortement bromés comme le BDE209 était prédominante chez les espèces omnivores résidant à proximité d'habitations humaines. Par exemple, la concentration moyenne de BDE209 dans des échantillons prélevés chez le corbeau de Levillant (*Corvus macrorhynchos*) en 1998 était de 440 ng/g de lipides. Le BDE153, le BDE183 et le BDE209 constituaient, en outre, les congénères prédominants chez cette espèce, et on y a également relevé une teneur en octaBDE et en nonaBDE plus

élevée comparativement aux autres oiseaux.

D'autres études sont présentées à la section 2.2. Les études susmentionnées renfermaient suffisamment de données pour procéder à une évaluation de la bioaccumulation ou de la bioamplification fondée sur le ratio.

2.1.3 Synthèse des données de concentration dans le biote

Les concentrations de décaBDE décelées dans une grande variété d'organismes vivants confirment que cette substance peut s'accumuler dans les organismes jusqu'à un certain degré. Ces données ne démontrent cependant pas que le décaBDE est potentiellement bioaccumulable. Elles ont comme lacune principale de ne pas comparer les concentrations mesurées avec les concentrations évaluées dans le milieu où vit le biote (p. ex. facteur de bioaccumulation ou facteur de bioconcentration) ou avec les concentrations décelées dans les proies consommées par le biote (p. ex. facteur de bioamplification ou facteur d'amplification dans le réseau trophique).

En l'absence d'une évaluation fondée sur le ratio qui permet de déterminer si le décaBDE peut se bioaccumuler ou se bioamplifier, il est quand même possible d'émettre un jugement subjectif à savoir si les concentrations observées dans les prédateurs de niveau trophique supérieur semblent élevées, ce qui indiquerait une amplification trophique possible.

Les concentrations de décaBDE observées sont relativement élevées (p. ex. supérieures à 100 ng/g de lipides) chez certaines espèces de prédateurs de niveau trophique supérieur, notamment :

- des oiseaux de proie, particulièrement le Faucon crécerelle, l'Épervier d'Europe et des hiboux en Chine; le Faucon pèlerin, l'Épervier d'Europe et le Faucon crécerelle au Royaume-Uni et en Suède; le Faucon pèlerin au Groenland; et la buse en Belgique;
- le renard roux en Belgique;
- des requins le long des côtes de la Floride;
- des mammifères marins comme le marsouin commun et le dauphin à nez blanc;
- certaines espèces d'oiseaux de mer, y compris le Héron de Suède et le Goéland bourgmestre de Byroya et de Svalbard, en Norvège.

De tous ces résultats, ceux relatifs au Faucon pèlerin du Groenland et aux requins des côtes de la Floride démontrent peut-être manifestement que l'amplification trophique a bel et bien lieu étant donné l'éloignement des sites d'échantillonnage. Par ailleurs, Vorkamp *et al.* (2005) ont également remarqué que la sous-espèce de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) du Groenland, dont certains échantillons ont été prélevés, migre vers l'Amérique du Sud et l'Amérique centrale durant l'hiver en empruntant une voie migratoire le long de la côte Atlantique de l'Amérique du Nord. Il est par conséquent possible que les organismes aient été exposés à certains milieux contaminés localement, ce qui pourrait expliquer leur charge relativement élevée de décaBDE. Bien que de fortes concentrations de décaBDE soient observées dans les requins de la Floride, les espèces de

poissons téléostéens, qui font partie du même écosystème et qui constitueraient probablement les espèces-proies du requin, n'affichent pas ces mêmes concentrations élevées. Une autre explication possible serait que les requins sont également exposés à des déchets contaminés qu'ils consomment.

En ce qui concerne les autres résultats, plusieurs facteurs ont tendance à maquiller les conclusions à savoir si le décaBDE est bioaccumulable, notamment :

- la possibilité que les espèces échantillonnées vivent dans des habitats diversifiés contaminés au décaBDE, à proximité de zones industrialisées;
- le grand nombre d'échantillons d'une même espèce et d'une même étude où aucune concentration de décaBDE n'a été décelée bien que de fortes concentrations aient été observées.

Même si des concentrations élevées de BDE209 ont été relevées dans certains organismes vivants, globalement, les données issues d'études de surveillance contredisent directement la conclusion généralisée selon laquelle les concentrations de décaBDE sont relativement élevées dans les prédateurs de niveau trophique supérieur, par exemple :

- des concentrations de décaBDE relativement faibles et souvent non décelées dans certaines espèces de poissons de mer, tels le saumon et la morue, qui pourraient être considérées comme des prédateurs de niveau trophique supérieur au sein de leur réseau trophique respectif (ces données sont présentées de façon sommaire à l'annexe A);
- des concentrations de décaBDE relativement faibles et souvent non décelées dans des mammifères prédateurs tels que le grizzly, l'ours polaire et le lynx, qui sont des organismes de niveau trophique supérieur;
- des concentrations de décaBDE relativement faibles et souvent non décelées dans des mammifères marins de niveau trophique supérieur;
- des concentrations de décaBDE relativement faibles et souvent non décelées dans des oiseaux aquatiques/marins de niveau trophique supérieur;
- des concentrations de décaBDE relativement faibles et souvent non décelées dans des échantillons d'oiseaux de proie recueillis dans le contexte d'études où des concentrations relativement élevées ont également été observées.

De manière générale, il semble que les concentrations plus élevées de décaBDE dans le biote soient en fait des anomalies, lorsque l'on analyse un plus vaste ensemble de données sur les concentrations de décaBDE. Par conséquent, les éléments de preuve fondés sur les concentrations observées dans les prédateurs de niveau trophique supérieur ne démontrent pas de manière incontestable que le décaBDE se bioaccumule ou se bioamplifie dans les réseaux trophiques.

2.2 Données de bioconcentration, de bioaccumulation et de bioamplification

La présente section débute par un résumé des données de bioaccumulation du décaBDE étudiées dans le rapport d'évaluation préalable des PBDE (Canada, 2006; Environnement

Canada, 2006b), puis examine les nouvelles données disponibles depuis 2004 ainsi que leur signification.

2.2.1 Données évaluées dans le cadre de l'évaluation préalable

- Dans le cadre de son étude de bioconcentration de 6 semaines, le Ministère japonais de l'Économie, du Commerce et de l'Industrie (MITI, 1992) a déterminé que le facteur de bioconcentration de la carpe variait entre < 5 et < 50 (il a été recalculé par les Communautés européennes [2002] qui lui ont donné une valeur $< 3\ 000$). Vu la limite d'hydrosolubilité exceptionnellement faible du décaBDE, on ne s'attend pas à ce que cette substance soit absorbée de manière notable par les organismes aquatiques à partir de la phase aqueuse.
- Stapleton *et al.* (2004) ont exposé des alevins de carpes communes (*Cyprinus carpio*) au décaBDE (degré de pureté $> 98\%$ selon les laboratoires Cambridge Isotope Laboratories) en les nourrissant quotidiennement avec des aliments modifiés durant 60 jours (940 ng/jour/poisson) et, par après, en leur offrant de la nourriture non contaminée durant 40 jours. Aucune concentration de décaBDE (c.-à-d. BDE209) n'a été décelée dans les échantillons de tissu de poissons entiers prélevés durant la période d'exposition ou de dépuración (seuil de détection d'environ 1 µg/kg de poids humide), mais plusieurs pics observés sur le chromatogramme des poissons exposés n'ont pas été observés dans les échantillons témoins, ce qui suggère une transformation du décaBDE. Les résultats du MITI donnent à penser qu'au moins 0,44 % du décaBDE était biodisponible sous la forme de métabolites. Cette valeur pourrait être plus élevée si d'autres métabolites étaient présents, mais qu'ils n'avaient pas été décelés lors de ces études.
- Kierkegaard *et al.* (1999) ont exposé des alevins de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à de la nourriture contaminée au Dow FR-300 (composition non déterminée durant l'étude, mais serait de 77,4 % de décaBDE, 21,8 % de nonaBDE et de 0,8 % d'octaBDE selon Norris *et al.*, 1973 et 1974). Une petite proportion de la nourriture contaminée a été absorbée durant la phase d'exposition de 120 jours de l'expérience, ce qui représente environ 0,02 à 0,13 % selon les concentrations totales d'hexaBDE, d'heptaBDE, d'octaBDE, de nonaBDE et de décaBDE observées dans les tissus musculaires ou environ 0,005 % selon les concentrations de décaBDE observées dans les tissus musculaires et la dose alimentaire moyenne de Dow FR-300. Les auteurs n'ont pas précisé la concentration de décaBDE dans la nourriture, ce qui signifie que le facteur de bioaccumulation lié à l'alimentation ne peut être déterminé à partir des données de l'étude.
- Des études sur le métabolisme réalisées avec des rats (Norris *et al.*, 1973, 1974; El Dareer *et al.*, 1987) semblent indiquer que le potentiel de bioaccumulation du décaBDE est très faible chez les mammifères. Par exemple, Norris *et al.* (1973 et 1974) ont administré une suspension de 1,0 mg de décaBDE marqué au carbone 14 et d'huile de maïs à des rats mâles et femelles, et ont constaté qu'environ 90,6 % du décaBDE marqué au carbone 14 administré avait été excrété dans les matières fécales dans les 24 heures et, qu'au bout de 48 heures, toute la dose administrée avait été excrétée. Des études sur l'accumulation dans les tissus, où l'alimentation des rats était composée de décaBDE à raison de 0,1 mg/kg de poids corporel par jour, ont démontré que les

teneurs en brome des différents tissus n'étaient pas significativement supérieures à celles observées chez les groupes témoins. La teneur en brome du tissu adipeux de rats exposés au décaBDE était significativement plus élevée à $p < 0,03$, mais pas à $p < 0,01$, lorsque celle-ci était comparée aux concentrations dans le tissu adipeux des groupes témoins (Norris *et al.*, 1973 et 1974).

Un résumé des données de bioaccumulation de ces études est également présenté à l'annexe B. D'autres études ont aussi été examinées dans le cadre de l'évaluation préalable, mais leurs résultats n'ont pas permis d'estimer des paramètres de bioaccumulation. Ces résultats sont plutôt pertinents pour l'évaluation de la formation de métabolites, et sont donc abordés à la section 3.

2.2.2 Nouvelles données de bioaccumulation

Les données de bioaccumulation tirées d'études publiées après 2004 sont abordées dans la présente section et résumées à l'annexe B.

Études sur des espèces aquatiques

Stapleton *et al.* (2006) ont exposé 45 alevins de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) à de la nourriture additionnée de décaBDE (degré de pureté de 98,7 %; aucune autre caractérisation des matières d'essai n'a été effectuée) pendant une période de 5 mois. Les 45 poissons ont été répartis aléatoirement dans 3 réservoirs expérimentaux, tandis que 15 poissons supplémentaires placés dans un réservoir distinct ont reçu de la nourriture non altérée. La concentration de décaBDE dans la nourriture modifiée était de 940 ng/g et la quantité de nourriture donnée aux poissons (poids moyen de 91,2 g) représentait 1 % de leur poids corporel par jour. Neuf poissons ont été sacrifiés aux fins d'analyse tout au long de la période d'exposition. Des échantillons sanguins ont été prélevés au début de la période d'exposition, puis à 3 différentes occasions durant les 3 derniers mois de l'étude. Des échantillons de sérum sanguin, d'intestin, de foie et de carcasse prélevés à chaque période d'échantillonnage ont été analysés aux fins de détection de décaBDE et de congénères de bromodiphényléthers moins bromés. Une étude *in vitro* a été réalisée simultanément avec des microsomes du foie de truite arc-en-ciel en vue de confirmer la capacité métabolique des tissus de la truite arc-en-ciel et la formation de métabolites potentiels.

L'absorption nette de décaBDE durant l'expérience a été évaluée à 3,2 % selon la charge totale des congénères heptaBDE, octaBDE, nonaBDE et décaBDE de la carcasse ou à 3,7 % quand le foie était inclus dans le calcul. C'est dans le foie (342 ng/g de poids humide) que les concentrations de décaBDE mesurées la dernière journée d'exposition étaient les plus élevées, suivi des intestins (~ 60 ng/g de poids humide – donnée lue sur le graphique), du sérum (de 26 à 40 ng/g de poids humide) et de la carcasse (5,3 ng/g de poids humide). Le seuil de détection dans cette étude était de 1 ng/g de poids humide. Plusieurs congénères heptaBDE, octaBDE et nonaBDE ont également été accumulés, possiblement en raison de la débromation du décaBDE (les poissons n'avaient été exposés qu'au décaBDE et les concentrations de fond de décaBDE dans les poissons du groupe témoin variaient entre $< 0,5$ ng/g et 0,5 ng/g). Ces résultats de débromation sont abordés plus loin, à la section 3.1.

À l'aide des données de concentration mesurées au jour 112, de la teneur en lipides des poissons testés déclarée et des valeurs connues de la concentration de décaBDE ou de la proportion de lipides dans la nourriture présentées par Stapleton *et al.* (2006), il est possible d'estimer les facteurs de bioamplification du décaBDE seul et de la charge combinée du décaBDE et des congénères débromés. Le tableau 2-1 présente un résumé des calculs.

Tableau 2-1 : Facteurs de bioamplification estimés à partir de l'étude sur les effets du décaBDE administré dans l'alimentation de la truite arc-en-ciel qui a été réalisée par Stapleton et collaborateurs (2006; renseignements obtenus par H.M. Stapleton auprès d'Environnement Canada, janvier 2008; source non citée)

| | Nourriture ¹ | Carcasse ¹ | Sérum ¹ | Foie ¹ |
|---|-------------------------|-----------------------|--------------------|-------------------|
| Concentration de décaBDE (ng/g lipides) | 9 307 | 204 | 3 300 ² | 11 958 |
| Fraction du décaBDE dans la charge totale de BDE | N/D | 0,25 | 0,68 | 0,92 |
| Concentration totale de BDE (ng/g lipides)³ | N/D | 831,3 | 4 853 | 16 163 |
| BMF du décaBDE | N/D | 0,02 | 0,35 | 1,28 |
| BMF total des BDE | N/D | 0,09 | 0,52 | 1,74 |

¹Teneur en lipides : nourriture – 10,1 %; carcasse – 4,5 %; sérum – 1 % (présumée); foie – 2,3 %.

²Valeur médiane des valeurs déclarées (de 26 à 40 ng/g de poids humide) divisée par la teneur en lipides estimée.

³Déduite en divisant le décaBDE par la fraction de décaBDE dans la charge totale de BDE.

Étant donné que la teneur élevée en lipides de l'alimentation (10,1 % lipides) comparativement à la teneur de la carcasse et du foie (4,5 % et 2,3 %, respectivement) pourrait faire en sorte que les facteurs de bioamplification exprimés en fonction du poids humide sous-estiment le potentiel de bioaccumulation du décaBDE, des facteurs de bioamplification exprimés en fonction de la masse lipidique ont donc été calculés. Pour le décaBDE seul, les facteurs de bioamplification variaient entre 0,02 (carcasse) et 1,28 (foie), tandis que pour la charge totale de bromodiphényléther, ils variaient entre 0,09 et 1,74.

D'après les résultats d'autres études (se reporter à la section 3), il est possible que le décaBDE se transforme en d'autres produits qui ne sont pas analysés dans la présente étude. L'étude menée par Stapleton *et al.* (2006) ne comprenait pas l'analyse de ces substances potentielles. Si ces substances se forment dans la truite arc-en-ciel, les données de l'absorption nette des bromodiphényléthers neutres seuls sous-estimeraient l'absorption réelle totale de décaBDE. On peut avancer l'hypothèse que l'absorption beaucoup plus faible de décaBDE observée chez la truite arc-en-ciel par rapport à celle observée chez le rat (se reporter à la section 3.1) pourrait être attribuable aux formes neutres et aux formes hydroxylées ou méthoxylées de bromodiphényléthers. Si des métabolites autres que l'heptaBDE, l'octaBDE et le nonaBDE se formaient dans les tissus du poisson et étaient persistants, les facteurs de bioamplification calculés précédemment

sous-estimeraient alors le potentiel d'accumulation total des composés dérivés du décaBDE.

Tomy *et al.* (2004) ont étudié l'absorption de douze congénères tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE (Wellington Laboratories, tous les degrés de pureté > 96 %) et décaBDE (de qualité technique, Great Lakes Chemical Corp., degré de pureté non fourni) par des alevins de truite grise (*Salvelinus namaycush*) ayant consommé de la nourriture additionnée de ces substances. Les poissons testés ont été exposés à l'alimentation altérée durant 56 jours et ont ensuite été soumis à une période d'élimination de 112 jours. Soixante-dix poissons ont été exposés à de faibles et à de fortes concentrations (mesurées dans la nourriture) de DécaBDE de qualité technique et un groupe témoin non exposé a également été suivi de près (concentrations mesurées dans la nourriture). Une absorption significative du décaBDE a pu être observée chez les groupes expérimentaux exposés aux faibles et aux fortes concentrations. Chez les groupes exposés aux fortes concentrations, l'efficacité d'absorption a été estimée à 5,2 % (Tomy *et al.* 2004; renseignements obtenus par G. Tomy auprès d'Environnement Canada, juillet 2009, source non citée), la demi-vie, à 26 ± 5 jours et le facteur de bioamplification¹, à 0,3. Bien que des congénères moins bromés de PBDE semblent s'être formés dans les poissons, il n'a pas été possible d'inclure les congénères débromés dans les estimations du facteur de bioamplification, car des congénères semblables étaient aussi présents dans la nourriture altérée ou potentiellement présents sous forme d'impuretés dans le DécaBDE de qualité technique à l'étude. Par ailleurs, l'étude faisait état d'autres incertitudes, notamment quant à l'utilisation d'aquariums en fibre de verre qui pourraient avoir adsorbé des matières d'essai.

Ciparis et Hale (2005) ont examiné la biodisponibilité de nombreux PBDE, dont le décaBDE, présents dans les sédiments et les biosolides, pour un oligochète aquatique, *Lumbriculus variegatus*, et l'accumulation de ces substances dans cet organisme. Les oligochètes ont été exposés soit à des biosolides compostés qui renfermaient 1 600 ng/g de PBDE au total, soit à des sédiments artificiels auxquels des mélanges commerciaux de pentaBDE et de décaBDE (1 300 ng/g de PBDE au total) avaient été ajoutés. Le protocole expérimental comprenait une phase d'absorption de 28 jours, suivie d'une phase d'élimination de 21 jours. À la suite d'une extraction par solvant, d'une décontamination par filtration sur gel et d'une purification plus poussée à l'aide de colonnes d'extraction en phase solide, le décaBDE a été quantifié dans les tissus et les substrats à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur à conductibilité électrolytique de gaz halogène ayant un seuil de détection de 190 ng/g pour les tissus et de 20 ng/g pour les substrats. Bien qu'une importante accumulation de PBDE moins bromés (particulièrement BDE47 et BDE99) ait été observée avec des biosolides comme avec des sédiments additionnés de ces substances, l'absorption du décaBDE a été minimale et il n'a pas été possible d'estimer les facteurs d'accumulation biote-sédiments à l'état d'équilibre ni les paramètres cinétiques liés à l'accumulation du décaBDE. Les auteurs ont avancé l'hypothèse que la biodisponibilité du décaBDE était limitée par la valeur élevée de son logarithme K_{oc} (suggérant que la désorption du décaBDE dans les sédiments est

¹ Facteur de bioamplification = F/kd où α est is the absorption efficiency, F is the feeding rate on a lipid basis and kd is the total elimination rate constant

minimale) et par sa grande taille moléculaire, ce qui pourrait nuire à son transport à travers la membrane cellulaire.

Burreau *et al.* (2004, 2006) ont publié les résultats de trois différents programmes de surveillance des polychlorobiphényles et des polybromodiphényléthers dans le réseau trophique. Burreau *et al.* (2004) ont prélevé des échantillons sur des perches communes (*Perca fluviatilis*; n = 120, 33 spécimens), des gardons (*Rutilus rutilus*; n = 23, 8 spécimens) et des grands brochets (*Esox lucius*; n = 51, 25 spécimens) dans l'estuaire Lumparn de l'archipel Åland dans la mer Baltique et ont analysé des échantillons composites de tissu musculaire de chaque espèce.² Burreau *et al.* (2006) ont présenté une description d'études de surveillance menées dans la mer Baltique et dans l'océan Atlantique (au sud de l'Islande). Dans le cadre de l'étude dans la mer Baltique réalisée en 1998, des échantillons de zooplancton (crustacé calanoïde, n = 3 traits), de sprat (*Spratus spratus*; n = 6), de hareng (*Clupea harengus*; n = 5) et de saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*; n = 10) ont été prélevés, tandis que lors de l'étude dans l'océan Atlantique réalisée en 1999, des échantillons de zooplancton de l'espèce calanoïde (*Calanoid sp.*; n = 10), de petit hareng (*Clupea harengus*; n = 6), de hareng (*Clupea harengus*; n = 10) et de saumon de l'Atlantique (n = 10) ont été prélevés. Les seuils de détection variaient entre 140 et 148 pg/g. Les seuils de détection analytique variaient de 14 à 14,8 pg/g de poids humide. Les mesures de décaBDE déterminées ont été corrigées par des essais à blanc. Le tableau 2-2 présente un sommaire des concentrations médianes observées dans les échantillons de biote prélevés dans la mer Baltique et dans l'océan Atlantique Nord.

² L'écart entre le n des échantillons et le n des analyses s'explique par le fait que seuls les échantillons où le congénère a été décelé ont été utilisés.

Tableau 2-2 : Sommaire des concentrations de décaBDE observées dans le biote d'eau douce et de mer échantillonné dans l'estuaire Lumparn, la mer Baltique et l'océan Atlantique Nord (Burreau *et al.*, 2004 et 2006)

| Lieu | Espèce | Concentration médiane (ng/g lipides) | Nombre d'échantillons où le décaBDE a été décelé/ Nombre d'échantillons analysés |
|-----------------------|--|--------------------------------------|---|
| Estuaire Lumparn | Gardon <i>Rutilus rutilus</i> | 48 | 3/8 |
| Estuaire Lumparn | Perche commune <i>Perca fluviatilis</i> | 1,3 | 12/33 |
| Estuaire Lumparn | Grand brochet <i>Esox lucius</i> | 1,7 | 4/25 |
| Mer Baltique | Zooplancton <i>Calanoid sp.</i> | 2,1 | 3/3 |
| Mer Baltique | Sprat <i>Sprattus sprattus</i> | 0,082 | 3/6 |
| Mer Baltique | Hareng <i>Clupea harengus</i> | 0,24 | 4/5 |
| Mer Baltique | Saumon de l'Atlantique <i>Salmo salar</i> | 0,41 | 3/10 |
| Océan Atlantique Nord | Petit hareng <i>Clupea harengus</i> | 0,31 | 6/6 |
| Océan Atlantique Nord | Hareng <i>Clupea harengus</i> | 0,039 | 3/6 |
| Océan Atlantique Nord | Saumon de l'Atlantique <i>Salmo salar</i> | non décelée | 0/10 |

Afin d'examiner le potentiel de bioamplification du décaBDE dans le réseau trophique à l'aide des données sur le biote de chaque réseau trophique de la mer Baltique (gardon–perche commune–grand brochet; zooplancton–sprat–hareng–saumon), les auteurs ont analysé l'amplification trophique. Cette analyse suppose une régression des concentrations normalisées pour les lipides par rapport à $\delta^{15}\text{N}$, selon le modèle suivant :

$$C = A \cdot e^{(B \cdot \delta^{15}\text{N})}$$

Où C est la concentration dans le biote (normalisée pour les lipides), A est une constante qui représente $\delta^{15}\text{N}$ au bas de la chaîne alimentaire et B représente le « potentiel de bioamplification » de la substance. Une valeur de B positive indique que le produit chimique est bioamplifié, tandis qu'une valeur négative de B correspond à une dilution trophique de la concentration de la substance. B est semblable à un facteur d'amplification dans le réseau trophique, sauf qu'un tel facteur est exprimé sur une base arithmétique plutôt que logarithmique et qu'il est établi en fonction d'une régression avec

le niveau trophique (estimé à partir de $\delta^{15}\text{N}$) plutôt qu'en fonction de la valeur même de $\delta^{15}\text{N}$. Les valeurs de B pour les deux réseaux trophiques n'étaient pas significativement différentes de zéro, ce qui indique que le décaBDE ne semble pas s'être bioamplifié dans ces réseaux trophiques. Parce qu'aucune concentration de décaBDE n'a été décelée dans le saumon de l'océan Atlantique, une analyse semblable n'a pu être effectuée pour ce réseau trophique.

À l'aide des données sur les concentrations publiées, il est également possible d'estimer les facteurs de bioamplification normalisés pour les lipides de combinaisons prédateur-proie précises (se reporter au tableau 2-3 pour un résumé des données). Les facteurs de bioamplification varient entre 0,03 et 5, selon la combinaison prédateur-proie, ce qui laisse supposer une bioamplification du décaBDE dans certaines combinaisons prédateur-proie. Il est cependant important de réaliser que les relations alimentaires précises dans ces réseaux trophiques sont inconnues, ce qui génère beaucoup d'incertitudes quant aux estimations des facteurs de bioamplification.

Tableau 2-3 : Estimations des BMF du décaBDE présent dans les échantillons de biote prélevés dans les réseaux trophiques pélagiques de l'estuaire Lumparn, de la mer Baltique et de l'océan Atlantique, publiées par Burreau et collaborateurs (2004 et 2006)

| Lieu | Prédateur-proie | BMF (normalisé pour les lipides) |
|------------------|--|----------------------------------|
| Estuaire Lumparn | perche commune-gardon <i>Perca fluviatilis-Rutilus rutilus</i> | 0,03 |
| | grand brochet-gardon <i>Esox lucius-Rutilus rutilus</i> | 0,04 |
| | grand brochet-perche commune <i>Esox lucius-Perca fluviatilis</i> | 1,31 |
| Mer Baltique | sprat-zooplancton <i>Sprattus sprattus</i> -crustacé calanoïde | 0,04 |
| | hareng-sprat <i>Clupea harengus-Sprattus sprattus</i> | 2,93 |
| | hareng-zooplancton <i>Clupea harengus-Calanoid sp.</i> | 0,11 |
| | saumon-sprat <i>Salmo salar-Sprattus sprattus</i> | 5,00 |
| | saumon-hareng <i>Salmo salar-Clupea harengus</i> | 1,71 |
| Océan Atlantique | hareng-petit hareng <i>Clupea harengus-Clupea harengus</i> | 0,13 |

Après avoir évalué les études de Burreau *et al.* (2004 et 2006), l'équipe du Royaume-Uni (2007a) recommande la prudence car les concentrations relativement élevées de décaBDE dans les essais à blanc et les faibles concentrations dans les échantillons de biote rendent l'analyse globale de la bioamplification incertaine. À l'heure actuelle, ce problème semble être fréquent lors d'études de terrain sur la présence de décaBDE dans le biote.

Shaw *et al.* (2009) ont étudié la bioaccumulation de polybromodiphényléthers dans des réseaux trophiques marins au nord-ouest de l'Atlantique. Afin d'évaluer le transfert de PBDE de la proie au prédateur, l'étude a comparé les PBDE mesurés antérieurement dans la graisse de phoque commun avec des échantillons de poissons entiers de sept espèces comprenant les proies principales du phoque commun (*Phoca vitulina concolor*). On a recueilli 87 poissons (de taille > 35 cm) au large de la côte du Maine dans le cadre du sondage au chalut des stocks de poissons démersaux mené dans golfe du Maine, de mai à juin 2006. Les espèces collectées comprenaient : le merlu argenté (*Merluccius bilinearis*, n = 10), la merluche blanche (*Urophycis tenuis*, n = 17), le hareng (*Clupea harengus*, n = 20), la plie canadienne (*Hippoglossides platessoides*, n = 10), le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*, n = 10) et la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*, n = 10). Le maquereau (*Scomber scombrus*, n = 10) a été pêché à l'hameçon et à la ligne dans la même zone au cours de juin 2006. Les poissons entiers ont été transportés dans de la glace vers le laboratoire, où l'on a consigné leur taille et poids standard, puis ils ont été congelés et stockés à -40 °C avant d'être acheminés vers le laboratoire d'analyse. On a ensuite réparti les échantillons de poissons entiers en 17 groupes de composites que l'on a homogénéisés. Pour l'extraction, les échantillons de poisson (~1,5 g de lipides, et entre 5 et 100 g de tissus) ont été homogénéisés et mélangés avec du sulfate de sodium. Après l'ajout de standards internes PBDE, un mélange de cyclohexane et de dichlorométhane a été appliqué à la colonne pour l'extraction des PBDE ainsi que d'autres composés lipophiles et graisses. On a ensuite lavé et séché l'extrait, puis, après l'évaporation du solvant, on a procédé à la détermination des lipides totaux par gravimétrie. L'extrait final a été évaporé par un courant d'azote à un volume final de 50 µl contenant du BDE139 marqué C¹³ à titre d'étalon de récupération. Les mesures ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse haute résolution combinée à la spectrométrie de masse haute résolution

Les concentrations totales de PBDE dans les échantillons de poissons variaient de 18,3 à 81,5 ng/g de lipides (concentration totale moyenne : 62 ± 34 ng/g de lipides) contre 80 à 25 720 ng/g de lipides pour les échantillons de graisse de phoque commun (concentration totale moyenne : $2\,403 \pm 5\,406$ ng/g de lipides – établie au cours d'études précédentes). On a décelé du BDE209 dans 35 % des échantillons de poissons et dans 25 % des échantillons de graisse de phoque commun. Les concentrations de BDE209 allaient de concentrations non décelées (0,2 ng/g de lipides) à 4 ng/g de lipides dans les poissons, et de 1,1 à 7,6 ng/g de lipides dans la graisse de phoque commun (concentration moyenne = 1,2 ng/g de lipides). On a observé des similarités entre les concentrations de BDE chez les poissons et le phoque commun, contrairement aux concentrations totales de PBDE, qui, chez le phoque commun, étaient supérieures de deux ordres de grandeur par rapport aux poissons. Pour le BDE209, les facteurs de bioamplification chez les espèces étudiées variaient entre 0,67 (plie canadienne) 0,075 (maquereau) et 1,3 (merluche blanche); les auteurs ont suggéré que ces facteurs indiquaient un faible potentiel de bioamplification. Ces résultats s'opposent aux facteurs de bioamplification d'autres PBDE, qui allaient en moyenne de 17 à 76,5, ce qui indique une bioamplification élevée dans ce réseau trophique marin. Les auteurs ont également indiqué que la présence de congénères fortement bromés, y compris le BDE209, à des concentrations mesurables dans les tissus des poissons et du phoque commun, ainsi que la bioamplification élevée

du BDE153, du BDE155 et du BDE154, témoignent d'une récente exposition des espèces concernées à des mélanges commerciaux d'octaDBE et de décaDBE dans le réseau trophique marin au large des côtes des États-Unis.

Law *et al.* (2006) ont effectué une étude de terrain sur l'amplification trophique du décaBDE dans le réseau trophique pélagique du lac Winnipeg. Ils ont recueilli des échantillons de poisson, de plancton, de moules, de sédiments et d'eau dans le bassin sud du lac, près de Gimli, au Manitoba. Entre 2000 et 2002, des échantillons de tissu musculaire ont été prélevés chez de nombreuses espèces de poisson, y compris le doré jaune (*Stizostedion vitreum*; n = 5), le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*; n = 5), le méné émeraude (*Notropis atherinoides*; n = 5), la lotte (*Lota lota*; n = 5), le meunier noir (*Catostomus commersoni*; n = 5) et la laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*; n = 3). Des échantillons de plancton tamisé (n = 5, zooplancton et phytoplancton combinés) ont été recueillis à l'aide de coups horizontaux de filets de 160 µm (date non précisée dans l'article). Des lamsiles rayées (*Lampsilis radiata*; n = 5, tissu musculaire conservé aux fins d'analyse) ont été pêchées par des plongeurs en 2002. Des échantillons instantanés de sédiments ont été recueillis à 4 sites et seuls les sédiments de surface (épaisseur de 2 cm) ont été conservés. En 2004, des échantillons d'eau ont été prélevés à l'aide de colonnes Teflon remplies d'absorbant XAD-2. Chaque colonne XAD-2 a permis d'échantillonner 6 échantillons de 54 l à partir des 324 l d'eau recueillis. Les échantillons ont d'abord été filtrés dans un filtre tapissé de fibre de verre (pores de 1 µm de diamètre), puis à travers une colonne XAD-2.

Tous les échantillons ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse aux fins de détection du décaBDE (et de plusieurs autres produits chimiques) et des analyses supplémentaires ont été effectuées pour le dépistage de carbone organique (CO) dans les sédiments, ainsi que de lipides et de $\delta^{15}\text{N}$ dans le biote. Les mesures de $\delta^{15}\text{N}$ servaient à évaluer la position trophique. Le seuil de détection de la méthode d'analyse utilisée était de 0,1 µg/kg pour les échantillons de biote et de sédiment, et de 15 pg/l pour les échantillons d'eau. La concentration de décaBDE, les teneurs en lipides et en carbone organique, et les niveaux trophiques du biote estimés sont résumés au tableau 2-4.

En utilisant les niveaux trophiques estimés à partir des données de $\delta^{15}\text{N}$, on évalue le classement par ordre de rang des niveaux trophiques dans le réseau trophique pélagique comme suit : moule \Rightarrow zooplancton, grand corégone \Rightarrow laquaiche aux yeux d'or, meunier noir \Rightarrow lotte, doré jaune (prédateurs de niveau trophique supérieur). La régression de la concentration de décaBDE normalisée pour les lipides en fonction du niveau trophique a permis d'estimer le facteur d'amplification dans le réseau trophique (réseau trophique pélagique) du décaBDE à 3,6³ ($r^2 = 0,46$; $p = 0,0001$). Les facteurs de bioamplification prédateur-proie (normalisés pour les lipides) ont également pu être calculés à l'aide de l'ensemble de données sur le biote. La valeur des facteurs de bioamplification du décaBDE estimés variait entre 0,1 et 34, selon la combinaison prédateur-proie.

³ Prendre note qu'il s'agit de la valeur corrigée publiée par Law *et al.* (2007).

Bien que les facteurs estimés d'amplification dans le réseau trophique et les facteurs estimés de bioamplification visent à fournir une réelle indication de l'amplification trophique et de la bioamplification du décaBDE dans un réseau trophique aquatique, il est important de tenir compte de certaines incertitudes liées à l'étude.

De nombreuses concentrations de décaBDE mesurées dans le cadre de l'étude de Law *et al.* (2007) étaient près du seuil de détection, ce qui rend la détermination de ces concentrations encore plus incertaine et soulève la possibilité de faux positifs. De plus, la bioamplification était déterminée au moyen de données normalisées pour les lipides, alors que certains tissus présentaient de très faibles concentrations de lipides (p. ex. le tissu musculaire du doré jaune, de la lotte et de la moule). Des teneurs en lipides faibles à ce point entraînent des concentrations très incertaines qui sont exprimées en fonction de la masse lipidique. Dans cette étude, quand la bioamplification est évaluée en fonction des concentrations de poids humide, elle n'est pas démontrée.

Il existe d'autres incertitudes quant à la pertinence de valeurs normalisées pour les lipides dans le cas du décaBDE. Il a été suggéré que cette substance se fixait aux protéines dans certaines situations même si, en raison de sa structure chimique, on ne s'attendrait pas à une telle liaison. Il est possible que le décaBDE concoure à des liaisons non spécifiques dans le plasma sanguin (p. ex. lipides) (p. ex. Han *et al.*, 2007). Ainsi, ces liaisons pourraient occasionner une accumulation préférentielle dans le foie, mais aucune conclusion définitive n'a été émise dans ce sens.

Tableau 2-4 : Résultats de l'analyse de la teneur en lipides, de la teneur en carbone organique et du $\delta^{15}\text{N}$ d'échantillons d'eau, de sédiments et de biote prélevés dans le lac Winnipeg (Law *et al.*, 2006)

| Échantillon | $\delta^{15}\text{N}$ | Niveau trophique | Teneur moyenne en lipides ¹ ou en carbone organique ² | Concentration moyenne de décaBDE (ng/g lipides ¹ ; ng/g poids sec ² ou pg/l ³) |
|--|-----------------------|------------------|---|--|
| Eau (phase dissoute) | N/D | N/D | N/D | < 15 pg/l |
| Sédiments | N/D | N/D | 2 % | 0,63 |
| Tissu musculaire du doré jaune (<i>Stizostedion vitreum</i>) | 17,8 | 2,4 | 1,15 % | 24,7 |
| Tissu musculaire du grand corégone (<i>Coregonus clupeaformis</i>) | 12,0 | 0,8 | 8,78 % | 3,6 |
| Tissu musculaire de la lampsile rayée (<i>Lampsilis radiata</i>) | 9,5 | – | 0,32 % | 50,8 |

| | | | | |
|--|------|------|---------|------|
| Zooplancton de l'espèce <i>Calanoid</i> | 9,7 | 1,00 | 13,67 % | 1,2 |
| Tissu musculaire du méné émeraude (<i>Notropis atherinoides</i>) | 16,0 | 1,9 | 3,18 % | 40,3 |
| Tissu musculaire de la laquaiche aux yeux d'or (<i>Hiodon alosoides</i>) | 16,1 | 1,95 | 2,34 % | 41,6 |
| Tissu musculaire du meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>) | 15,2 | 1,7 | 2,27 % | 12,0 |
| Tissu musculaire de la lotte (<i>Lota lota</i>) | 16,6 | 2,2 | 0,33 % | 98,7 |

N/D – Non disponible

¹Pour les échantillons de biote

²Pour les échantillons de sédiment

³Pour les échantillons d'eau

L'équipe du Royaume-Uni (2007a) a également attiré l'attention sur les points faibles suivants de l'étude de Law *et al.* (2006) :

- Il existe certaines incertitudes quant à la pertinence de la caractérisation des niveaux trophiques établie en fonction de l'analyse $\delta^{15}\text{N}$ car la structure trophique proposée ne correspond pas nécessairement à ce qu'on s'attendrait d'après la taille et les caractéristiques alimentaires des espèces (p. ex. le niveau trophique estimé pour le méné émeraude est supérieur à celui du grand corégone, mais selon sa taille et ses antécédents, on s'attendrait à ce qu'il soit d'un niveau trophique inférieur);
- Il existe des incertitudes quant à la représentativité des échantillons puisque les échantillons étaient petits dans certains cas et qu'ils avaient été recueillis à différents moments entre 2000 et 2002;
- Les données sur les relations alimentaires des espèces analysées sont insuffisantes. Il n'est pas clair si les espèces étudiées appartiennent essentiellement à la même chaîne alimentaire ou si elles se nourrissent d'autres espèces qui n'ont pas été échantillonnées et qui pourraient constituer d'importants éléments du réseau trophique.

Dans une étude des réseaux trophiques de l'Arctique, à l'est du Canada, Tomy *et al.* (2008) ont examiné la portée d'un transfert trophique de sept congénères de PBDE, y compris le BDE209. Les PBDE ont été analysés dans la graisse de béluga (*Delphinapterus leucas*, n = 5), de narval (*Monodon monoceros*, n = 5) et de morse (*Odobenus rosmarus*, n = 5). Des homogénats d'organismes entiers de morue polaire (*Boreogadus saida*, n = 8), de crevettes (*Pandalus borealis* et *Hymenodora glacialis*,

n = 5), de myes (*Mya truncate* et *Serripes groenlandica*, n = 5), de sébaste atlantique (*Sebastes mentella*, n = 5) et de mélange de zooplancton (n = 5) ont été analysés. Des échantillons ont été collectés dans diverses parties de l'est de l'Arctique du Canada entre 1996 et 2002, puis ont été archivés. On a extrait de la graisse de mammifères marins en utilisant un broyeur à boulets muni d'un dispositif de secouage avec du sulfate de sodium anhydre et de l'hexane/dichlorométhane (DCM). On a ensuite ajouté à chaque cellule des étalons internes de récupération (RIS), puis agité et laissé reposer le tout de 2 à 4 heures avant de le passer à la centrifugeuse et de le décanté. L'extraction a été répétée à deux reprises en combinant des extraits décantés. Des tissus de poissons, de crevettes et de myes ont été homogénéisés avec de la glace sèche dans un mélangeur de laboratoire, puis stockés à -20 °C dans un congélateur pour permettre la sublimation du CO₂. Les tissus décongelés ont été pesés, mélangés à de la terre d'infusoires à boulettes (Hydromatrix), ajoutés à une cellule avec les RIS, puis extraits en utilisant un extracteur à solvant accéléré (ASE 300). Les échantillons de zooplancton ont été pesés à l'état congelé et homogénéisés en les mélangeant directement avec le matériau Hydromatrix avant l'extraction accélérée par solvants. L'espace vide a été rempli avec du sable. Après l'extraction, on a ajouté du sulfate de sodium anhydre dans les bouteilles de collecte pour supprimer l'eau. On a réduit le volume des extraits, puis filtré ces derniers. La teneur en lipides a été déterminée par méthode gravimétrique dans une aliquote de l'extrait, alors que les lipides ont été supprimés du reste de l'extrait par chromatographie à perméation de gel. Après réduction du volume, les échantillons ont été nettoyés au Florisil selon Law *et al.* (2006). On a également diminué le volume de la fraction de BDE à 200 µL et ajouté des étalons internes de rendement des instruments (10 µL de 2 ng/µL d'aldrine). Les PBDE dans les échantillons de tissus ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse des ions négatifs à capture d'électrons (GC-ECNI-MS). Des PBDE ont été décelés en mode de détection d'ions déterminés (SIM) en utilisant des ions bromure (Br⁻) (*m/z* 79,81) et une solution standard externe contenant le mélange de BDE (36 congénères), y compris du BDE209, pour la quantification. Des témoins de procédure et d'appareil ont été utilisés et tous les échantillons ont été corrigés par des essais à blanc. Le niveau trophique relatif des organismes a été déterminé par des isotopes stables ($\delta^{15}\text{N}$) analysés à l'Université de la Géorgie. Le facteur de bioamplification a été déterminé comme étant le rapport ajusté de la concentration dans les tissus du prédateur contre la concentration dans les tissus de la proie dans le niveau trophique.

La concentration totale des sept congénères analysés variait de 0,4 ng/g de lipides chez le morse, à 72,9 ng/g de lipides chez le zooplancton. Les concentrations moyennes de BDE209, quant à elles, allaient de concentrations non décelées (morse, béluga, narval) à 18,7 ng/g de lipides (zooplancton). On a noté que le BDE209 contribuait de façon significative à la charge corporelle de PBDE totaux dans les organismes de niveau trophique inférieur : 60 % chez le sébaste atlantique et 75 % chez la morue polaire. Inversement, dans les organismes de niveau trophique supérieur comme le béluga et le narval, le BDE209 représentait moins de 2 % de la charge corporelle de BDE, alors que le BDE47 comptait pour plus de 40 % dans les échantillons. Les auteurs ont suggéré que les concentrations élevées de BDE209 dans les organismes de niveau trophique inférieur peuvent indiquer une plus grande exposition au BDE209 par l'intermédiaire du

zooplancton, ainsi que des capacités métaboliques limitées quant à ce composé. Les facteurs de bioamplification exprimés en fonction de la masse lipidique pour le BDE209 relativement aux interactions prédateurs-proies sont les suivants : béluga (graisse):morue polaire (entière) < 1; béluga (graisse):sébaste atlantique (entier) < 1; morue polaire (entière):zooplancton (entier) < 1. Les facteurs de bioamplification n'ont pas été calculés pour narval:sébaste atlantique et narval:morue polaire. Un facteur d'amplification dans le réseau trophique (statistiquement significatif) a été estimé pour le BDE209 ($p = 0,002$; coefficient de corrélation $R^2 = 0,25$). Les auteurs ont conclu que les concentrations de BDE209 diminuaient avec le niveau trophique, ce qui suggère un épuisement métabolique de ce congénère ou une assimilation réduite en amont du réseau. En outre, les auteurs ont suggéré que les résultats concordent avec les autres études qui ont indiqué que le BDE209 n'est pas un congénère abondant dans les organismes de niveau trophique supérieur. Ils ont également avancé l'hypothèse selon laquelle cela est dû à la capacité métabolique améliorée du BDE209 dans les organismes de niveau trophique.

À titre de suivi de leur étude des réseaux trophiques de l'Arctique, à l'est du Canada, Tomy *et al.* (2009) ont mené une étude des réseaux trophiques de l'Arctique, à l'ouest du Canada afin d'examiner la trophodynamique des PBDE. Les PBDE ont été mesurés chez le béluga (*Delphinapterus leucas*), le phoque annelé (*Phoca hispida*), la morue polaire (*Boreogadus saida*), le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*), le cisco arctique (*Coregonus autumnalis*), l'amphipode pélagique (*Themisto libellula*) et le copépode arctique (*Calanus hyperboreus*). Les animaux ont été sélectionnés à partir du dépôt d'échantillons archivés de Pêches et Océans Canada. On a relevé des composés bromés dans la graisse de phoque annelé et de béluga, dans l'organisme entier des poissons pélagiques, sauf le foie, et dans les composites regroupés pour les invertébrés. Les méthodes d'extraction utilisées étaient celles de Tomy *et al.* (2008) (voir l'étude ci-dessus). Les PBDE ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution couplée à la spectrométrie de masse des ions négatifs à capture d'électrons. On a quantifié le BDE209 par dilution isotopique, notamment en utilisant les valeurs de $^{13}\text{C}_{12}$ -BDE209 et de m/z (de 486,6/488,6 et 494,6/496,6, respectivement) aux fins de quantification et de confirmation pour l'étalon interne natif et marqué aux isotopes. Les isotopes stables d'azote, exprimés sous forme de $\delta^{15}\text{N}$, ont été analysés au laboratoire d'isotopes stables de l'Université de Winnipeg (Manitoba, Canada). On a déterminé les facteurs de bioamplification suivant la méthode de Tomy *et al.* (2008) (voir l'étude ci-dessus).

Le niveau trophique relatif des organismes étudiés a été établi à l'aide d'isotopes stables de $\delta^{15}\text{N}$. Cette analyse a indiqué le réseau trophique suivant : béluga > phoque annelé > morue polaire > hareng du Pacifique et cisco arctique > amphipode pélagique > copépode arctique. La concentration totale des sept congénères analysés (BDE47, -85, -99, -100, -153, -154, et -209) variait de 2,6 ng/g de lipides chez le phoque annelé à 205,4 ng/g de lipides chez la morue arctique. Les concentrations médianes de BDE209 variaient de 0,04 ng/g de lipides chez le copépode arctique à 7,23 ng/g de lipides chez le cisco arctique. Par ordre de rang, les concentrations médianes de BDE209 étaient les suivantes : cisco arctique > morue polaire > hareng du Pacifique > béluga et phoque annelé > amphipode pélagique > copépode arctique. Les facteurs de bioamplification

normalisés pour les lipides relativement au BDE209 étaient les suivants : phoque annelé (graisse):morue polaire (foie) = 0,3; béluga (graisse):morue polaire (foie) = 0,3; béluga (graisse):hareng du Pacifique (foie) = 0,9; béluga (graisse):cisco arctique (foie) = 0,03; morue polaire (foie):copépode arctique (entier) = 12,7; morue polaire (foie):amphipode pélagique (entier) = 4,8. Les résultats portent à croire que l'épuisement du BDE209 se produit chez les animaux de niveau trophique supérieur, tandis que la bioamplification a lieu chez les espèces de niveau trophique inférieur. Bien que la bioamplification était notable dans la partie inférieure de la chaîne alimentaire, des doutes persistent concernant les résultats. Par exemple, il semble que les organismes à l'étude aient été collectés à différents moments et emplacements. Aucun des PBDE n'a montré une relation positive statistiquement significative avec le niveau trophique; de même, aucun facteur d'amplification dans le réseau trophique (statistiquement significatif) n'a été trouvé pour le BDE209.

Wu *et al.* (2009) ont évalué la bioamplification des PBDE, y compris le BDE209, dans un réseau trophique d'eau douce fortement contaminé, au sud de la Chine. Des espèces aquatiques sauvages représentant différents niveaux trophiques ont été échantillonnées en 2006 à partir d'un réservoir entouré de plusieurs ateliers de recyclage des déchets électroniques. Deux espèces de prédateurs de niveau trophique supérieur ont été échantillonnées notamment : le serpent d'eau (*Enhydris chinensis*) et le poisson à tête de serpent (*Channa argus*), ainsi que leur proie : la carpe de vase (*Cirrhinus molitorella*), la carpe commune (*Cyprinus carpio*), le carassin (*Carassius auratus*) et la crevette (*Macrobrachium nipponense*). Des vivipares chinoises (*Cipangopaludina chinensi*) ont également été ramassées dans les eaux peu profondes autour du réservoir. On a regroupé des échantillons de petits organismes (p. ex. vivipare chinoise, crevette et carpe de vase). La masse corporelle et la longueur des échantillons ont été mesurées, puis ces derniers ont été **stockés** à -20°C jusqu'à être à nouveau traités. Pour l'analyse chimique, les échantillons ont été décongelés et les corps entiers ont été homogénéisés; on a ensuite prélevé deux sous-échantillons de chaque spécimen, dont un pour la détermination des PBDE et l'autre pour l'analyse d'isotopes stables d'azote. Les échantillons ont été broyés avec des cendres de sulfate de sodium anhydre, puis extraits d'une solution d'hexane et d'acétone (1/1, v/v) pendant 48 heures. On a déterminé les lipides (par méthode gravimétrique) dans une aliquote de l'extrait. On a ensuite analysé les PBDE par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en mode d'ionisation négative par capture d'électrons, ainsi qu'en mode de détection d'ions déterminés. La récupération des témoins d'ajout allait de 76,9 à 105,2 % pour les PBDE. Les écarts-types relatifs des échantillons en trois exemplaires étaient inférieurs à 24 % pour le BDE209. Les isotopes stables d'azote, exprimés sous forme de $\delta^{15}\text{N}$ ont été analysés par un analyseur d'éléments de série flash EA 112 couplé à un spectromètre de masse à ratio isotopique de série Finigan MAF ConFlo 111.

On a calculé les facteurs d'amplification trophique selon la méthode de Tomy *et al.* (2004), c'est-à-dire en utilisant des concentrations normalisées pour les lipides. Les facteurs d'amplification dans le réseau trophique variaient de 0,26 à 4,47 pour les PBDE. Pour le BDE209, ce facteur était de 0,26, ce qui indique une dilution trophique, bien que le résultat n'avait qu'une signification statistique relative ($p = 0,053$). Les auteurs ont

suggéré que les différentes conditions environnementales (p. ex. température de l'eau plus élevée), compositions des réseaux trophiques et concentrations de PBDE dans les organismes peuvent constituer un facteur lorsque l'on fait une comparaison entre les FAT inférieurs de cette étude et ceux qui ont été calculés dans les études sur les réseaux trophiques nordiques. Aucune corrélation significative entre les FAT et le log K_{oe} n'a été établie pour les PBDE, et les auteurs ont indiqué que d'autres facteurs (p. ex. le métabolisme) pourraient jouer un rôle plus important dans le transfert des PBDE vers le réseau trophique.

Yu *et al.* (2009) ont analysé les concentrations de dix congénères de PBDE dans le réseau trophique de l'estuaire de la rivière Pearl (région du delta), au sud de la Chine, pour comprendre le comportement de ces substances en matière d'accumulation. Au total, 254 échantillons de biote (dont 4 espèces d'invertébrés et 10 espèces de poissons) ont été recueillis dans l'estuaire de la rivière Pearl entre 2005 et 2007. Parmi ces espèces, on comptait : le crabe nageur (*Ovalipes punctatus*), le crabe des Samoa (*Scylla serrata*), l'arche (*Tegillarca granosa*), l'escargot *Oncomelania* (*Oncomelania hupensischiui*), le mulot cabot (*Mugil Cephalus*), le gobie-anguille rouge (*Odontamblyopus Rubicundus*), le poisson plat (*Cynoglossus robustus*), le picot gris (*Siganus canaliculatus*), le pêche-madame argenté (*Sillago sihama*), le pompano (*Psenopsis anomala*), l'anguille du Japon (*Anguilla japonica*), le poisson à tête plate (*Platycephalus indicus*), le sciænidé (*Pseudosiaena crocea*) et le bombay duck (*Harpodon nehereus*). On a analysé 124 échantillons individuels ou composites pour les PBDE. Ces échantillons ont ensuite été homogénéisés, puis analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en mode d'ionisation négative par capture d'électrons, ainsi qu'en mode de détection d'ions déterminés. Les concentrations de PBDE dans les organismes variaient de 6,2 à 208 ng/g de poids lipidique. Toutefois, on a décelé du BDE209 dans seulement 18 % des échantillons, allant de concentrations non décelées à 1,6 ng/g de lipides. En raison de sa faible présence, le BDE209 a été exclu des analyses suivantes du rapport, et aucun facteur d'amplification dans le réseau trophique n'a été calculé pour ce congénère.

Dans le cadre d'une étude de débromation *in vivo* et dans l'environnement du décaBDE, La Guardia *et al.* (2007) ont examiné les concentrations de décaBDE dans les sédiments et les organismes aquatiques présents dans le milieu récepteur d'une station d'épuration des eaux usées de Roxboro, en Caroline du Nord. Tous les échantillons ont été prélevés et purifiés par chromatographie sur gel, puis analysés par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse en mode d'ionisation négative par capture d'électrons et en mode d'ionisation électronique aux fins de détection de PBDE. D'autres détails sur l'étude sont présentés aux sections 3.1.2 et 3.2.1. Le décaBDE a été décelé dans des échantillons de sédiments et de tissus de crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) et d'écrevisse de l'espèce *Cambarus puncticambarus* recueillis en 2002, tout juste en aval de l'émissaire d'évacuation de la station d'épuration des eaux usées. Les concentrations de décaBDE mesurées en 2002, à ce site, dans les sédiments, dans le crapet-soleil et dans l'écrevisse étaient respectivement de 1 630 000 µg/kg de carbone organique, 2 880 µg/kg de lipides et 21 600 µg/kg de lipides. Les concentrations beaucoup plus élevées observées chez l'écrevisse sont attribuées à l'association de cette espèce avec les sédiments et les auteurs

ont avancé l'hypothèse que l'écrevisse servait peut-être de lien pour le transfert du décaBDE entre les sédiments et les organismes pélagiques.

Selon les résultats obtenus par La Guardia *et al.* (2007), il est possible d'évaluer les facteurs d'accumulation biote-sédiments du crapet-soleil et de l'écrevisse à 0,0018 et 0,013, respectivement. Ces valeurs sont bien en deçà des valeurs témoignant éventuellement d'une bioamplification (c.-à-d. ~1,7 à 3; se reporter à la section 1.2), ce qui semble indiquer qu'une faible biodisponibilité des sédiments combinée à une faible transformation métabolique pourraient restreindre la bioaccumulation et la bioamplification du décaBDE dans l'écosystème.

Wang *et al.* (2007) ont étudié des échantillons d'eau, de sédiments et d'espèces aquatiques prélevés dans un petit lac de Beijing, en Chine, où se déversent les rejets d'effluent d'une importante station d'épuration des eaux usées. Les échantillons ont été homogénéisés, extraits et analysés par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et spectrométrie de masse à haute résolution au moyen d'une ionisation électronique. Les chercheurs ont observé que l'accumulation moyenne de 12 PBDE (total, triBDE à heptaBDE) et de BDE209 dans les sédiments était respectivement de 6,33 et de 237,01 µg/kg de poids sec. Les concentrations de BDE209 dans l'eau du lac et dans l'effluent étaient inférieures au seuil de détection analytique (non fournies pour l'eau du lac; 1 µg/kg [on ne sait pas s'il s'agit de poids humide ou de poids sec] pour les sédiments et le biote). De fortes concentrations de BDE209 ont été observées dans le lichen (1 572 µg/kg de poids sec), un oligochète (*Limnodrilus hoffmeisteri*; 11,37 µg/kg de poids sec), la cochenille (114 µg/kg de poids sec) et des espèces de zooplancton (*Monia rectirostris*, *Monia micrura*, *Monia macrocopa*; 151,9 µg/kg de poids sec). Les concentrations moyennes mesurées chez la carpe commune (*Cyprinus carpio*), le tilapia du Mozambique (*Tilapia nilotica*), le poisson-chat (*Silurus meridionalis*), le cyprin doré (*Carassius auratus*) et la tortue de Reeves (*Chinemys reevesii*) étaient beaucoup plus faibles et variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection et 19,32 µg/kg de poids sec. Aucune bioconcentration ou bioaccumulation de BDE209 n'a été décelée. En outre, les auteurs n'ont observé aucune bioamplification évidente de PBDE quand ils ont analysé la relation entre les concentrations de PBDE et le niveau trophique des organismes.

Xiang *et al.* (2007) ont recueilli des échantillons de biote et de sédiments aux fins d'analyse des concentrations de PBDE, y compris des échantillons dans l'estuaire de la rivière Pearl, en Chine, pour le BDE209. Ils ont découvert après avoir analysé les échantillons de sédiments que le congénère BDE209 affichait les concentrations les plus élevées et que celles-ci variaient entre 792 et 4 137 ng/g de carbone organique (valeur médiane de 1 372 ng/g de carbone organique). En ce qui concerne le biote, alors qu'aucune concentration de BDE209 n'a pu être décelée chez certaines espèces étudiées, chez d'autres, des concentrations ont pu être mesurées. Les concentrations atteignaient 532,3 ng/g de lipides chez un sciænidé (*Pseudosiaena crocea*; n = 13, médiane = 117,4 ng/g de lipides), 623,5 ng/g de lipides chez un bramidé (*Platycephalus argenteus*; n = 10, médiane = 24,4 ng/g de lipides), 38,4 ng/g de lipides chez un poisson à tête plate (*Platycephalus indicus*; n = 17, médiane = 0,0 ng/g de lipides), 373,4 chez un

poisson plat (*Cynoglossus robustus*; n = 8, médiane = 0,0 ng/g de lipides), 150,4 ng/g de lipides chez le bombay duck (*Harpodon nehereus*; n = 9, médiane = 0,0), 555,5 chez la crevette jinga (*Metapenæus affinis*; n = 10, médiane = 0,0 ng/g de lipides), 405,3 ng/g de lipides chez un crustacé (*Metapenæus crocea*; n = 10, médiane = 30,3 ng/g de lipides), et 88,5 ng/g de lipides chez la squille-mante (*Oratosquilla oratoria*; n = 9, médiane = 42,47 ng/g de lipides). Les auteurs de l'étude mentionnent que les concentrations élevées de BDE209 dans le biote semblent être causées par de fortes concentrations de BDE209 dans les sédiments locaux. Pourtant, les FABS sédiments calculés variaient entre 0,00 et 0,04 pour le BDE209 et, selon les données de l'étude, aucune amplification trophique ne se serait produite.

Eljarrat *et al.* (2007) ont publié les résultats d'analyse d'échantillons de poissons (n = 29), de sédiments (n = 6) et d'effluents (n = 3) prélevés en novembre 2005 dans la rivière Vero, en Espagne. Ils ont trouvé de fortes concentrations de BDE209 dans les sédiments (jusqu'à 12 459 ng/g de poids sec) et dans les poissons – barbillon (*Barbus grællsii*) et carpe commune (*Cyprinus carpio*), de concentrations non décelées à 707 ng/g de lipides – en aval d'un parc d'industries textiles et d'industries produisant de la résine époxyde, impliquées dans la polymérisation de polyimides. À l'aide des concentrations mesurées dans les sédiments et les poissons, les auteurs ont pu calculer des FABS sédiments du BDE209 qui variaient entre 0,0011 et 0,0013, ce qui semble indiquer qu'aucune bioaccumulation n'avait lieu.

DeBruyn *et al.* (2009) ont étudié des modioles (*Modiolus modiolus*) et des sédiments collectés au large des côtes de l'île de Vancouver (Colombie-Britannique), près de la ville de Victoria, afin d'évaluer et de comparer les tendances de bioaccumulation des PBDE et des PCB. Des échantillons ont été recueillis de 14 stations dans un rayon de 800 mètres autour d'un point de rejet municipal et à partir de trois emplacements de référence. À chaque station, 3 échantillons de sédiments de surface (de 0 à 2 cm) et 15 modioles sélectionnés de façon aléatoire (d'une longueur > 50 mm) ont été collectés. On a mesuré la longueur et la largeur de leur coquille, leur poids total, le poids de leurs tissus, et déterminé leur âge et leur sexe, avant de concevoir des échantillons composites et de les homogénéiser aux fins d'analyse chimique par la station. Les PBDE ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse haute résolution combinée à la spectrométrie de masse haute résolution. Les méthodes employées pour déterminer les PBDE et les procédures d'assurance et de contrôle de la qualité étaient conformes aux méthodes 1 668A (21) et 1 614 (22) de la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) même si elles comportaient quelques modifications. On a calculé les FABS sédiments (lipides et carbone organique normalisés) pour le BDE209.

Les concentrations de BDE209 dans les sédiments ont été mesurées à toutes les stations et variaient de 232 pg/g de poids sec à 2 550 pg/g de poids sec. Le BDE209 était un congénère prédominant dans les sédiments, à proximité des eaux usées municipales. Bien que les concentrations de BDE209 dans les sédiments étaient les plus élevées près du point de rejet des eaux usées (2 550 pg/g de poids sec), le congénère a montré un gradient principalement en baisse près du point de rejet, variant d'environ 80 % des PBDE totaux à des emplacements de référence, à 40 % dans la station d'évacuation et dans les eaux

usées. Les concentrations de BDE209 dans les tissus de moules allaient de concentrations non décelées à 5 305 pg/g de poids sec (stations d'évacuation des eaux usées), et étaient supérieures au seuil de détection à 7 des 17 stations. On a calculé les FABS sédiments du BDE209 en utilisant les concentrations dans les sédiments et dans les tissus de moules recueillis sur les sites d'échantillonnage. Les FABS sédiments n'ont pu être calculés à 10 sites, car les concentrations dans les tissus de moules étaient inférieures aux limites de quantification. Pour les autres sites, les calculs des FABS sédiments ont donné les résultats suivants : 1,48 (évacuation), 0,52 (200 m), 1,59 (400 m), 0,97 (400 m), 3,53 (référence), 0,94 (référence) et 1,18 (référence). Globalement, les résultats indiquent que le BDE209 ne s'est pas accumulé de façon appréciable dans les moules, et ce, à tous les sites, sauf à l'emplacement de référence.

Riva *et al.* (2007) ont étudié l'effet du BDE209 sur des moules zébrées (bivalves) d'eau douce (*Dreissena polymorpha*) dans des conditions de laboratoire. L'objectif principal de cette étude était d'examiner la génotoxicité potentielle du BDE209. Ainsi, on a échantillonné plusieurs centaines de moules à des profondeurs allant de 4 à 5 mètres dans les grands lacs subalpins de l'Italie. Des moules (toujours attachées à des roches) ont été transférées au laboratoire, où elles ont été maintenues dans des réservoirs de glace pendant une photopériode de 12 heures de lumière et d'obscurité, à une température constante de (20 °C), avec de l'oxygène (> 90 % de saturation), et alimentées par une suspension d'algues vertes *Pseudokirchneriella subcapitata*. Environ 150 moules acclimatées ont été sélectionnées par concentration de BDE209 pour les essais en phase d'exposition. Le DécaBDE (degré de pureté de 98 %) a été dissous dans un mélange d'isooctane et de toluène (9:1 v:v); le tout a ensuite été dissous dans du diméthylsulfoxyde (DMSO), puis ajouté à de l'eau pour obtenir les concentrations nominales finales de 0,1, de 2, et de 10 µg/L. Des essais d'exposition en aquarium ont été évalués directement à la lumière du soleil afin d'éviter une photodégradation. L'eau était changée tous les jours et les moules étaient nourries deux heures avant le renouvellement de l'eau. Les groupes témoins de moules recevant de l'eau douce ou une solution de l'essai à blanc (DMSO) ont également été surveillés.

Au bout de 48 heures d'exposition, on notait une concentration de décaBDE relativement constante dans les tissus des moules, et ce, pour chaque concentration du traitement. Un rapport publié au Royaume-Uni en 2008 a interprété les représentations graphiques des concentrations dans les tissus et suggéré un facteur de bioconcentration pour le décaBDE dans les moules, de l'ordre de 1 000 l/kg ou plus. Riva *et al.* (2007) ont également indiqué la présence de congénères moins bromés dans les moules après 168 heures d'exposition. Cependant, il n'a pas été possible de déterminer la quantité de ces moules; on a pu conclure, en revanche, qu'elles présentaient des seuils d'analyse cohérents par chromatographie en phase gazeuse avec trois heptaBDE, octaBDE et nonaBDE.

Nyholm *et al.* (2008) ont étudié la portée du transfert de 11 ignifugeants bromés (de structure différente) de dards-perches femelles (*Danio rerio*) à leurs œufs. Ces ignifugeants bromés comprenaient les PBDE suivants : BDE28, BDE183 et BDE209. Le composé de BDE209 testé a été synthétisé au département d'Écochimie de l'Université de Stockholm, et des étalons marqués (p. ex. ¹³C) pour le BDE209 ont été achetés

(laboratoires Cambridge Isotopes Laboratories – pureté des PBDE non indiquée). Des poissons adultes ont été exposés à des ignifugeants bromés par alimentation. Le mélange de ces 11 ignifugeants bromés avec de l'éthanol a été ajouté à des larves lyophilisées de chironomidés, ce qui a donné des concentrations nominales de 1 et 100 nmol/g de poids sec pour chaque espèce moléculaire; l'éthanol a ensuite été évaporé. En tout, 23 mâles et 23 femelles ont été utilisés pour chaque niveau de dose. Les dards-perches femelles ont été nourries à environ 2 % de leur masse corporelle, puis échantillonnées aux jours 0, 3, 7, 14, 28, 35 et 42 jours, 24 heures post-prandial. Deux poissons de chaque période d'échantillonnage ont été regroupés aux fins d'analyse. Les œufs ont été collectés directement après leur ponte aux jours : 0, 2 à 3, 6 à 7, 13 à 14, 27 à 28, 34 à 36, et 41 à 42. Les échantillons ont ensuite été extraits et analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse.

Les teneurs moyennes en lipides des poissons et des œufs étaient de 3,36 % et 0,47 %, respectivement. Les dards-perches femelles exposées à des doses élevées dans des aliments (100 nmol/g) présentaient un ordre de grandeur supérieur en termes de concentrations de BDE209 (3,8 à 9,6 nmol/g de lipides) comparativement aux poissons exposés à de faibles doses (0,17 à 0,97 nmol/g de lipides). Les concentrations maximales de BDE209 chez les dards-perches femelles ont été mesurées après 28 jours d'exposition (9,6 nmol/g de lipides), alors que chez les poissons exposés à de faibles doses, elles ont été mesurées après 42 jours d'exposition (0,97 nmol/g de lipides).

Les œufs des poissons exposés à des doses élevées dans des aliments (100 nmol/g) montraient également un ordre de grandeur supérieur en termes de concentrations de BDE209 (3,4 à 11 nmol/g de lipides) par rapport aux poissons exposés à de faibles doses dans les mêmes conditions (0,46 à 2,2 nmol/g de lipides). Les concentrations maximales de BDE209 dans les œufs des dards-perches femelles exposées à des doses élevées ont été mesurées après 28 jours d'exposition (11 nmol/g de lipides), tandis que chez les poissons exposés à de faibles doses, elles ont été mesurées après 14 jours d'exposition (2,2 nmol/g de lipides). On a calculé le rapport œufs-poissons en divisant les concentrations de BDE, à un moment précis, par la concentration mesurée dans les poissons. Les rapports œufs/poissons étaient bien supérieurs ($p < 0,05$) à 1 pour le BDE209 dans les deux groupes d'exposition, avec un rapport plus élevé (p. ex. un plus grand transfert de BDE209) chez le groupe de poissons exposés à de faibles doses. Les auteurs ont suggéré que le rapport œufs/poissons élevé peut être influencé par la liaison des ignifugeants bromés aux lipoprotéines nécessaires à la production des œufs, ou que les systèmes métaboliques des œufs ont une plus faible capacité de transformation que chez les poissons.

Mammifères marins et espèces terrestres

Huwe et Smith (2007a, 2007b) ont étudié l'accumulation de décaBDE présent dans l'alimentation de rats, sa débromation et son élimination. Des rats Sprague-Dawley ($n = 26$) ont été exposés à un mélange commercial de DécaBDE (DE-83R – degré de pureté de 98,5 %; 0,3 µg/g de nourriture) durant une période de 21 jours, suivie d'une période d'élimination de 21 jours. Après la période d'exposition de 21 jours, des rats ont été sacrifiés en groupes de 3 aux fins d'analyse de tissus (foie, tractus gastro-intestinal,

plasma et restes de la carcasse) aux jours 0, 3, 7, 10, 14 et 21 de la phase d'élimination. Des rats du groupe témoin ont aussi été sacrifiés ces jours-là afin de déterminer les concentrations de fond des PBDE (n = 3 au jour 0 et n = 1 tous les autres jours), puis les valeurs de fond ont été soustraites des valeurs obtenues dans le groupe exposé au mélange commercial. Durant la phase d'exposition, des matières fécales de rats exposés ont été recueillies et regroupées aux fins d'analyse. La nourriture, les matières fécales et les tissus des rats ont été analysés aux fins de détection d'une suite de PBDE, y compris les congénères heptaBDE, octaBDE, nonaBDE et décaBDE.

D'après les résultats d'analyse, on a évalué que seulement 5 % (ou 3,6 µg) de la dose totale de décaBDE était emmagasiné dans les tissus des rats après la période d'exposition de 21 jours, tandis qu'environ 50 % avait été excrété dans les matières fécales durant cette période. En plus du décaBDE, les auteurs ont conclu qu'un congénère nonaBDE (BDE207) et deux congénères octaBDE (BDE201 et BDE197) résultaient de la transformation métabolique du décaBDE absorbé. Toutefois, la charge totale de BDE207, -201 et -197 ne représentait que 3 % de la dose totale du décaBDE et 45 % du décaBDE ne pouvait être expliqué par les concentrations observées dans les tissus et les matières fécales des rats. Les auteurs ont donc avancé l'hypothèse que la formation de métabolites liés ou hydroxylés, qui ne faisaient pas partie de leur analyse, expliquait probablement le bilan massique incomplet du décaBDE.

Selon la concentration de décaBDE observée dans la carcasse, un « facteur de bioconcentration » (semblable à un facteur de bioamplification⁴) de 0,05 a été calculé (sur la base du poids humide, justifié par le fait que le pourcentage de lipides dans la nourriture et dans la carcasse était semblable). On ne sait pas si les concentrations de décaBDE mesurées dans les tissus des rats durant la période d'exposition de 21 jours ont atteint l'état d'équilibre et, par conséquent, on ne sait pas dans quelle mesure le facteur de bioamplification déclaré représente la valeur potentielle à l'état d'équilibre. Il est également probable que le facteur de bioamplification soit plus élevé si tous les métabolites neutres, liés et hydroxylés étaient comptabilisés, mais les concentrations des métabolites liés et hydroxylés n'ont pas été déclarées. En s'appuyant sur la période d'élimination du décaBDE, l'étude indique que la demi-vie du décaBDE dans les tissus des rats équivaut à la période d'élimination de 21 jours. Les demi-vies de premier ordre pour le décaBDE variaient entre 3,9 jours dans le plasma et 8,6 jours dans la carcasse. En ce qui concerne le foie et le plasma, on est d'avis que les équations de dégradation de second ordre représentaient bien les données. En effet, elles présentaient des demi-vies de distribution relativement rapides, soit 0,7 jour (foie) et 1,2 jour (plasma), mais des demi-vies d'élimination plus longues, soit 20,2 et 75,9 jours, ce qui suggère une persistance potentielle du décaBDE dans les tissus des rats après une exposition chronique à la substance. Les auteurs ont cependant incité à la prudence car les estimations de second ordre étaient très incertaines.

⁴ Les auteurs ont employé le terme « facteur de bioconcentration », mais vu que cette valeur était fondée sur une comparaison des concentrations dans les tissus des rats et dans la nourriture, il s'agit en fait d'un facteur semblable au facteur de bioamplification.

Huwe *et al.* (2008) ont mené une étude sur 29 rats Sprague-Dawley mâles dans le but de déterminer et de comparer l'adsorption, la distribution et l'excrétion des PBDE administrés durant 21 jours sous la forme d'un matériau de référence constitué de poussières ou d'une solution d'huile de maïs. Le matériau de référence constitué de poussières (matériau de référence standard 2585 du NIST), qui contient une composition caractéristique et homogène de PBDE, était mélangé à la moulée des rats. La solution d'huile de maïs contenait des produits commerciaux de PBDE, soit du DE-71, du DE-79 et du DE-83 (pureté non précisée). Ces produits étaient d'abord dissous dans le toluène, puis mélangés à une préparation d'huile de maïs. Des doses quotidiennes étaient administrées aux rats à raison de 1 ou 6 µg de poussières/moulée ou de mélange d'huile de maïs par kg de poids corporel. Les rats ont été aléatoirement divisés en 5 groupes : groupe témoin (4 rats), huile de maïs à faibles concentrations (4 rats), huile de maïs à fortes concentrations (13 rats), poussières à faibles concentrations (4 rats) et poussières à fortes concentrations (4 rats). La plupart des rats étaient exposés durant une période de 21 jours, puis étaient tués 24 heures après leur dernier repas. Afin d'évaluer si la charge corporelle des rats tendait vers l'état d'équilibre, 3 groupes de rats (n = 3) du groupe recevant le mélange d'huile de maïs à fortes concentrations ont été tués le 3^e, le 7^e et le 14^e jour après le début de l'exposition. Des échantillons de moulée et du mélange d'huile, de matières fécales et de tissus (tissu adipeux épидидymal, foie, reins, cerveau, tractus gastro-intestinal et restes de la carcasse) ont été prélevés aux fins de détection de 15 PBDE (BDE28/38, -47, -85, -99, -100, -138, -153, -154, -183, -186, -197, -203, -206, -207 et -209).

Afin de déterminer si les charges corporelles avaient atteint leur état d'équilibre, seuls des échantillons de tissu adipeux épидидymal ont été analysés. L'analyse a démontré que tous les principaux triBDE, tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE et octaBDE avaient atteint ou allait atteindre l'état d'équilibre après 14 jours, sans qu'aucune différence statistiquement significative des concentrations de PBDE au jour 14 et au jour 21 ne puisse être observée.

Le taux de rétention des PBDE dans l'organisme des rats dépendait du congénère et variait de 4,0 à 4,8 % de la dose pour le BDE209, de 10,1 à 22,6 % pour les nonaBDE et d'environ 69 à 78 % pour les BDE47, -100 et -153, mais était généralement semblable chez les deux groupes, soit le groupe ayant été exposé aux poussières et celui ayant reçu un mélange d'huile de maïs. L'étude n'a pas permis de déceler invariablement des concentrations de nonaBDE et de décaBDE supérieures aux concentrations observées dans les tissus adipeux des groupes témoins. L'urine renfermait moins de 0,3 % de n'importe lequel des congénères. L'excrétion fécale était la principale voie d'élimination et était décrite dans l'étude comme la partie de la dose qui n'avait pas été absorbée. On a constaté que l'excrétion fécale atteignait l'état d'équilibre au jour 2 et qu'il n'y avait aucune différence significative entre la concentration moyenne mesurée au jour 2, au jour 11 et au jour 20. L'excrétion du BDE209 était d'environ 68 % et variait entre 55,5 et 91,7 % pour les congénères nonaBDE. La quantité de la dose de BDE209 qui n'avait pas été absorbée ou excrétée sous la forme du composé d'origine variait entre 28 % et 31,9 %. Une certaine partie de ces pourcentages pourrait être expliquée par des dérivés issus de la transformation métabolique. Les facteurs de bioconcentration (semblables aux facteurs de

bioamplification tels qu'ils ont été définis dans le cadre de l'étude) des dérivés qui s'appliquent aux tissus adipeux étaient inversement proportionnels au degré de bromation et variaient entre 7 et 24 pour les triBDE, tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE, entre 1 et 6 pour l'heptaBDE, l'octaBDE et le nonaBDE, et étaient < 1 pour le décaBDE. Dans le foie, les facteurs de bioconcentration de tous les PBDE étaient inférieurs à 1 à l'exception du BDE206 (BCF = 2,4) et du BDE207 (BCF = 1,09). L'expression hépatique (en termes d'ARN messager) des gènes Cyp2B1 et Cyp2B2 augmentait chez les rats qui recevaient de fortes doses de PBDE, ce qui suggère que l'activité métabolique a possiblement un effet. L'emploi de mélanges de PBDE dans le cadre de l'étude a fait qu'il a été impossible de déterminer si la débromation métabolique s'était produite, bien que certains résultats indiquent une transformation métabolique (p. ex. des facteurs de bioamplification plus élevés pour certains congénères comme le BDE206 et la détection de tétraBDE, de pentaBDE et d'hexaBDE hydroxylés dans les matières fécales).

Kierkegaard *et al.* (2007) ont publié les résultats d'une étude de 3 mois sur les effets de PBDE administrés dans l'alimentation de vaches laitières. Initialement, l'étude avait été entreprise en vue de mesurer le bilan massique à long terme de PBD, mais des échantillons archivés prélevés sur deux vaches et des échantillons de leur nourriture ont par la suite été analysés aux fins de détection d'un éventail de PBDE. Durant la période d'étude de 13 semaines, les vaches étaient gardées à l'intérieur et des échantillons de lait et de matières fécales étaient recueillis une fois par semaine. L'alimentation était composée de produits d'ensilage, de concentrés et d'un supplément minéral auxquels aucun PBDE n'avait délibérément été ajouté. Par conséquent, la concentration de PBDE dans la nourriture représentait généralement les concentrations de contamination de « fond ».

Les échantillons de lait et de matières fécales ont été regroupés selon le schéma suivant afin d'obtenir une série de 5 échantillons composites représentant une petite partie de la période d'étude de 13 semaines – échantillons composites 3 x 3 semaines et échantillons composites 2 x 2 semaines. De plus, une des vaches a été abattue à la fin de l'étude de 13 semaines et 6 différents échantillons de tissu adipeux ainsi que des échantillons de foie, de reins, de cœur et de tissu musculaire provenant d'une patte ont été recueillis aux fins d'analyse. À 3 occasions durant l'étude de 13 semaines, des échantillons de produits d'ensilage ont été recueillis aux fins d'analyse et des échantillons de concentrés et de minéraux ont été analysés une fois durant l'étude. Tous les échantillons composites d'aliments, de lait, de matières fécales et de tissu ont été analysés aux fins de détection de l'heptaBDE, de l'octaBDE et du nonaBDE par spectrométrie de masse à haute résolution et du décaBDE par spectrométrie de masse à basse résolution en mode d'ionisation chimique négative (limite de quantification = 0,4 à 150 pg/g de lipides ou de poids sec).

Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) était le congénère en plus forte concentration dans toutes les matrices sauf le lait, ce qui suggère que les concentrations de lait étaient davantage influencées par la charge existante de PBDE stockée dans les tissus que par l'absorption de PBDE à partir des aliments. De plus, les concentrations de PBDE étaient plus élevées dans le tissu adipeux (stockage des graisses) que dans les organes. En s'appuyant sur ces observations, les auteurs ont suggéré que les vaches étaient dans une phase d'élimination

plutôt que d'accumulation du PBDE et que les concentrations de PBDE observées pourraient avoir été influencées par une exposition aux PBDE avant le début de l'expérience de 13 semaines. Bien que les auteurs aient tenté d'analyser le bilan massique des flux d'absorption et d'élimination des PBDE, cette analyse s'est avérée infructueuse en raison d'une importante augmentation des congénères octaBDE, nonaBDE et décaBDE dans le second échantillon de produits d'ensilage par rapport au premier et au troisième échantillons. Les auteurs n'étaient pas certains si ce second échantillon représentait adéquatement l'exposition des vaches aux PBDE puisque l'augmentation de ces substances dans les matières fécales ne semblait pas coïncider avec des concentrations plus élevées dans l'alimentation. Les concentrations de PBDE dans le concentré et dans les suppléments minéraux étaient de beaucoup inférieures aux concentrations dans les produits d'ensilage et peu susceptibles d'avoir eu une incidence sur le bilan massique total des PBDE mesuré dans le cadre de l'étude.

Le gouvernement du Royaume-Uni (2007a) a effectué une analyse critique de l'étude réalisée par Kierkegaard *et al.* (2007) et il a calculé les facteurs d'assimilation alimentaire s'appliquant aux vaches à partir de produits d'ensilage, en fonction du tissu adipeux ou de la masse corporelle entière, puis la concentration moyenne et finale dans les produits d'ensilage. Il a conclu que la grande variation des concentrations de PBDE dans les produits d'ensilage rendait très incertains les résultats de l'étude concernant la bioaccumulation. Afin d'estimer des facteurs d'accumulation et de bioamplification en fonction de valeurs normalisées pour les lipides, il a supposé que la teneur en lipides des produits d'ensilage était de 4 %. Le tableau 2-5 présente un résumé des facteurs d'accumulation et de bioamplification calculés pour les congénères nonaBDE et décaBDE dans le cadre de l'étude réalisée par Kierkegaard *et al.* (2007).

Les facteurs de bioamplification et d'accumulation calculés pour le décaBDE étaient bien en deçà de 1 et seuls ceux du BDE207 étaient supérieurs à 1. En effet, en ce qui concerne le BDE207, on n'est pas certain si les valeurs estimées représentent une accumulation directe de BDE207 à partir de l'alimentation ou s'il s'agit d'une accumulation et d'une bioformation découlant de la débromation du décaBDE. Pour les produits chimiques qui subissent une transformation, tel le décaBDE, l'étude du Royaume-Uni (2007a) propose qu'une fois ces produits accumulés dans l'organisme, l'estimation du facteur de bioamplification devrait être fondée sur la charge totale du produit d'origine et sur les métabolites qui découlent de l'accumulation et de la transformation du produit d'origine. Dans le cas de l'étude de Kierkegaard *et al.* (2007), il est difficile de procéder ainsi puisque les produits moins débromés étaient également présents dans la nourriture et leur présence dans les tissus pourrait donc s'expliquer par l'accumulation et la bioformation. De plus, selon des études avec des rats, il est probable que d'autres voies de transformation sont également présentes chez les mammifères et qu'elles favorisent la formation de métabolites polaires, de résidus liés et de résidus hydrosolubles. Pour une comptabilisation complète de la charge totale des produits chimiques liée à l'accumulation du décaBDE, ces substances devraient aussi être quantifiées.

Tableau 2-5: Sommaire des facteurs d'accumulation calculés par l'équipe du Royaume-Uni (2007a) pour une vache, à l'aide des résultats de Kierkegaard et collaborateurs (2007)

| Paramètre | Congénère | | | |
|---|-----------|--------|--------|--------|
| | BDE206 | BDE207 | BDE208 | BDE209 |
| Données de concentration | | | | |
| Concentration moyenne dans les produits d'ensilage (ng/kg lipides) ¹ | 4 150 | 2 583 | 1 626 | 98 750 |
| Concentration dans les produits d'ensilage durant la dernière période d'affouragement (ng/kg lipides) ¹ | 625 | 450 | 220 | 12 000 |
| Concentration moyenne dans les tissus adipeux (ng/kg lipides) | 552 | 1 867 | 155 | 3 700 |
| Concentration moyenne dans les organes et les tissus musculaires (ng/kg lipides) | 239 | 740 | 49 | 2 378 |
| Concentration moyenne corporelle estimée chez la vache (ng/kg lipides) | 286 | 909 | 65 | 2 576 |
| Facteurs d'accumulation dérivés pour les tissus adipeux | | | | |
| Ratio de la concentration moyenne dans les tissus adipeux (ng/kg lipides) et de la concentration moyenne dans les produits d'ensilage (ng/kg lipides) | 0,13 | 0,72 | 0,095 | 0,037 |
| Ratio de la concentration moyenne dans les tissus adipeux (ng/kg lipides) et de la concentration moyenne dans les produits d'ensilage (ng/kg lipides) durant la dernière période d'affouragement | 0,88 | 4,1 | 0,70 | 0,31 |
| Facteurs d'accumulation dérivés pour l'ensemble de l'organisme | | | | |
| BMF établi en fonction du ratio de la concentration estimée dans tout l'organisme (ng/kg lipides) et de la concentration moyenne dans les produits d'ensilage (ng/kg lipides) | 0,069 | 0,35 | 0,040 | 0,026 |
| BMF établi en fonction du ratio de la concentration estimée dans tout l'organisme (ng/kg lipides) et de la concentration dans les produits d'ensilage (ng/kg lipides) au cours de la dernière période | 0,46 | 2,0 | 0,30 | 0,21 |

¹ Teneur en lipides présumée de 4 %.

Thomas *et al.* (2005) ont étudié l'absorption du décaBDE présent dans l'alimentation de 3 jeunes phoques gris (*Halichoerus grypus*) en captivité. Les phoques en captivité ont été nourris de harengs pendant 3 mois avant le début de l'étude de 3 mois (durée totale de 6 mois). Durant l'étude de 3 mois, les phoques étaient toujours nourris de harengs (de 1 à 2,5 kg/j) et tous les poissons provenaient d'un seul lot pêché dans la mer du Nord. Durant le deuxième mois de l'étude, les phoques étaient exposés au décaBDE (phase d'exposition). En effet, 12 µg de décaBDE dissous dans des gélules d'huile de foie de morue étaient ajoutés à leur nourriture chaque jour. Durant le dernier mois de l'étude, les gélules d'huile de foie de morue étaient ajoutées à l'alimentation des phoques seulement pour mesurer le taux d'élimination du décaBDE accumulé. Tout au long de la période de 3 mois, des échantillons de poisson, de sang et de matières fécales ont été recueillis chaque semaine et analysés aux fins de détection de PBDE, alors que des biopsies de petit lard ont été prélevées et analysées aux fins de détection de PBDE à 3 reprises durant l'étude (commençant 3 jours après le début de la phase d'exposition et se terminant après 29 jours d'une alimentation exempte de décaBDE).

Les concentrations de décaBDE dans le sang ont augmenté et sont passées de concentrations non décelables au début de la phase d'exposition (jour 28) à tout au plus environ 1 000 ng/g de lipides (valeur lue sur un graphique) entre 5 et 11 jours après la fin de la période d'exposition. Les concentrations de décaBDE dans le petit lard variaient de non décelables à 3,9 ng/g de lipides au jour 30 (troisième jour de la phase d'exposition) et de 3,4 à 7,4 ng/g de lipides au jour 83 (après 29 jours d'une alimentation exempte de décaBDE). On a évalué que le pourcentage de décaBDE total ingéré et présent dans le petit lard au jour 30 variait de 36 à 68 % (aucune concentration de décaBDE n'a été décelée dans le petit lard de l'un des 3 phoques) et, au jour 83, de 11 à 15 %.

Durant la phase d'élimination, on a évalué que les demi-vies du décaBDE variaient entre 8,5 et 13 jours, très probablement en raison d'une combinaison de facteurs comme la transformation métabolique, l'élimination et le transfert au petit lard. Les auteurs ont suggéré qu'une fois le décaBDE stocké dans le petit gras, il était peu probable qu'il soit métabolisé.

Selon les calculs, le facteur de bioamplification qui s'applique aux échantillons de sang est relativement élevé (c.-à-d. supérieur à 1) et le facteur de bioamplification qui s'applique aux échantillons de petit lard est relativement faible. Un facteur de bioamplification pour les échantillons de sang relativement élevé suggère qu'une importante amplification, ayant comme origine l'alimentation, pourrait se produire dans le sang et les tissus, ce qui est le signe d'un potentiel de bioaccumulation relativement élevé. Les facteurs de bioamplification s'appliquant au sang publiés par Thomas *et al.* (2005) peuvent être quelque peu incertains en raison d'autres composants non lipidiques (protéines) qui peuvent influencer la capacité d'absorption globale du sang, rendant ainsi la normalisation pour les lipides dans le sang moins précise. Les faibles facteurs de bioamplification qui s'appliquent au petit lard peuvent s'expliquer par la grande capacité de stockage des tissus adipeux pour les produits chimiques lipophiles — il est possible que seule une petite partie de la concentration potentielle dans le petit lard ait atteint l'état d'équilibre durant la phase d'exposition de 26 jours.

Selon le bilan massique des flux d'entrée (aliments consommés) et de sortie (matières fécales) mesurés de décaBDE, les auteurs ont déterminé que l'efficacité d'absorption moyenne du décaBDE était de 89 %. Les auteurs ont suggéré que le taux d'efficacité d'absorption élevé remettait en question les théories des seuils d'absorption des produits chimiques liés à la taille moléculaire. Le taux d'efficacité d'absorption relativement élevé en apparence était attribué aux facteurs suivants :

- d'importantes réserves de gras (c.-à-d. petit lard) qui offrent un réservoir aux produits chimiques lipophiles;
- un taux d'efficacité d'assimilation alimentaire élevé chez les carnivores homéothermes comme les phoques, ce qui crée un fort coefficient de fugacité dans l'estomac favorisant une plus importante absorption des produits chimiques;
- la collecte incomplète des échantillons de matières fécales, bien qu'on ait évalué que pas plus de 10 % des matières fécales avaient été perdues sur une période de 24 heures;
- la dégradation du décaBDE dans l'estomac. Les concentrations des congénères moins bromés de PBDE sont demeurées constantes dans les matières fécales malgré une alimentation additionnée de décaBDE durant le second mois, ce qui fait penser que la dégradation n'était pas importante.

Tableau 2-6 : Facteurs de bioamplification estimés à partir de l'étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation de jeunes phoques gris (*Halichoerus grypus*) en captivité (Thomas *et al.*, 2005)

| Paramètre | Valeur | Unités |
|---|----------------------|--------------------|
| Dose quotidienne de décaBDE | 12 | µg/jour |
| Taux d'alimentation en poissons | 1 à 2,5 | kg/jour |
| Niveaux d'exposition | 4,8 à 12 | ng/g poids humide |
| | 48 à 120 | ng/g lipides |
| Concentration maximale dans le sang (approximation) | 1 000 | ng/g lipides |
| BMF s'appliquant au sang | 8,3 à 20,8 | g/g lipides |
| Concentration moyenne dans le petit lard – Jour 30 | 3 | ng/g lipides |
| Concentration moyenne dans le petit lard – Jour 83 | 5,3 | ng/g lipides |
| BMF s'appliquant au petit lard – Jour 30 | 0,025 à 0,063 | g/g lipides |
| BMF s'appliquant au petit lard – Jour 83 | 0,044 à 0,11 | g/g lipides |

La formation potentielle de métabolites liés, phénoliques et méthoxylés, puis l'excrétion ultérieure des deux derniers sont une autre explication du taux d'efficacité d'assimilation élevé en apparence que les auteurs n'ont pas mentionnée. De récentes études réalisées avec des rats Sprague-Dawley (Mörck *et al.*, 2003; Huwe et Smith, 2007a, 2007b; Riu *et al.*, 2008) ont indiqué que la formation de métabolites phénoliques et méthoxylés pourrait être une voie de transformation importante du décaBDE accumulé. Par conséquent, si des

métabolites phénoliques et méthoxylés étaient présents dans les matières fécales mais qu'ils n'ont pas été analysés, il est possible que le flux de sortie a été sous-estimé, entraînant une surestimation du taux d'efficacité d'absorption du décaBDE. On a également des incertitudes concernant une incohérence dans la dose unitaire déterminée. En outre, bien que la forte proportion de décaBDE total ingéré et présent dans le petit lard aux jours 30 et 83 (c.-à-d. jusqu'à 68 %) indique une absorption du décaBDE, des doutes persistent quant aux résultats généraux de l'étude.

En utilisant les concentrations de décaBDE dans le sang et le petit lard, qui ont été publiées dans le cadre de l'étude sur l'exposition de Thomas *et al.* (2005), conjointement avec une concentration estimée de décaBDE dans l'alimentation, il est possible d'estimer les facteurs de bioamplification qui s'appliquent aux échantillons de sang et de petit lard pour cette étude. Les auteurs n'ont malheureusement pas indiqué la teneur en lipides des harengs consommés par les phoques, mais, selon les valeurs publiées dans certains ouvrages (p. ex. Iverson *et al.*, 2002; Jensen *et al.*, 2007), une teneur en lipides de 10 % aurait été utilisée comme approximation raisonnable des facteurs de bioamplification estimés présentés sommairement au tableau 2-6. Il faut mentionner que les concentrations dans le sang ne semblent pas avoir atteint l'état d'équilibre durant la phase d'exposition et il est probable que le même constat s'applique aussi aux concentrations dans le petit lard. De plus, les concentrations dans le petit lard aux jours 30 et 83 ne représentent probablement pas les accumulations maximales de décaBDE (on s'attend à des accumulations maximales à la fin de la phase d'exposition ou après celle-ci, soit au jour 54). Par conséquent, les facteurs de bioamplification qui s'appliquent aux échantillons de sang et de petit lard sous-estiment dans une mesure inconnue l'état d'équilibre des facteurs de bioamplification.

Sellström *et al.* (2005) ont analysé le décaBDE présent dans des échantillons de sol et de vers de terre (espèce non identifiée) recueillis en 2000 à trois stations de recherche (avec des parcelles de référence et des parcelles amendées avec des boues d'épuration) et sur deux fermes (avec des sols de référence et des sols amendés ou inondés), en Suède. Aux différents sites, les concentrations de décaBDE dans le sol variaient de 0,015 à 22 000 ng/g de poids sec et la teneur en carbone organique (établie en fonction des données sur la perte par calcination) variait entre 2,12 % et 7,22 %. Les concentrations de décaBDE dans les vers variaient de 0,99 à 52 000 ng/g de lipides. À l'aide de ces données, Sellström *et al.* (2005) ont calculé des facteurs d'accumulation biote-sol propres à chaque site pour les échantillons de sol et de vers recueillis au même moment. Les facteurs d'accumulation biote-sol variaient entre 0,04 et 0,7 et avaient une moyenne de 0,3. D'après ces résultats, les auteurs ont conclu que le décaBDE était biodisponible dans le sol, mais qu'il ne pouvait pas s'accumuler dans les vers de terre. Les auteurs n'ont observé aucune preuve de réaction de débromation photolytique dans le sol.

Les facteurs d'accumulation biote-sol déterminés par Sellström *et al.* (2005) étaient tous inférieurs aux variations, ce qui pourrait démontrer que le décaBDE est bel et bien bioamplifié (c.-à-d. 1,7 à 3; se reporter à la section 1.2).

Dans le cadre de leur étude sur le grizzly de la Colombie-Britannique, Christensen *et al.* (2005) ont procédé à une analyse de la bioaccumulation du décaBDE. Leur méthode supposait l'estimation d'une « courbe de bioaccumulation » en fonction d'une comparaison entre la concentration de décaBDE et la proportion de viande dans l'alimentation. Le raisonnement était que si l'amplification trophique provoquait une augmentation des concentrations de décaBDE chez les proies à des niveaux supérieurs aux concentrations observées dans la matière végétale consommée, les concentrations de décaBDE chez les ours augmenteraient également avec l'augmentation de la proportion de viande provenant des proies dans l'alimentation. Une courbe de bioaccumulation positive est le signe d'une amplification trophique tandis qu'une courbe de bioaccumulation négative est le signe qu'on est en présence d'une dilution trophique. Les auteurs ont indiqué que la courbe de bioaccumulation du décaBDE était négative (bien qu'elle ne soit pas significativement différente de 0), sans pour autant lui attribuer une valeur. Le fait que la courbe de bioaccumulation du décaBDE n'était pas significativement positive semble indiquer que le décaBDE n'était pas amplifié dans les réseaux trophiques des ours étudiés qui avaient une alimentation à base de viande. L'étude n'a pas examiné l'importance potentielle de l'exposition au décaBDE par l'entremise de la matière végétale consommée ou de l'air inhalé.

Dans le cadre de leur étude sur la présence de décaBDE dans le réseau trophique marin de Svalbard, en Norvège, Sørmo *et al.* (2006) ont également essayé d'estimer les facteurs de bioamplification d'espèces de proies et de prédateurs. Le nombre élevé de concentrations non décelées a malheureusement rendu impossible l'estimation des facteurs de bioamplification pour les combinaisons ours polaire-phoque annelé ou phoque annelé-ours polaire. En ce qui concerne la combinaison morue polaire-amphipode, le facteur de bioamplification estimé en fonction des concentrations moyennes dans chaque espèce (sauf pour l'amphipode qui n'était représenté que par un seul échantillon) était de 0,1 (sur la base du poids humide) et de 0,03 (sur la base de la masse lipidique), ce qui ne témoigne d'aucune bioamplification du décaBDE avec cette combinaison prédateur-proie.

2.2.3 Prédiction des modèles

Des modèles de prédiction de la bioaccumulation dans les réseaux trophiques aquatiques et de prédiction de la bioamplification chez les mammifères terrestres ont été publiés. Le modèle BAF-QSAR (facteur de bioaccumulation – relations quantitatives structure-activité) décrit par Arnot et Gobas (2003) s'applique de façon générale à l'environnement canadien et une version modifiée de ce modèle a été utilisée durant la catégorisation qu'a effectuée le gouvernement canadien de sa Liste intérieure des substances. Ce modèle prédit les facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration de trois niveaux trophiques de poissons représentatifs (inférieur, intermédiaire et supérieur) dans un réseau trophique aquatique général en fonction d'un ensemble de conditions standard propres à l'environnement canadien. En ce qui a trait à l'environnement terrestre, Gobas *et al.* (2003) décrivent un modèle de bioamplification terrestre qui peut être utilisé pour le loup gris adulte mâle (*Canis lupus*) et qui s'inspire des travaux de Kelly et Gobas (2003). Il prédit des facteurs de bioamplification pour les loups en fonction du logarithme du K_{oa} (logarithme du coefficient de partage octanol/air) et du logarithme du K_{oe}

(logarithme du coefficient de partage octanol/eau) des produits chimiques, et d'un ensemble de paramètres décrivant le réseau trophique lichen-caribou-loup de l'inlet Bathurst dans l'Arctique canadien. Une constante du taux métabolique est incorporée dans ces deux modèles pour l'élimination des produits chimiques, ce qui permet d'apporter des corrections aux prédictions des facteurs de bioaccumulation, de bioconcentration et de bioamplification adaptées au métabolisme, qui reposent sur des observations sur le terrain ou en laboratoire. Toutefois, la valeur par défaut présumée pour le métabolisme dans les deux modèles est de 0.

Le modèle BAF-QSAR a été utilisé pour faire des prédictions des facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration du décaBDE qui s'appliquent aux poissons. L'examen par Environnement Canada des valeurs du logarithme K_{oe} du décaBDE a révélé que le logarithme K_{oe} de 8,7 rapporté par Wania et Dugani (2003) est considéré comme représentant la valeur disponible la plus sûre. Le détail des raisons qui expliquent le choix des valeurs de logarithme K_{oe} est présenté à l'annexe C. Deux scénarios de prédictions ont été élaborés : le premier n'incluait aucune correction adaptée à la transformation métabolique et le second comprenait des corrections adaptées au métabolisme, qui s'appuyaient sur les observations en laboratoire de Tomy *et al.* (2004). Tomy *et al.* ont déterminé que la demi-vie du décaBDE chez des alevins de truites grises ayant été nourris avec une alimentation renfermant cette substance était de 26 jours, ce qui correspond à un taux d'élimination total (k_T) d'environ 0,027/j. La valeur déterminée par Tomy *et al.* (2004) a servi à calculer la valeur dérivée de la constante du taux métabolique dans des conditions *in vivo* (k_M), conformément à la méthode d'Arnot *et al.* (2008). Avec cette méthode, quand k_T est connu, la valeur dérivée de k_M est obtenue à l'aide de l'équation suivante :

$$k_M = k_T - (k_2 + k_E + k_G)$$

où :

k_M = constante du taux métabolique (1/jour)

k_2 = constante du taux d'élimination (paramétrée à l'aide des données d'Arnot *et al.*, 2008a)

k_E = constante du taux d'expulsion de la matière fécale (paramétrée à l'aide des données d'Arnot *et al.*, 2008a)

k_G = constante du taux de croissance (paramétrée à l'aide des données d'Arnot *et al.*, 2008a)

La méthode d'Arnot *et al.* (2008b) donne une estimation des facteurs de confiance (FC) correspondant à k_M afin de prendre en compte la marge d'erreur associée aux données *in vivo* (c.-à-d. variabilité des mesures, incertitude liée à l'estimation des paramètres et erreur du modèle). Un facteur de confiance de $\pm 3,0$ a été calculé pour les facteurs de bioamplification disponibles.

Étant donné qu'une relation peut être établie entre le potentiel métabolique, et le poids corporel et la température (consulter Hu et Layton, 2001, et Nichols *et al.*, 2006), la

constante k_M a été normalisée à 15 °C, puis corrigée, dans le modèle Arnot-Gobas, en fonction du poids corporel de poissons de niveau trophique intermédiaire (184 g) (Arnot *et al.*, 2008a). Des poissons de niveau trophique intermédiaire ont été utilisés pour représenter les sorties globales du modèle, car, en raison de leur poids, ils représentent davantage les poissons susceptibles d'être consommés par des piscivores aviaires ou terrestres. Après avoir procédé à la normalisation, la valeur de k_M variait entre 0,02 et 0,17, soit une valeur moyenne de 0,06.

Les prédictions des facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration de décaBDE pour les poissons de niveau trophique intermédiaire sont présentées de façon sommaire au tableau 2-7. Toutes les valeurs prédites des facteurs de bioconcentration sont inférieures à 5 000, ce qui est prévu étant donné que l'absorption et l'élimination par les branchies (ce dont tient compte le facteur de bioconcentration) sont limitées et importantes seulement pour les substances dont le logarithme $\log K_{oe}$ est plus ou moins inférieur à 4,5.

Tableau 2-7 : Prédictions des BAF et BCF pour le décaBDE obtenues à l'aide du modèle cinétique Arnot-Gobas (v. 1.11)

| k_M (corrigée pour tenir compte du métabolisme; jours) | Log K_{oe} utilisé | BCF Arnot-Gobas | BAF Arnot-Gobas | Demi-vie (jours) |
|--|----------------------|-----------------|------------------|------------------|
| 1,93E-02 (2,5 %) | 8,7 | 251 | 161 618 | 99 |
| 0,058 (moyenne) | 8,7 | 90 | 29 386 | 35 |
| 0,17 (97,5 %) | 8,7 | 31 | 4 056 | 12 |
| 0 (aucune transformation métabolique) | 8,7 | 2 570 | 2 630 268 | 795 |

Remarque : Les valeurs en **gras** sont supérieures au critère BAF/BCF de 5 000.

Le facteur de bioaccumulation, lorsqu'il est corrigé pour tenir compte de la transformation métabolique, varie entre 4 056 et 161 618, selon le taux métabolique. Le facteur de bioaccumulation pour une valeur moyenne de la constante k_M , qui est soi-disant représentative du potentiel métabolique type des poissons du milieu naturel canadien, était de 29 386. Quand par défaut aucun taux métabolique n'est utilisé dans le modèle, le facteur de bioaccumulation est supérieur de plusieurs ordres de grandeur au facteur de bioaccumulation calculé avec un taux métabolique potentiel moyen. Ces résultats démontrent l'influence du coefficient de partage associé aux produits chimiques ($\log K_{oe}$) et de la transformation métabolique sur le potentiel de bioaccumulation du décaBDE.

Les facteurs de bioaccumulation corrigés pour tenir compte du métabolisme offrent probablement la meilleure estimation du potentiel de bioaccumulation du décaBDE car la plupart des études de laboratoire ont démontré ou conclu que le décaBDE subissait une transformation métabolique. Il est important de mentionner que ces facteurs de bioaccumulation corrigés pourraient sous-estimer la bioaccumulation totale du décaBDE car ils sont établis uniquement en fonction du produit chimique d'origine et ne tiennent pas compte des autres métabolites présents dans les tissus.

Les facteurs de bioamplification prédits pour les loups ont été obtenus au moyen d'une version de calcul électronique du modèle de Gobas *et al.* (2003). Le modèle peut être à nouveau paramétré pour l'efficacité d'assimilation alimentaire (E_A) et la constante du taux métabolique (k_M), dont les paramètres par défaut sont de 90 % et 0 %, respectivement. En plus de l'intervalle des valeurs potentielles du logarithme K_{oe} décrites pour le modèle BAF-QSAR à l'annexe C, deux estimations du logarithme K_{oa} étaient disponibles : 15,27 (Tittlemier *et al.*, 2002) et 18,423 (prédiction du modèle QSAR, KOAWIN). Toutefois, les prédictions des facteurs de bioamplification ne sont pas significativement différentes pour cet intervalle de valeurs de $\log K_{oa}$ ou de $\log K_{oe}$ et la variation systémique des valeurs de $\log K_{oa}$ et de $\log K_{oe}$ avait peu d'incidence sur les données prévues. Quatre scénarios de prédictions ont été réalisés : le premier n'incluait aucune correction pour tenir compte de la transformation métabolique et les trois autres comportaient des corrections adaptées au métabolisme qui s'appuyaient sur les observations en laboratoire de Huwe et Smith (2007a, b). Ils ont déterminé un intervalle de demi-vies potentielles pour le décaBDE chez les rats selon une combinaison d'approximations de premier et de second ordre des données d'élimination pour la carcasse, le foie et le plasma sanguin. En ce qui concerne la carcasse, on a déterminé qu'une demi-vie de premier ordre de 8,6 jours représentait le mieux les données d'élimination. En ce qui a trait au plasma sanguin et au foie, les modèles de second ordre (c.-à-d. comprenant des phases de distribution et d'élimination) étaient mieux adaptés à des valeurs de demi-vies d'élimination (ce qui représente un taux d'élimination des résidus stockés dans l'organisme plus faible) de 75,9 et 20,2 jours, respectivement. Ces demi-vies ont servi à déduire des valeurs de k_M qui variaient entre 0,0086 et 0,08 par jour à l'aide d'une méthode semblable à celle utilisée dans le modèle BAF-QSAR. Comme ces taux étaient établis en fonction de l'exposition de rongeurs au décaBDE, ils doivent donc être rajustés en fonction du poids corporel du loup (p. ex. Hu et Layton, 2001). On obtient alors des valeurs de k_M qui varient entre 0,004 et 0,03 lorsqu'on suppose un poids de 0,25 kg pour le rat et un poids corporel de 80 kg pour le loup dans le modèle (Hu et Layton, 2001; Arnot *et al.*, 2008b).

Les prédictions des facteurs de bioamplification pour les espèces terrestres sont présentées sommairement au tableau 2-8. Comme l'exposent dans les grandes lignes Kelly *et al.* (2004), une efficacité d'assimilation alimentaire (E_A) d'environ 56 % a été calculée à titre de meilleur estimateur pour les carnivores, à l'aide du modèle d'efficacité d'assimilation alimentaire pour les humains. Le facteur de bioamplification était de 89 sans correction de la valeur du métabolisme, et il variait de 0,5 à 3,5 avec correction, selon l'utilisation ou non de la constante du taux métabolique. Les prévisions corrigées du métabolisme et de l'efficacité d'assimilation alimentaire s'inscrivent dans l'intervalle des valeurs obtenues pour le décaDBE à l'aide de récepteurs aquatiques et terrestres. Les facteurs de bioaccumulation corrigés pour tenir compte du métabolisme offrent probablement la meilleure estimation du potentiel de bioamplification du décaBDE car la plupart des études de laboratoire et des études des effets du décaBDE présent dans les aliments d'animaux en captivité publiées qui ont été examinées ont démontré ou conclu que le décaBDE subissait une transformation métabolique. Par conséquent, les facteurs de bioamplification corrigés témoignent d'une bioamplification faible ou inexistante, principalement à cause de la transformation métabolique du décaBDE.

Il est important de mentionner que les facteurs de bioamplification corrigés pourraient sous-estimer la bioamplification totale du décaBDE car ils sont établis uniquement en fonction du produit chimique d'origine et ne tiennent pas compte des autres métabolites présents dans les tissus. Ainsi, si tous les métabolites étaient inclus dans les calculs des facteurs de bioamplification, il est possible que tous les facteurs prédits seraient plus élevés.

Tableau 2-8 : Prédictions du BMF du décaBDE chez les loups obtenues à l'aide du modèle de bioamplification terrestre de Gobas et collaborateurs (2003)

| k_M (normalisée en fonction du poids corporel du loup) (jours) | Log K_{oe} utilisé | Log K_{oa} utilisé | BMF de Gobas | Demi-vie (jours) |
|--|-----------------------------------|-----------------------------------|---------------------|-------------------------|
| 0,004 (selon une demi-vie du décaBDE dans le plasma de 79,5 jours) ¹ | 8,7 | 15,2 | 3,5 | 173 |
| 0,03 (selon une demi-vie du décaBDE dans la carcasse de 8,6 jours) ¹ | 8,7 | 15,2 | 0,5 | 23 |
| 0 (aucune métabolisation) | 8,7 | 15,2 | 89 | 4 119 |

Remarques

¹Demi-vies observées par Huwe et Smith (2007a, 2007b).

2.3 Analyse de la valeur de la preuve

2.3.1 Résumé des données probantes

La présente section fournit un résumé des données probantes sur la bioaccumulation et la bioamplification du décaBDE qui sont disponibles à l'heure actuelle. Elle a pour objectif de faire une synthèse de l'état actuel des connaissances scientifiques qui visent à déterminer si le décaBDE montre une bioaccumulation ou une bioamplification potentielle dans les réseaux trophiques. Aucune preuve non équivoque à l'appui de la conclusion selon laquelle le décaBDE est bioaccumulable, qu'il satisfait aux critères de bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* ou qu'il est bioamplifié dans la chaîne alimentaire n'était disponible. Des considérations supplémentaires et des interprétations quant à la capacité de bioaccumulation ou de bioamplification du décaBDE sont également présentées de façon sommaire dans une troisième section.

1. Données probantes incertaines⁵ quant au fort potentiel de bioaccumulation et de bioamplification du décaBDE dans l'environnement

- Les résultats de Tomy *et al.* (2009) qui établissent des facteurs de bioamplification de 12,7 et de 4,8 pour les relations alimentaires morue polaire:copépoïde arctique et

⁵ Environnement Canada considère que les études citées constituent des preuves incertaines de la bioaccumulation et de la bioamplification du décaBDE dans l'environnement.

morue polaire: amphipode pélagique, indiquent que la bioamplification se produit peut-être à ces niveaux trophiques inférieurs, dans des réseaux trophiques marins à l'ouest de l'Arctique. Cependant, les facteurs de bioamplification pour d'autres relations alimentaires dans la même chaîne alimentaire étaient inférieurs à 1, notamment pour les relations alimentaires à des niveaux trophiques supérieurs. Il en était de même pour le facteur d'amplification dans le réseau trophique. L'étude présentait également des incertitudes étant donné que des organismes ont été échantillonnés à différents moments et emplacements.

- DeBruyn *et al.* (2009) ont calculé les FABS sédiments du décaBDE pour 17 sites au large des côtes de la Colombie-Britannique. Les FABS sédiments n'ont pu être calculés à 10 sites, car les concentrations dans les tissus de moules étaient inférieures aux limites de quantification. Pour les autres sites, tous les FABS sédiments calculés étaient faibles (p. ex. $\leq 1,48$), sauf à un site de référence où ils donnaient un résultat de 3,53, ce qui indique que, à cet emplacement, le décaBDE s'est peut-être bioamplifié dans les moules.
- L'étude de toxicité de Riva *et al.* (2007), basée sur l'interprétation du gouvernement du Royaume-Uni (2008), a indiqué une accumulation du décaBDE dans les moules zébrées pouvant aller jusqu'à 1 000 l/kg (lipides) ou dépasser cette valeur. Cependant, l'étude a été menée comme une étude de génotoxicité et manquait, de ce fait, de nombreuses caractéristiques pertinentes pour une évaluation de la bioconcentration (p. ex. les concentrations mesurées dans l'eau et les concentrations exactes dans les organismes). Par ailleurs, il se peut que les concentrations d'exposition aient dépassé la limite de solubilité dans l'eau du décaBDE.
- Une étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation de vaches réalisée par Kierkegaard *et al.* (2007) démontre que tous les facteurs de bioamplification associés aux produits d'ensilage donnés aux vaches étaient inférieurs à 1. Cependant, les métabolites du décaBDE et la substance d'origine n'ont pas tous été comptabilisés. Les résultats de cette étude étaient très incertains en raison de la grande variabilité des concentrations de décaBDE dans l'alimentation à base de produits d'ensilage.
- Les résultats de l'étude sur le réseau trophique pélagique du lac Winnipeg menée par Law *et al.* (2006) ont permis d'estimer le facteur d'amplification dans le réseau trophique du lac Winnipeg à 3,6 et d'observer de nombreux facteurs de bioamplification supérieurs à 1. Ces observations étaient uniquement fondées sur le décaBDE d'origine. Si le décaBDE ainsi que les métabolites avaient été considérés, il est possible que les facteurs d'amplification et de bioamplification dans le réseau trophique seraient plus élevés. Or, l'étude présentait un certain nombre de limites, ce qui rend les résultats incertains.
- Une étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation d'alevins de truites arc-en-ciel menée par Stapleton *et al.* (2006) a permis de calculer des facteurs de bioamplification propres aux différents tissus, pouvant atteindre 1,74 pour le décaBDE et les métabolites neutres. D'autres métabolites qui n'avaient pas été mesurés étaient peut-être aussi présents. Néanmoins, les facteurs de bioamplification déterminés en fonction des données sur le sérum et la carcasse ne dépassaient pas 1.
- Deux études par Burreau *et al.* (2004, 2006), qui évaluaient les niveaux de bioamplification dans deux réseaux trophiques de la mer Baltique, ont démontré que le décaBDE ne semblait pas être bioamplifié. Parce qu'aucune concentration de décaBDE

n'a été décelée dans le saumon de l'océan Atlantique, une analyse semblable n'a pu être effectuée pour ce réseau trophique. De plus, les concentrations relativement élevées de décaBDE dans les essais à blanc et les faibles concentrations dans les échantillons de biote rendent l'analyse globale de la bioamplification incertaine.

- Une étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation de phoques en captivité réalisée par Thomas *et al.* (2005) présentent des facteurs de bioamplification pour le sérum sanguin supérieurs à 1, mais bien en deçà de 1 pour le petit lard. Il est peu probable que les concentrations dans le petit lard aient atteint l'état d'équilibre. L'état d'équilibre des facteurs de bioamplification pour le petit lard pourrait être plus élevé. Pourtant, l'étude faisait état d'une efficacité d'assimilation alimentaire exceptionnellement élevée de 89 %, ce qui serait inattendu pour le décaBDE.
- Bien qu'on ait occasionnellement observé de fortes concentrations de décaBDE chez des oiseaux de proie (particulièrement en Chine et en Europe), le renard roux, le requin, des mammifères marins et quelques espèces d'oiseaux de mer, ces concentrations élevées sont influencées par la possibilité que les espèces échantillonnées vivent dans des habitats diversifiés contaminés au décaBDE, à proximité de zones industrialisées d'Europe et de Chine. Par conséquent, si l'exposition dans l'environnement était très élevée, les concentrations dans les tissus des organismes pourraient être très élevées même avec des facteurs de bioaccumulation et de bioamplification très faibles.
- Des concentrations relativement élevées de décaBDE ont été observées chez le faucon pèlerin du Groenland.
- Les prédictions des facteurs de bioamplification, normalisées en fonction du métabolisme, du poids et de la température d'espèces aquatiques, qu'on a obtenues à l'aide du modèle BAF-QSAR, varient entre environ 4 000 et 162 000, ce qui reflète l'incertitude associée aux estimations du taux métabolique chez les poissons. On a calculé que le facteur de bioaccumulation moyen corrigé pour tenir compte du métabolisme était d'environ 30 000. Si le modèle BAF-QSAR prenait également en compte la charge corporelle en métabolites, les estimations du facteur de bioaccumulation seraient alors possiblement supérieures à l'intervalle des estimations prévu pour le composé d'origine.
- En utilisant le modèle du loup de Gobas *et al.* (2003), on obtient des facteurs de bioamplification terrestres corrigés qui peuvent varier légèrement en dessous de 1, selon le taux de métabolisme présumé dans le modèle. L'efficacité d'assimilation alimentaire relativement élevée (56 %) contribue à un facteur de bioamplification supérieur à 1 lorsque la constante du taux de métabolisme inférieur est utilisée. Il faut souligner qu'il est difficile de comparer un facteur de bioamplification modélisé avec un des facteurs de bioamplification mesurés disponibles car aucun d'entre eux n'est déclaré pour le réseau trophique terrestre du loup ou d'autres carnivores. Toute comparaison est alors incertaine en raison des nombreuses différentes espèces qui affichent un taux métabolique, une efficacité d'assimilation et un poids corporel différents.

2. *Données probantes qui n'appuient pas*⁶ *la conclusion du fort potentiel de bioaccumulation et de bioamplification du décaBDE dans l'environnement.*

- L'étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation de rats réalisée par Huwe et Smith (2007a, 2007b) qui a permis de calculer un facteur de bioamplification de 0,05 et l'étude de Huwe *et al.* (2008) qui présente un facteur de bioamplification dérivé inférieur à 1. La comptabilisation complète du composé d'origine et des métabolites du décaBDE aurait probablement fait augmenter les estimations du facteur de bioamplification.
- Des FABS sédiments calculés par La Guardia *et al.* (2007), Xiang *et al.* (2007) et Eljarrat *et al.* (2007) qui étaient bien en deçà des seuils indiquant une bioamplification au-delà des conditions d'équilibre.
- Une étude de Sørmo *et al.* (2006) sur un réseau trophique marin de Svalbard, en Norvège, qui n'a permis de déceler que de très faibles concentrations et de ne calculer qu'un très faible facteur de bioamplification (0,03) pour la relation prédateur-proie morue polaire-amphipode. Il n'a pas été possible de calculer d'autres facteurs de bioamplification en raison du grand nombre d'échantillons pour lesquels aucune concentration de décaBDE n'avait pu être décelée, ce qui, en général, semble dénoter un faible potentiel de bioamplification dans ce réseau trophique.
- Une étude réalisée par Sellström *et al.* (2005) sur l'accumulation du décaBDE dans les vers de terre qui a permis de démontrer que les FABS sol étaient bien inférieurs à l'intervalle de seuils (> 1,7 à 3), ce qui indique qu'une bioamplification pourrait se produire au-delà des conditions d'équilibre.
- Des concentrations de décaBDE relativement faibles et souvent non décelées dans un large éventail de prédateurs de niveau trophique intermédiaire à supérieur, y compris certains poissons de mer, des mammifères prédateurs (grizzly, ours polaire et lynx), des mammifères marins, des oiseaux aquatiques ou de mer, et des oiseaux de proie (de nombreuses études, souvent semblables à celles-là, pour lesquelles des concentrations relativement élevées ont également été observées).
- Une assimilation minimale du décaBDE observée chez un oligochète aquatique, *Lumbriculus variegatus*, exposé à des biosolides et à des sédiments artificiels additionnés de décaBDE (Ciparis et Hale, 2005).
- Une étude de Christensen *et al.* (2005) sur le grizzly qui laissait entendre que la bioamplification n'avait pas lieu.
- Une étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation d'alevins de truites grises menée par Tomy *et al.* (2004) qui a permis de déterminer un facteur de bioamplification de 0,3 au moyen d'une méthode cinétique ne tenant compte que du décaBDE d'origine. Si des métabolites du décaBDE avaient été inclus dans l'estimation du facteur de bioamplification, il aurait possiblement été plus élevé.

⁶ Les études citées indiquent que le décaBDE ne présente aucun potentiel de bioaccumulation ou de bioamplification dans l'environnement; elles présentent des données sûres et d'autres moins certaines.

3. Considérations supplémentaires et données probantes

- Une étude menée par le MITI (1992) qui s'est conclue par un facteur de bioconcentration $< 3\ 000$. Il faut souligner que cette valeur du facteur de bioconcentration a été établie en fonction de l'estimation de l'hydrosolubilité du décaBDE et du seuil de détection dans les tissus, et qu'elle est donc très incertaine.
- Une faible efficacité d'absorption des produits chimiques (p. ex. au moins 0,44 %) et la preuve de la transformation métabolique chez la carpe (Stapleton *et al.*, 2004) ont pu être observées
- De même, une faible efficacité d'absorption des produits chimiques (p. ex. d'au moins 0,02 à 3,2 %) et la preuve de la transformation métabolique chez la truite arc-en-ciel (Stapleton *et al.*, 2006, Kierkegaard *et al.* 1999) ont pu être observées.
- Des études sur le métabolisme réalisées avec des rats (Norris *et al.* 1973, 1974; El Dareer *et al.*, 1987) semblent indiquer que le décaBDE a un faible potentiel de rétention (généralement inférieur à 5 %) et de bioaccumulation chez les mammifères et qu'il est excrété rapidement.
- Les valeurs très faibles de l'efficacité d'assimilation chimique chez les poissons indiquent que l'efficacité d'assimilation peut être inférieure chez les mammifères carnivores comparativement à celle prédite par le modèle E_A pour les humains. Néanmoins, l' E_A prédite est basée sur une relation impliquant de nombreuses substances organiques halogénées et est donc appropriée pour la modélisation du décaBDE. Les poissons présentent une E_A bien inférieure à celle des mammifères à un $\log K_{oc}$ de 8,7 (estimation prudente : 56 % c. ~ 0 %), en se basant sur les relations résumées dans Kelly *et al.*, 2004). Par conséquent, l'assimilation élevée d'hydrocarbures aromatiques halogénés par les mammifères pourrait contribuer à des valeurs plus élevées du facteur de bioamplification chez ces derniers. Il est toutefois difficile de confirmer cette hypothèse étant donné le peu de preuves issues d'études sur les réseaux trophiques terrestres. Les valeurs du facteur de bioamplification pourraient être compensées par un taux élevé de métabolisme intestinal pour les produits de biotransformation hydroxylés et moins bromés, ce qui limiterait l' E_A par rapport aux prédictions du modèle.

2.3.2 Conclusion relative à la bioaccumulation

Les données existantes sur la bioaccumulation du décaBDE n'appuient pas la définition de « bioaccumulable » proposée dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* actuel pris en application de la LCPE (1999). Bien que la plupart des données disponibles montrent que le décaBDE a un potentiel limité de bioaccumulation et de bioamplification dans l'environnement, certains éléments de preuve indiquent un facteur de bioaccumulation plus élevé qu'on l'avait jugé antérieurement pour le décaBDE, et certaines données suggèrent une bioaccumulation éventuelle. La modélisation effectuée pour appuyer cette évaluation montre, cependant, une certaine incertitude liée au métabolisme chez les poissons, étant donné l'intervalle de facteurs de bioaccumulation aquatiques inférieurs au critère de 5 000 à bien au-delà de 5 000. Le facteur de bioaccumulation chez les carnivores terrestres présente également des valeurs inférieures et supérieures à 1, selon le taux de métabolisme présumé. Bien qu'elles soient moins pertinentes que les facteurs de bioaccumulation ou de bioamplification, les mesures expérimentales du facteur de bioconcentration sont inférieures au critère de 5 000. Il a été

démontré que les concentrations de la substance sont croissantes chez certaines espèces sauvages, et des données suggèrent que le décaBDE a atteint des concentrations jugées élevées dans certains organismes. On considère également que le décaBDE (c.-à-d. BDE209) contribue au potentiel de bioaccumulation de l'ensemble des PBDE en raison de sa métabolisation en congénères moins bromés (ce sujet sera abordé plus loin dans le rapport).

3 Preuve de la transformation

La présente section examine la transformation du décaBDE afin de déterminer s'il y a lieu d'être préoccupé par sa transformation en produits bioaccumulables dans les organismes (c.-à-d. *in vivo* par métabolisation) et dans l'environnement (c.-à-d. par des processus abiotiques et de biodégradation). Les données fournies par des études qui quantifient la transformation sont souvent influencées par les limites suivantes :

- a) Degré de pureté du composé d'origine inconnu ou non caractérisé et présence (souvent non quantifiée) de PBDE moins bromés dans les matériaux utilisés (p. ex. les études ont généralement utilisé du décaBDE ayant un degré de pureté de $\geq 98\%$). Il est possible que des congénères moins bromés de PBDE soient présents sous la forme d'impuretés dans la nourriture utilisée dans le cadre des études *in vivo* sur la transformation métabolique. Certains congénères moins bromés peuvent avoir un facteur d'accumulation plus élevé que celui du décaBDE. Par conséquent, même si de telles impuretés étaient présentes dans la nourriture (ou dans la substance décaBDE soumise à l'essai) à des concentrations inférieures au seuil de détection, elles pourraient quand même s'accumuler dans l'organisme et atteindre des concentrations mesurables durant l'expérience;
- b) Les défis analytiques, qui pourraient influencer l'exactitude des résultats (voir la section 2).
- c) Se servir d'études en laboratoire pour tirer des conclusions concernant les processus et les taux de transformation dans l'environnement.

Ces questions sont examinées en détail plus loin dans le présent document.

3.1 Transformation *in vivo*

3.1.1 Données évaluées dans le cadre de l'évaluation préalable des PBDE

Les points suivants résument les données de débromation du décaBDE qui étaient disponibles en 2004 et antérieurement, et qui ont été prises en considération dans le cadre de l'évaluation préalable des PBDE (Environnement Canada, 2006b).

Lors d'une étude des effets de bromodiphényléthers administrés dans la nourriture d'alevins de carpes, Stapleton et Baker (2003) et Stapleton *et al.* (2004) ont constaté que 7 dérivés du décaBDE s'étaient accumulés dans l'ensemble des tissus et dans le foie des poissons durant la période d'exposition. Il s'agissait de pentaBDE, d'hexaBDE, d'heptaBDE et d'octaBDE, mais seuls les BDE154 et BDE155 (c.-à-d. des hexaBDE) ont pu être identifiés avec certitude (renseignements obtenus par H.M. Stapleton auprès

d'Environnement Canada, juillet 2009 non cité). On a récemment déterminé que les congénères non identifiés étaient les BDE188, -201, -202 et -197 (Stapleton *et al.*, 2006). Les PBDE fortement bromés, comme l'octaBDE, semblaient également subir une débromation et se transformer en PBDE homologues moins bromés. Stapleton et Baker (2003), qui ont comparé la structure du décaBDE avec celle des produits de dégradation identifiés, suggèrent que cette débromation est peut-être le résultat de l'activité des enzymes déiodinases qui d'habitude agissent sur les hormones thyroïdiennes. Ils ont évalué que le décaBDE (composé d'origine et métabolites) était biodisponible à 0,44 %. Cette valeur pourrait être plus élevée si d'autres métabolites étaient présents (non décelés lors de ces études). Il faut mentionner que l'explication de rechange donnée par Stapleton et Baker (2003) relativement à la transformation du décaBDE, qui avançait l'hypothèse que la transformation pourrait également être causée par l'activité de la microflore intestinale, a récemment été réfutée par Benedict *et al.* (2007), qui ont publié une étude confirmant que la flore intestinale de la carpe ne pouvait agir sur la débromation des PBDE.

Dans le cadre de leur étude des effets d'une alimentation modifiée sur des alevins de truite arc-en-ciel, Kierkegaard *et al.* (1999) ont décelé plusieurs hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE dans le foie et les tissus musculaires des poissons à l'étude bien que certains de ces congénères n'aient pas été mesurés dans l'alimentation. Il n'était pas possible de déterminer si la présence de ces congénères était le résultat du métabolisme du décaBDE ou de l'absorption efficace de traces de congénères initialement présents dans la nourriture.

Des études sur le métabolisme réalisées avec des rats (Norris *et al.*, 1973 et 1974; El Dareer *et al.*, 1987) semblent indiquer que le potentiel de bioaccumulation du décaBDE est faible chez les mammifères. Par exemple, Norris *et al.* (1973 et 1974) ont administré une suspension de 1,0 mg de décaBDE marqué au carbone 14 et d'huile de maïs à des rats mâles et femelles, et ont constaté qu'environ 90,6 % du décaBDE marqué au carbone 14 administré avait été excrété dans les matières fécales dans les 24 heures et, qu'au bout de 48 heures, toute la dose administrée avait été excrétée. Des études sur l'accumulation dans les tissus, où l'alimentation des rats était composée de décaBDE à raison de 0,1 mg/kg de poids corporel par jour, ont démontré que les teneurs en brome des différents tissus n'étaient pas significativement supérieures à celles observées chez les groupes témoins. La teneur en brome du tissu adipeux de rats exposés au décaBDE était significativement plus élevée à $p < 0,03$, mais pas à $p < 0,01$, lorsque celle-ci était comparée aux concentrations dans le tissu adipeux des groupes témoins (Norris *et al.*, 1973 et 1974). L'étude d'El Dareer *et al.* (1987) (également citée comme l'étude du programme NTP, 1986) est abordée plus en détail ci-après (par rapport à la façon dont elle est présentée dans Canada, 2006 ou Environnement Canada, 2006b).

Le National Toxicology Program (NTP, 1986) et El Dareer *et al.* (1987) ont évalué l'adsorption de décaBDE marqué au carbone 14 (degré de pureté de 97,9 à 99,2 %) à l'aide de rats F344/N. Le décaBDE (BDE209) a été administré dans l'alimentation (la consommation totale d'aliments était de 50 000 mg/j; du décaBDE non radiomarké a été ajouté à l'alimentation les jours 1 à 7 et 9 à 11, tandis que du décaBDE radiomarké a été

ajouté à l'alimentation le jour 8). La dose totale de décaBDE variait entre 3 718 et 3 826 mg/kg/j. Les résultats ont démontré qu'après une période d'exposition de 72 heures, de $91,3 \pm 4 \%$ à $101 \pm 4 \%$ de la radioactivité pouvait être retracée dans les matières fécales excrétées. Dans une autre étude, les chercheurs ont ajouté du décaBDE radiomarqué et non radiomarqué (~ 22 à 25 mg/kg de poids corporel) à l'alimentation (consommation totale d'aliments de 48 000 mg/j). Les rats étaient nourris avec des aliments additionnés de décaBDE non radiomarqué les jours 1 à 7 et 9, ou 9 et 10, ou 9 à 11, et avec des aliments additionnés de décaBDE radiomarqué le jour 8. Ils ont déterminé qu'entre 82,5 et 86,4 % du décaBDE radiomarqué était récupéré dans les matières fécales et que le taux de récupération totale du décaBDE variait entre 83,2 et 89,3 %. Environ 0,01 % de la dose de décaBDE administrée était excrétée dans l'urine. Ils ont décelé des traces de radioactivité dans la plupart des tissus, mais les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans le foie, les reins, les poumons, la peau et le tissu adipeux. Les auteurs ont par la suite entrepris une étude où des rats qui recevaient une injection intraveineuse de 1,07 mg/kg de décaBDE marqué au carbone 14 étaient ensuite sacrifiés 72 heures après avoir reçu la dose. Les résultats ont révélé que 74 % de la dose se retrouvait dans les matières fécales et dans le contenu intestinal, ce qui laissait supposer que l'excrétion biliaire était importante. Les auteurs ont déterminé que la matière excrétée était surtout constituée de décaBDE non altéré (jusqu'à 40 %) et de 3 métabolites (non identifiés) (jusqu'à 49,8 %). Dans le cadre d'une dernière étude, l'excrétion biliaire de rats ayant reçu par intraveineuse 0,9 mg/kg de décaBDE marqué au carbone 14 était examinée pendant une période de 4 heures. Ils ont constaté que 7,17 % de la dose se retrouvait dans la bile après 4 heures. Ils ont également indiqué avoir observé un métabolite non identifié dans la bile.

Mörck *et al.* (2003) ont réalisé une étude des effets du décaBDE administré dans l'alimentation de rats dans le but d'examiner les voies de distribution possibles et les métabolites du décaBDE. Cette étude consistait à administrer une dose orale de décaBDE radiomarqué à des rats. Le décaBDE utilisé dans l'étude était synthétisé grâce à un processus en plusieurs étapes qui comprenait la bromation de phénol marqué au carbone 14, lequel était finalement transformé en décaBDE marqué au carbone 14 (degré de pureté $> 98 \%$). Avant d'administrer la substance, le décaBDE radiomarqué était dilué dans une solution de décaBDE non marqué, lequel était synthétisé par le même processus (présentant aussi un degré de pureté $> 98 \%$). Cette étude s'est appuyée sur la radioactivité de résidus non extractibles, de résidus liés aux lipides, de résidus hydrosolubles, de métabolites phénoliques et de métabolites ou composés d'origine neutres pour tirer des conclusions quant à l'absorption et à la transformation métabolique du décaBDE. Au total, 8 rats « conventionnels » et 2 rats dont le canal cholédoque avait été canulé ont reçu par gavage une dose orale de 3 mmol/kg de décaBDE radiomarqué d'une concentration de 15 Ci/mol administrée par l'entremise d'un véhicule de suspension (Lutrol/soya phospholipone) conçu pour maximiser la solubilité et l'absorption du décaBDE. Des échantillons de matière fécale des rats conventionnels et des rats canulés ont été recueillis toutes les 24 heures aux fins d'analyse, tandis que des échantillons de bile des rats canulés ont été recueillis et analysés 4 heures, 12 heures, 24 heures, 48 heures et 72 heures après l'administration

de la dose. Des rats conventionnels ont été sacrifiés 3 jours (n = 4) et 7 jours (n = 3) après l'administration de la dose aux fins d'analyse des tissus.

On a observé la présence de décaBDE radioactif dans la matière fécale, la bile et les tissus des rats exposés sous la forme d'une combinaison de résidus non extractibles, de résidus liés aux lipides, de résidus hydrosolubles, de métabolites phénoliques et de composé d'origine ou de métabolites neutres, ce qui est une indication de la présence potentielle de décaBDE sous sa forme d'origine et de métabolites débromés, ainsi que de métabolites conjugués et de métabolites liés aux lipides ou à d'autres tissus. Chez les rats conventionnels, les métabolites phénoliques étaient passés d'environ 8 % à environ 14 % durant les 3 jours suivant l'administration de la dose, tandis que le composé d'origine et les métabolites neutres avaient chuté d'environ 29 % à environ 17 % durant cette même période. La bile était surtout constituée de résidus liés aux lipides (ayant chuté d'environ 60 % à environ 11 % durant les 3 jours suivant l'administration de la dose) et de résidus hydrosolubles (étant passé d'environ 9 % à environ 62 % durant la même période).

Dans le cadre de l'étude, on a constaté qu'environ 90 % de l'unique dose orale avait été excrétée dans les matières fécales. En additionnant la quantité de carbone 14 recueillie dans l'urine et la matière fécale, puis en soustrayant cette somme de 100 %, les auteurs ont été en mesure d'évaluer que 9 % demeurait dans l'organisme (c.-à-d. sous la forme de composé d'origine ou de métabolites). Les concentrations de radioactivité les plus élevées (en fonction du poids frais) ont été observées dans la glande surrénale, les reins, le cœur et le foie après 3 et 7 jours. Sur la base de la masse lipidique, le plasma et le foie présentaient les concentrations les plus élevées alors que celles-ci étaient faibles dans les autres tissus. La forte absorption du décaBDE (par rapport aux études précédentes) était probablement causée par l'utilisation du véhicule de suspension lutrol/soya phospholipone. Dix pour cent de la dose excrétée dans les matières fécales provenaient de la bile. En ce qui concerne la quantité totale de radioactivité excrétée dans les matières fécales, on a conclu qu'environ 65 % de la dose était éliminée sous forme de métabolites. Dans cette étude, les métabolites ont été caractérisés comme non extractibles, solubles dans l'eau, liés aux lipides, phénoliques, neutres ainsi que comme composés d'origine. Par conséquent, il y a des doutes concernant le fait que 65 % de la dose comprenait une proportion de composés d'origine ou de métabolites.

Afin de caractériser les métabolites de décaBDE, les auteurs ont manipulé et analysé encore davantage les fractions de composé d'origine et de métabolites phénoliques et neutres. Les substances ont pu être décelées par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse en mode d'ionisation négative par capture d'électrons (INCE). En s'appuyant sur leurs résultats, les auteurs ont déduit, sans toutefois être sûrs, que des métabolites débromés, phénoliques et méthoxylés étaient présents. Le décaBDE non transformé affichait les concentrations les plus élevées dans la fraction composée d'origine/métabolites neutres des matières fécales et des tissus, mais trois métabolites nona-bromés étaient également présents en petites quantités (< 0,5 %). L'analyse de la fraction phénolique des matières fécales et des tissus a révélé la présence de substances hydroxylées et hydroxy-méthoxylées (c.-à-d. de type guaiacol) dans cinq

des sept atomes de brome que les chercheurs ont déterminés comme étant des pentaBDE, des hexaBDE et des heptaBDE.

À partir de la caractérisation des métabolites, les auteurs ont avancé l'hypothèse que la transformation métabolique du décaBDE se déroulait potentiellement comme suit : elle supposait une débromation, suivie de l'hydroxylation du noyau benzénique exposé pour former le dérivé 1,2-catéchol, soit directement grâce à un oxyde arénique ou par monohydroxylation suivie d'une seconde oxydation du phénol ainsi obtenu. Le dérivé 1,2-catéchol obtenu était ensuite méthylé, possiblement par l'action de l'enzyme catéchol O-méthyltransférase, pour former les métabolites de guaiacol observés (hydroxy-méthoxylés). On suppose que la débromation initiale éliminerait au moins deux atomes de brome du noyau hydroxy-méthoxylé, mais il semble qu'elle éliminerait aussi des atomes de brome de l'autre noyau.

Les auteurs ont également avancé l'hypothèse que les enzymes du cytochrome P450 pourraient être la cause de la grande quantité de substances liées aux résidus observées dans l'intestin grêle. L'action du cytochrome P450 à la suite de la débromation va de pair avec la formation de phénols et de catéchols ainsi que d'intermédiaires réactifs qui se lient par covalence avec des macromolécules, ce qui expliquerait la grande quantité de résidus liés observés dans l'intestin grêle.

3.1.2 Nouvelles données sur la débromation *in vivo*

Poissons

Stapleton *et al.* (2006) ont exposé 45 alevins de truite arc-en-ciel à de la nourriture additionnée de décaBDE (laboratoires Cambridge Isotopes Laboratories, degré de pureté > 98 %) pendant une période de 5 mois. Les substances débromées représentaient environ 73 % de la charge totale de PBDE dans les carcasses. Les principales substances identifiées étaient le BDE208 (nonaBDE), le BDE202 et le BDE201 (octaBDE) ainsi qu'une petite quantité de BDE188 (heptaBDE). Les nonaBDE (principalement le BDE207 et le BDE208) représentaient 26 % de la charge dans le sérum, avec seulement de petites quantités d'octaBDE, et le décaBDE non transformé représentait le reste de la charge (environ 68 %). La charge dans le foie était surtout constituée de décaBDE avec seulement une petite partie de PBDE moins bromés (principalement des nonaBDE). Le BDE202 résultant de la débromation du décaBDE était prédominant et présent en quantités semblables dans les tissus de la truite arc-en-ciel (étudiés ici) et dans ceux de la carpe d'une étude antérieure. Ainsi, ce congénère a été considéré comme un marqueur potentiel pour la transformation étant donné qu'il n'a apparemment pas été mesuré dans des mélanges commerciaux de PentaBDE ou d'OctaBDE. Les chercheurs ont également constaté que les concentrations des congénères heptaBDE et octaBDE avaient augmenté au cours de l'exposition. En se basant sur la charge corporelle totale des heptaBDE, des octaBDE, des nonaBDE et des décaBDE, on a estimé l'absorption du décaBDE à 3,2 % de la dose totale. Compte tenu du fait qu'aucune mesure n'a été effectuée pour d'autres métabolites, les chercheurs suggèrent que la valeur estimée pour l'absorption pourrait être plus élevée.

Stapleton *et al.* (2006) ont également réalisé une étude *in vitro* avec des fractions de microsomes du foie de la truite arc-en-ciel en vue de confirmer la capacité métabolique des tissus de la truite arc-en-ciel et la formation de métabolites potentiels. Cette étude a été couplée à une autre étude *in vitro* impliquant des fractions de microsomes du foie de la carpe afin de confirmer la capacité métabolique de cette espèce démontrée par Stapleton *et al.* (2004). Au cours de cette étude, les microsomes du foie ont été préparés à partir d'échantillons recueillis chez trois poissons, puis incubés pendant 1 et 24 heures à 25 °C. L'analyse portait sur les congénères de PBDE; cependant, le taux de récupération était faible pour l'incubation de 1 heure (< 60 %) comparativement à l'incubation de 24 heures (> 80 %). L'étude comportait aussi un aliment témoin consistant en une fraction microsomique bouillie. On a observé une transformation du décaBDE par les microsomes du foie de la truite arc-en-ciel et de la carpe même après une heure d'incubation. Les microsomes du foie de la carpe ont débromé le décaBDE en hexaBDE, en heptaBDE, en octaBDE et en nonaBDE, et on a également noté une très faible quantité de nonaBDE pendant l'incubation de 1 heure et de 24 heures (ce qui reflète l'expérience *in vivo*). Après 24 heures, les microsomes avaient transformé 65 % de la masse du décaBDE (30 % de la substance étaient transformés en hexaBDE). Les microsomes du foie de la truite arc-en-ciel ont transformé jusqu'à 22 % du décaBDE en octaBDE et en nonaBDE pendant l'incubation de 24 heures. L'aliment témoin n'a montré aucune transformation du décaBDE.

Les auteurs ont conclu que leurs résultats corroboraient l'hypothèse selon laquelle les enzymes déiodinases agissaient comme catalyseurs de la débromation du décaBDE. Ils ont cependant également appelé à la prudence en disant qu'il n'était pas possible d'exclure l'activité concomitante ou substitut des enzymes P450. Les travaux de Stapleton montrent que la perte d'atomes de brome a lieu de préférence aux positions de substitution méta et para (renseignements obtenus par H.M. Stapleton auprès d'Environnement Canada, janvier 2008; source non citée).

Tomy *et al.* (2004) ont étudié l'absorption de douze congénères tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE et heptaBDE ainsi que du décaBDE par des alevins de truite grise ayant consommé de la nourriture additionnée de ces substances. Trois congénères PBDE moins bromés (soit des pentaBDE et des hexaBDE non identifiés, et le BDE140) semblaient s'être bioformés dans les tissus des poissons exposés, et les auteurs ont avancé l'hypothèse selon laquelle la débromation du décaBDE constituait une explication puisque ces congénères n'avaient pas été spécialement administrés aux organismes. Cependant, il faut noter que chacun des congénères administrés pendant l'étude avait un degré de pureté supérieur à 96 %, et que, par conséquent, on ne sait pas avec certitude si ces congénères étaient présents dans les matières exposées sous forme d'impuretés. Ils ont suggéré que la structure semblable des bromodiphényléthers et de la thyroxine (T4) voulait peut-être dire que les enzymes déiodinases contribuaient à la débromation des PBDE fortement bromés en PBDE moins bromés. Les auteurs ont conclu que le degré de biotransformation du décaBDE tout particulièrement risquait probablement de varier considérablement d'une espèce à l'autre, entraînant ainsi une grande variabilité potentielle de la bioaccumulation entre les espèces.

La Guardia *et al.* (2007) ont examiné la débromation *in vivo* potentielle du décaBDE chez les organismes aquatiques vivant dans le milieu récepteur d'une station d'épuration des eaux usées de Roxboro, en Caroline du Nord, qui, selon les rejets déclarés par l'industrie en vertu de l'inventaire des rejets de substances toxiques (*Toxics Release Inventory*) de l'USEPA, recevait les eaux usées d'une importante installation de fabrication de matières plastiques. Le profil des congénères de PBDE a été suivi de près à partir de l'effluent de la station d'épuration jusqu'aux sédiments et au biote du milieu récepteur afin d'évaluer si une importante débromation s'était produite. Des échantillons de boues d'épuration, de sédiments et de biote (crapet-soleil, mullet à cornes et écrevisse) ont été recueillis en 2002. Puis, en 2005, des échantillons de boues d'épuration, de sédiments et de biote (seul le crapet-soleil) ont été recueillis. Les échantillons de biote aquatique ont été recueillis à l'aide de nasses à vairon installées 15 m en aval de l'émissaire de la station d'épuration. Tous les échantillons ont été prélevés et purifiés par chromatographie sur gel, puis analysés par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse en mode d'ionisation négative par capture d'électrons et en mode d'ionisation électronique aux fins de détection de PBDE.

Au total, 23 congénères de PBDE ont été décelés dans les échantillons de biote. Parmi ceux-ci, le décaBDE n'a été décelé que dans 2 002 échantillons de crapet-soleil (2 880 µg/kg de lipides) et d'écrevisse (21 600 µg/kg de lipides). Les concentrations beaucoup plus élevées observées chez l'écrevisse sont attribuées à l'association de cette espèce avec les sédiments et les auteurs ont avancé l'hypothèse que l'écrevisse servait peut-être de lien entre les sédiments et les organismes pélagiques. Les auteurs ont également émis l'hypothèse que les concentrations de décaBDE non décelées chez le mullet à cornes étaient peut-être le résultat d'une capacité accrue de l'espèce à métaboliser cette substance. Le mullet à cornes est étroitement lié à la carpe qui possède une capacité accrue de débromation du décaBDE selon des études antérieures (Stapleton *et al.*, 2004). Deux congénères octaBDE et trois congénères heptaBDE qui n'avaient pas été décelés dans les boues d'épuration et les sédiments ont été observés dans les tissus du mullet à corne, ce qui suggère la bioformation de ces substances homologues. D'après ces résultats, les auteurs ont conclu que le décaBDE était biodisponible dans le milieu naturel et pouvait subir une débromation métabolique sur le terrain, entraînant une bioformation de PBDE moins bromés.

Lebeuf *et al.* (2006) ont examiné les effets du décaBDE et du PCB126 sur les concentrations de PBDE et de PBDE méthoxylés dans le foie du poulamon. Le décaBDE utilisé dans le cadre de leur expérience (DE-83R, Great Lakes Chemical Corp.) était composé de plus de 96 % de BDE209, alors que les BDE153, -183 et -203 ont été décelés dans une proportion variant entre 0,00024 et 0,034 % sur la base de la masse. Une caractérisation plus poussée a révélé que jusqu'à 7 PBDE non précisés avaient été décelés qualitativement (soit 4 heptaBDE et 3 octaBDE) en plus des 3 nonaBDE. Les poissons ayant servi durant l'étude ont été capturés dans l'estuaire du Saint-Laurent en 2001 et acclimatés aux conditions de laboratoire pendant environ 6 mois. Les poissons étaient nourris de capelan 2 fois par semaine jusqu'au début d'avril, puis d'éperlan jusqu'à la fin de l'étude. Après la période d'acclimatation, 200 poissons ont été aléatoirement divisés en

groupes de 25 poissons et placés dans 8 réservoirs de fibre de verre de 500 l. Au jour 0, les poissons de la moitié des réservoirs ont été anesthésiés dans l'eau. La moitié de ces poissons (c.-à-d. des poissons de 4 réservoirs) ont reçu une injection intrapéritonéale de PCB126 et l'autre moitié, d'huile de maïs. L'injection de PCB126 avait comme objectif d'évaluer les effets de l'induction du cytochrome P4501A (CYP1A) sur la biotransformation des PBDE injectés, contenus dans le mélange commercial DécaBDE administré aux poissons. Après 21 jours, les poissons de 2 des 4 réservoirs de poissons ayant reçu une injection de PCB126 et les poissons de 2 des 4 réservoirs n'ayant reçu qu'une injection d'huile de maïs ont reçu une injection de décaBDE (une dose de 400 ng/g de poisson; les poissons des autres réservoirs n'ont reçu qu'une dose d'huile de maïs).

Les poissons ont été échantillonnés et analysés aux fins de détection du décaBDE et de dérivés potentiels 7 semaines après l'administration du mélange commercial DécaBDE. Du BDE209, du BDE208, du BDE207, du BDE206, du BDE203 et trois octaBDE non identifiés ont été retrouvés dans le foie des poissons. Tous ces congénères étaient essentiellement absents chez les poissons des groupes témoins. Ces congénères ont également été mesurés dans le mélange commercial administré lors de l'expérience et leur présence ne peut donc pas être attribuée exclusivement à la biotransformation. De plus, la présence de ces substances pourrait s'expliquer par la dégradation thermique du mélange commercial DécaBDE durant l'analyse ou par une transformation dans le réservoir à la suite de l'expulsion du décaBDE dans la matière fécale. Malgré une augmentation de l'activité de l'enzyme EROD dans le foie des poulamons ayant reçu une injection de PCB126 et de décaBDE par rapport aux poulamons n'ayant reçu qu'une injection de décaBDE, aucune autre augmentation des concentrations hépatiques de PBDE n'a été observée. Cependant, des concentrations décroissantes de BDE17 et de 6-méthoxy-BDE47 (deux substances mesurées dans les groupes témoins) ont été observées chez les poissons ayant reçu une injection de décaBDE, mais pas chez les poissons des groupes témoins, ce que les chercheurs ont attribué à l'activité d'enzymes métaboliques hépatiques autres que le CYP1A. La diminution des concentrations de BDE17 était encore plus importante chez les poissons ayant reçu une injection de PCB126 par rapport aux poissons n'ayant reçu que du décaBDE. Les concentrations de BDE203 étaient également significativement plus faibles chez ces poissons. Bien que les poissons de l'étude n'aient affiché qu'une capacité de métabolisation du décaBDE restreinte, l'étude démontre l'importance du choix de la méthodologie pour évaluer les sources potentielles des substances décelées chez les organismes après l'administration d'un mélange commercial DécaBDE.

Les résultats de Lebeuf *et al.* (2006), qui indiquent que le CYP1A semble jouer un rôle limité dans la transformation des PBDE, concordent avec ceux de Valters *et al.* (2005) qui, basés sur des preuves limitées, démontrent un métabolisme du cytochrome P450 dans le plasma de la carpe commune, étant donné que les PBDE hydroxylés représentent seulement 0,8 % de la fraction des PBDE totaux. Benedict *et al.* (2007) ont également conclu (au moins dans leur étude impliquant du BDE99) qu'il est improbable que les cytochromes soient responsables de la débromation du BDE99. Après évaluation de la débromation du BDE99 dans les microfiores et microsomes de la carpe, ils ont établi qu'un processus endogène se produisant de façon presque similaire dans les microsomes

des intestins et du foie serait responsable de la débromation du BDE99 et du BDE47. Ils ont aussi suggéré que ce processus peut être inhibé par la présence de thyronine inversée. Enfin, ils n'ont pas pu définir clairement le mécanisme métabolique, mais ont noté que leurs travaux suggèrent que la débromation peut impliquer des déiodinases thyroïdiennes.

Nyholm *et al.* (2009) ont utilisé des dards-perches (*Danio rerio*) comme organisme modèle vertébré pour étudier la formation et l'élimination des métabolites, de même que l'absorption de 11 ignifugeants bromés de structure différente, notamment le BDE28, le BDE183 et le BDE209 (degré de pureté non indiqué). Des solutions contenant un mélange des ignifugeants bromés ont été fabriquées à partir de solutions de réserve dans l'isooctane ou le tétrahydrofurane, puis évaporées presque à sec. Les résidus ont été absorbés dans de l'éthanol. Les mélanges finaux ont été ajoutés à des chironomidés, ce qui a donné des concentrations nominales de 1 et 100 nmol/g de poids sec pour chaque espèce moléculaire. Un aliment témoin a été fabriqué avec de l'éthanol uniquement. On a nourri les dards-perches avec des chironomidés témoins ou traités aux ignifuges bromés pendant une période d'exposition de 42 jours, puis avec des aliments non traités pendant une période d'élimination de 14 jours. Les échantillons ont ensuite été extraits et analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse.

Les dards-perches exposés à des doses élevées dans des aliments (100 nmol/g) pendant 42 jours présentaient des concentrations de BDE209 détectables après une période d'élimination de 2 semaines, mais ces concentrations étaient dix fois moins élevées que celles du BDE28 (dont les concentrations étaient considérées comme étant les plus fortes parmi les ignifugeants bromés analysés). L'efficacité d'absorption était la plus faible pour le BDE209 (< 1 %) comparativement aux autres ignifugeants bromés étudiés, et la demi-vie d'élimination était estimée à 6,5 jours. Aucun lien n'a été établi entre les valeurs du $\log K_{oe}$ des ignifugeants bromés et les concentrations déterminées chez les poissons. L'étude a permis de déceler plusieurs composés dans les tissus des poissons, qui pourraient être des métabolites des IB administrés. On a notamment identifié, de manière provisoire, plusieurs hexaBDE par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse, et il se peut que ces composés soient des produits de débromation du BDE183 ou du BDE209. Cependant, on ne peut écarter la possibilité que ces composés soient des impuretés dans la substance administrée aux organismes. La débromation potentielle du BDE209 n'a pas fait l'objet d'autres analyses dans le cadre de cette étude.

Organismes terrestres

Sandholm *et al.* (2003) ont réalisé une étude de la biodisponibilité, de l'absorption et de la transformation métabolique du décaBDE chez des rats Sprague-Dawley. Au total, 36 rats mâles pesant entre 200 et 220 g ont chacun reçu une dose unitaire de décaBDE à raison de 2 $\mu\text{mol/kg}$ et la biodisponibilité, l'élimination et la formation de métabolites dans le plasma ont été suivies de près pendant une période de 6 jours. Un sous-ensemble de 18 rats a reçu une dose orale par gavage tandis qu'un second sous-ensemble de 18 rats a reçu une dose par intraveineuse. Le plasma sanguin était surveillé à intervalles réguliers (à 1, 3, 6, 24, 48, 72, 96, 120 et 144 heures) durant la période de surveillance de 6 jours. De plus, des échantillons de plasma prélevés dans le cadre d'une étude distincte de 7 jours

pendant laquelle une dose unitaire de décaBDE radiomarqué était injectée (Mörck *et al.*, 2003) ont été analysés afin de déterminer la radioactivité totale associée aux fractions neutres et phénoliques du plasma de rats exposés au décaBDE.

La biodisponibilité orale a été estimée à environ 26 %, bien que la méthode d'échantillonnage ait peut-être déterminé une biodisponibilité artificiellement élevée. La biodisponibilité orale a été définie comme la fraction du composé d'origine administré qui atteint la circulation systémique. Les auteurs ont indiqué que cette concentration était beaucoup plus élevée que celles publiées dans le cadre d'études précédentes sur le décaBDE (p. ex. Norris *et al.*, 1975, NTP, 1986, El Dareer *et al.*, 1987). Selon l'analyse des échantillons de plasma recueillis lors de l'étude du décaBDE radiomarqué de 7 jours, la radioactivité observée dans le plasma aux jours 3 et 7 était 4 fois celle de la fraction neutre, ce qui suggère une transformation métabolique oxydante importante du décaBDE neutre et des métabolites débromés, et une plus grande exposition aux métabolites phénoliques qu'aux métabolites ou composés d'origine neutres. La présence de métabolites phénoliques par rapport aux composés neutres suggérait que l'adsorption du BDE209 aurait été supérieure à 26 %. L'élimination du décaBDE du plasma se faisait en plusieurs étapes et les demi-vies les plus longues étaient de 51 heures (exposition orale) et de 58 heures (exposition par intraveineuse).

On a déterminé que les composés neutres constituant le plasma étaient le décaBDE (> 99,5 %) ainsi que 3 nonaBDE (< 0,5 %). En plus des composés neutres, 13 métabolites phénoliques ont été décelés dans le plasma, les principaux étant un octaBDE hydroxylé, un nonaBDE hydroxylé et un hexaBDE hydroxy-méthoxylé de type guaiacol. En s'appuyant sur la composition observée de composé d'origine et de métabolites, la séquence de transformation métabolique générale suivante a été proposée :

1. la débromation réductive du décaBDE;
2. l'oxydation ultérieure en métabolites phénoliques;
3. la formation de métabolites de type guaiacol grâce à un oxyde arénique et un dihydrodiol, ou par suite de deux étapes d'oxydation séquentielle suivies d'une méthylation.

Les auteurs ont également décrit comment l'octaBDE hydroxylé et le nonaBDE hydroxylé pouvaient avoir une affinité pour la transthyrétine (TTR) qui agit d'habitude comme protéine de transport de la thyroxine dans le plasma. La liaison avec la transthyrétine pourrait expliquer la grande quantité de métabolites phénoliques observée dans le plasma et peut-être faire en sorte que les métabolites aient tendance à persister dans le plasma sous la forme de résidus liés. La liaison entre les métabolites phénoliques et la transthyrétine pourrait perturber le transport de la thyroxine dans le sang et, par conséquent, avoir des effets hormonaux néfastes. Les auteurs ont indiqué que cette activité était semblable à l'activité des métabolites des BPC déclarée.

Hakk et Letcher (2003) ont résumé les résultats obtenus par Orn et Klasson-Wehler (1998), Hakk *et al.* (2002) et Mörck et Klasson-Wehler (2001) concernant la formation de métabolites fécaux et biliaires chez des rats exposés au décaBDE. Ils ont conclu que le décaBDE avait subi une débromation oxydante et s'était transformé en guaiacols

(bromodiphényléthers hydroxy-méthoxylés), en bromodiphényléthers hydroxylés et en nonaBDE. Hakk et Letcher (2003) ont de plus tiré les conclusions suivantes :

- La débromation suivie de la formation d'un oxyde arénique, puis d'une hydroxylation ou d'une méthylation ultérieure représente une voie métabolique probable entre le décaBDE et les bromodiphényléthers hydroxylés ou hydroxy-méthoxylés;
- Les mélanges commerciaux de PBDE sont des inducteurs du métabolisme de phase I et de phase II, ce qui donne à penser que ces voies métaboliques sont également importantes pour les PBDE;
- Les bromodiphényléthers hydroxylés risquent probablement de faire concurrence à la thyroxine aux fins de liaison avec la transthyréine;
- Les métabolites du guaiacol pourraient s'oxyder davantage, se transformer en quinones, qui sont très réactives, puis se lier aux macromolécules cellulaires. Par conséquent, les résidus liés pourraient représenter une importante proportion de la charge corporelle en métabolites.

Huwe et Smith (2007a, 2007b) ont étudié l'accumulation de décaBDE présent dans l'alimentation de rats, sa débromation et son élimination. La charge dans les tissus corporels et les matières fécales d'un congénère nonaBDE (BDE207) et de deux congénères octaBDE (BDE201 et BDE197) était supérieure à ce qui pouvait s'expliquer par la dose totale de chaque congénère associée aux concentrations de fond de l'alimentation des rats. Les auteurs ont donc conclu que les charges élevées résultaient de la débromation réductive du décaBDE. La formation de BDE197 et de BDE207 résulte de la débromation du BDE209, soit la perte d'un atome de brome en position méta, tandis que la perte d'un atome de brome en position para et méta est à l'origine de la formation du BDE201. Les auteurs ont proposé que l'action des enzymes déiodinases peut être impliquée dans la débromation du décaBDE en position méta. Ces enzymes déiodinases participent normalement à la déhalogénéation en position méta de l'hormone thyroïdienne, la thyroxine, et sont présents dans de nombreux tissus de l'organisme.

Toutefois, la charge totale de BDE207, de BDE201 et de BDE197 ne représentait que 1 % de la dose totale de décaBDE, ce qui suggère que la débromation n'était pas la voie métabolique principale ou que les substances débromées subissaient rapidement une métabolisation supplémentaire. Dans l'ensemble, 45 % du décaBDE administré ne pouvait s'expliquer par les concentrations observées dans les tissus et les matières fécales des rats; les auteurs ont avancé l'hypothèse que la formation de métabolites liés ou hydroxylés, qui ne faisaient pas partie de leur analyse, expliquait probablement le bilan massique incomplet du décaBDE.

Kierkegaard *et al.* (2007) ont publié les résultats d'une étude de 3 mois sur les effets de PBDE administrés dans l'alimentation de 2 vaches laitières. Le profil des congénères présents dans les tissus adipeux et les organes était différent du profil dans les produits d'ensilage et les congénères BDE207, -197, -196 et -182 représentaient une proportion beaucoup plus élevée de la charge totale dans les tissus que dans les produits d'ensilage. Le traçage de la dégradation potentielle du décaBDE durant l'extraction et le nettoyage à l'aide de composés radiomarqueurs a permis d'exclure la débromation photolytique

comme origine de la présence de ces heptaBDE, octaBDE et nonaBDE durant l'extraction et le nettoyage. Les auteurs n'ont également pas tenu compte du fait qu'une plus importante absorption des congénères présents dans l'alimentation pouvait avoir eu lieu pour expliquer les différences observées entre les concentrations dans l'alimentation et dans les tissus car l'absorption accrue de congénères semblables (c.-à-d. BDE183 par rapport à BDE182) ne semblait pas évidente. Par conséquent, on a conclu que les augmentations observées de BDE207, -197, -196 et -182 étaient probablement dues à une débromation réductive du décaBDE. Les auteurs ont proposé les 2 voies de transformation potentielles suivantes pour le décaBDE :

1. Une débromation en position ortho pour former du BDE206, suivie d'une débromation en position méta pour former du BDE196, puis d'une débromation en position méta pour former du BDE182;
2. Une débromation en position méta pour former du BDE207, suivie d'une débromation en position méta pour former du BDE197.

Dans une étude de Riu *et al.* (2008), on a administré par voie orale à des rats, du décaBDE radiomarké [C¹⁴], pur à 99,8 %, dispersé dans de l'huile d'arachide durant les jours de gestation 16 à 19. L'urine et les matières fécales ont été collectées au cours de ces quatre jours. Les animaux ont été sacrifiés le vingtième jour de gestation (24 heures après la dernière dose de décaBDE radiomarké C¹⁴); les degrés de radioactivité, les concentrations de décaBDE correspondantes et les profils métaboliques ont été déterminés dans divers organes et tissus. On a mis au point des méthodes d'extraction et d'analyse pour effectuer une séparation radiochromatographique des métabolites du décaBDE formés *in vivo*.

Plus de 19 % de la dose administrée au jour 4 a été récupérée dans les corps (tissus et carcasses) des rats, ce qui démontre une absorption relativement élevée du décaBDE ainsi qu'une distribution efficace dans les tissus. La dose administrée a principalement été excrétée par voie fécale (à 66,3 %), alors que l'excrétion urinaire était très faible (représentant à peu près 0,11 % de la dose totale). On a retrouvé environ 97 % du décaBDE radiomarké à l'état intact dans les extraits fécaux. La caractérisation des métabolites dans les matières fécales et les tissus, menée par résonance magnétique nucléaire (RMN) ainsi que par chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse, a permis de dépister tous les trois nonaBDE, un octaBDE non identifié et un dérivé octaBDE hydroxylé. L'ensemble des métabolites (excréments, tissus et carcasses) représentait environ 7 % de la quantité totale de radioactivité administrée aux rats. En outre, une quantité très limitée de métabolites supplémentaires a aussi été détectée (alors qu'elle était trop infime pour être identifiée structurellement); cependant, on n'a pu exclure la possibilité selon laquelle ce composé correspondait à un heptaBDE hydroxylé. D'autres métabolites polaires non identifiés ont été décelés dans l'urine avec des composés similaires aux composés trouvés dans les intestins, mais différents de ceux qui étaient présents dans les matières fécales.

Riu *et al.* (2008) ont déterminé que les taux de résidus de décaBDE étaient les plus élevés dans les glandes surrénales, les ovaires, le foie et les reins; la quantité de ces résidus était

bien plus importante dans ces tissus que dans le plasma. Le foie a été déterminé comme étant le tissu cible du décaBDE (11 mg/kg, correspondant à 6,5 % de la dose administrée). Cependant, on a relevé les concentrations résiduelles les plus élevées dans les glandes endocriniennes, les glandes surrénales (33 mg/kg) et les ovaires (16 mg/kg). On a signalé que les décaBDE et les métabolites traversaient la barrière placentaire chez les rats après l'administration orale (environ 0,5 % de la dose totale a été trouvée dans les foetus).

Van den Steen *et al.* (2007) ont étudié l'accumulation du BDE209 dans les tissus et la débromation de cette substance chez l'Étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) en utilisant des implants en silastique pour administrer la substance. Les implants étaient insérés sous la peau par une petite incision le long des côtes. Ils contenaient du BDE209 dissous dans de l'isooctane et mélangé à de l'huile d'arachide (degré de pureté non indiqué, renseignements recueillis auprès des Wellington Laboratories, Guelph, Canada). On procédait à l'évaporation de l'isooctane en chauffant le mélange d'huile jusqu'à ce qu'il ait atteint un poids constant. Après la préparation, aucune concentration d'autres congénères de PBDE n'était décelable dans la solution d'huile. Au total, 7 étourneaux adultes mâles ont été nécessaires pour l'étude, soit 4 qui avaient reçu une dose implantée de $46,8 \pm 2,2$ µg de BDE209 et 3 (le groupe témoin) qui avaient reçu un implant ne contenant que de l'huile d'arachide. Durant la période d'exposition de 76 jours, des échantillons de sang ont été prélevés tous les 3 à 7 jours. Les oiseaux ont ensuite été euthanasiés, et le muscle pectoral et le foie ont été excisés. Des échantillons à blanc constitués d'eau plutôt que de sang ont été inclus dans chaque lot d'échantillons et leur concentration de PBDE a été soustraite des valeurs déterminées pour les échantillons biotiques.

Avant l'insertion des implants, les concentrations de BDE209 dans le sang étaient inférieures au seuil de quantification (c.-à-d. 0,8 et 0,5 µg/l pour le BDE209 et d'autres bromodiphényléthers, respectivement). Les concentrations accumulées de BDE209 ont atteint une valeur maximale dans le sang des étourneaux exposés au jour 10 ($16 \pm 4,1$ µg/l). Après ce sommet, les concentrations dans le sang ont diminué pour se fixer à $3,3 \pm 0,4$ µg/l à la fin de la période d'exposition de 76 jours, ce qui semble être une indication de l'élimination de la substance. Chez le groupe témoin, les concentrations dans les tissus étaient inférieures à la limite de quantification (5,6 et 2,9 µg/kg de lipides dans les tissus musculaires et dans le foie, respectivement). Chez le groupe exposé, les concentrations étaient deux fois plus importantes dans les tissus musculaires que dans le foie (c.-à-d. 461 et 340 µg/kg de lipides dans les tissus musculaires par rapport à 269 et 337 µg/kg de lipides dans le foie). L'étude de Van den Steen *et al.* (2007) a permis de constater que différents PBDE étaient présents dans les tissus musculaires et dans le foie des spécimens du groupe témoin et du groupe exposé, et que les différences étaient les plus prononcées dans le cas de nonaBDE (BDE206, -207 et -208) et d'octaBDE (BDE196 et -197). Les concentrations des octaBDE BDE203 et BDE205 étaient semblables chez les 2 groupes. Les auteurs ont conclu que l'étude fournissait une preuve de la transformation du BDE209 en PBDE moins bromés chez les oiseaux chanteurs. Ces résultats sont difficiles à interpréter étant donné que la composition des matières d'essai

n'a pas été indiquée; par conséquent, l'accumulation des nonaBDE et des octaBDE à partir des matières d'essai est une théorie qui ne peut être exclue.

Chen *et al.* (2008) ont mesuré les concentrations de BDE209 dans 114 œufs de faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) dans le cadre d'une étude menée au nord des États-Unis. Ces œufs ont été collectés de 1996 à 2006 (sauf en 1997 et 1998), les concentrations décelées y variant entre 1,4 et 420 ng/g de poids humide. Les auteurs ont également noté que huit congénères de nonaBDE et d'octaBDE étaient souvent détectés en plus du BDE209; ces congénères ayant déjà été signalés chez des espèces sauvages. L'ensemble de ces congénères constituait 16 % à 57 % des concentrations totales de PBDE déterminées dans les œufs issus d'un milieu urbain, et 4,9 % à 53 % de celles-ci dans les œufs issus d'un milieu rural. Les chercheurs ont remarqué que la concentration de BDE201 n'était pas proportionnelle à la présence de ce congénère dans le mélange commercial d'OctaBDE, ce qui suggérait qu'il était formé *in vivo* à partir de PBDE fortement bromés. Ils ont, par ailleurs, détecté du BDE202 dans 107 des 114 œufs. Enfin, puisque le BDE202 n'est pas connu comme étant un composé des mélanges commerciaux d'OctaBDE ou de DécaBDE, ces chercheurs ont avancé l'hypothèse selon laquelle la présence de ce congénère pourrait être attribuée à la transformation métabolique de PBDE fortement bromés.

3.1.3 Modèles conceptuels de métabolisme *in vivo*

Cette section résume les voies métaboliques en se basant sur celles qui ont été proposées dans les études passées en revue. L'analyse tient compte du fait que certaines études contiennent des incertitudes (p. ex. des impuretés potentielles dans la substance d'essai administrée aux organismes ou le manque de spécificité chimique dans les analyses de métabolites). Selon la documentation révisée, la quantité de décaBDE qui aurait apparemment été transformée en PBDE moins bromés comme des nonaBDE, des octaBDE et des heptaBDE *in vivo* semble être globalement faible, notamment de l'ordre d'un faible pourcentage par rapport au décaBDE total administré. Cependant, certaines études ont conclu que des taux métaboliques élevés (pouvant aller de 45 % à 65 % de la dose totale de décaBDE) pourraient être dus à des produits de transformation métabolique comprenant des bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés, ou à la formation de résidus liés.

Poissons

D'après les études actuellement disponibles et les renseignements examinés dans ce rapport par Stapleton *et al.* (2004, 2006), les renseignements obtenus par H.M. Stapleton auprès d'Environnement Canada en janvier et juillet 2009 (source non citée) ainsi que les études de Kierkegaard *et al.* (1999) et de Tomy *et al.* (2004) concernant les incertitudes, les voies de transformation métabolique du décaBDE sont les suivantes :

1. Chez les poissons, la première étape du métabolisme du décaBDE (c.-à-d. BDE209) est sa débromation qui produit tout au moins des formes

débromées d'heptaBDE, d'octaBDE et de nonaBDE, mais aussi potentiellement des pentaBDE et des hexaBDE.

2. Les déiodinases thyroïdiennes, qui, en règle générale, éliminent l'iode de la thyroxine, semblent être impliquées dans cette voie de débromation.
3. Selon les observations, la débromation provoquerait la perte préférentielle d'un atome de brome en position méta et para.

Mammifères

D'après les notes de discussion et les conclusions de Sandholm *et al.* (2003), Mörck *et al.* (2003), Hakk et Letcher (2003), Huwe et Smith (2007a, 2007b), et Kierkegaard *et al.* (2007), les voies de transformation sont les suivantes :

1. La débromation réductive du décaBDE en nonaBDE, octaBDE et heptaBDE est probablement la première étape du métabolisme du décaBDE;
2. Comme c'est le cas chez les poissons, la débromation résulte peut-être de l'action des enzymes déiodinases;
3. Les métabolites débromés neutres semblent ensuite subir une hydroxylation et former des phénols ou des catéchols par l'entremise d'un oxyde arénique. Les enzymes du cytochrome P450 participeraient peut-être à la réaction.
4. Les bromodiphényléthers hydroxylés potentiellement formés peuvent faire concurrence à la thyroxine aux fins de liaison avec la transthyrétine, une protéine de transport de la thyroxine présente dans le sérum sanguin.
5. Les catéchols pourraient ensuite être méthylés par l'action de l'enzyme catéchol *O*-méthyltransférase, et former les guaiacols observés.
6. Les métabolites du guaiacol pourraient s'oxyder davantage, se transformer en quinones, qui sont très réactives, puis se lier aux macromolécules cellulaires.
7. Les intermédiaires réactifs seraient également soumis à une réaction de conjugaison rapide par l'entremise de processus métaboliques de phase II, ce qui entraînerait la formation de métabolites hydrosolubles qui seraient excrétés dans la bile et les matières fécales, tel qu'il a été observé dans l'expérience avec les rats conventionnels et canulés.

3.1.4 Implications pour l'évaluation de la bioaccumulation

Les données actuelles sur la débromation et le métabolisme du décaBDE suggèrent des voies métaboliques qui entraînent la formation de :

1. PBDE moins bromés (jusqu'aux congénères heptaBDE chez les mammifères et, potentiellement, jusqu'aux congénères pentaBDE chez les poissons);
2. bromodiphényléthers hydroxylés, éventuellement (indiqué pour les mammifères uniquement);
3. bromodiphényléthers hydroxy-méthoxylés, éventuellement (indiqué pour les mammifères uniquement);
4. produits inconnus (formation potentielle chez les mammifères et les poissons).

Afin d'évaluer si ces métabolites avaient le potentiel de se bioaccumuler ou de se bioamplifier dans les réseaux trophiques, des prédictions ont été faites à l'aide du modèle BAF-QSAR et du modèle de bioamplification terrestre de Gobas *et al.* (2003). On reconnaît, dans certains cas, que les facteurs de bioaccumulation ou de bioamplification de quelques PBDE moins bromés pourraient avoir été calculés sur le terrain ou en laboratoire. Néanmoins, les données de terrain ou de laboratoire sur la bioaccumulation des métabolites de bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés bioformés sont en général insuffisantes et l'application des modèles à tous les types de métabolites était considérée comme une façon cohérente d'accroître nos connaissances en matière de bioaccumulation et de bioamplification de ces métabolites. Le document de travail à l'appui de l'évaluation préalable des PBDE (Environnement Canada, 2006b) fournit un sommaire des facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation des mélanges commerciaux de PentaBDE et d'OctaBDE mesurés en milieu aquatique. Ces études ont démontré que les facteurs de bioconcentration et de bioaccumulation des tétraBDE, des pentaBDE et des hexaBDE étaient supérieurs à 5 000 (ces résultats sont compatibles avec les résultats obtenus dans le cadre de l'exercice de modélisation du présent examen).

Afin de prédire le facteur de bioaccumulation à l'aide du modèle BAF-QSAR, le logarithme K_{oe} de chaque métabolite était, dans la mesure du possible, établi en fonction de mesures connues. En l'absence de mesures connues, le logarithme K_{oe} était estimé à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale dans le modèle KOWWIN. La méthode utilise un log K_{oe} de référence obtenu pour une substance structurellement semblable (notamment le décaBDE dans ce cas-ci) et corrige les prédictions pour les métabolites selon leurs différences structurelles avec le décaBDE. Pour chaque métabolite, deux scénarios de prédictions ont été réalisés : le premier n'incluait aucune correction pour tenir compte de la transformation métabolique et le second comportait des corrections adaptées au métabolisme qui s'appuyaient sur les observations en laboratoire de Stapleton *et al.* (2004) et de Tomy *et al.* (2004). Quand il n'était pas possible d'estimer la constante du taux métabolique k_M de PBDE moins bromés à partir de données de laboratoire, des approximations raisonnables qui tenaient compte des taux de métabolisme de congénères semblables étaient faites. Pour les bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés, aucune donnée ne permettait d'estimer la constante k_M ; par conséquent, une valeur de 0,026/jour (c.-à-d. équivalente à la valeur estimée pour le décaBDE), normalisée en fonction du poids corporel des poissons de niveau trophique intermédiaire du modèle, à 15 °C (~ 0,02/jour), a été choisie à titre explicatif. Bien que l'on s'attende à ce que ces métabolites soient davantage métabolisés, on ne connaît pas les taux métaboliques réels. La valeur choisie et les facteurs de bioaccumulation qui en découlent constituent des prédictions hypothétiques raisonnables. L'annexe D donne plus de détails sur les estimations du logarithme K_{oe} et de la constante k_M .

La figure 3-1 présente des histogrammes de fréquence des prédictions groupées relatives aux facteurs de bioaccumulation pour tous les métabolites potentiels, au niveau trophique intermédiaire. En l'absence d'une activité métabolique, on prévoit que les facteurs de bioaccumulation de tous les métabolites seront supérieurs à 5 000. Cependant, lorsqu'on tient compte de la transformation métabolique (un scénario plus réaliste), les facteurs de bioaccumulation prévus varient entre 295 et environ 6 000 000. Selon la courbe de

distribution normale de l'histogramme des facteurs de bioaccumulation corrigé pour tenir compte du métabolisme, on prévoit qu'environ 74 % des facteurs de bioaccumulation prédits pour les métabolites seront supérieurs à 5 000. Les groupes métabolites illustrés dont le facteur de bioaccumulation dépasse 5 000 sont notamment les pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE hydroxy-méthoxylés, les hexaBDE hydroxylés, et les pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE et octaBDE. Selon les prévisions, les autres groupes métabolites (26 %), qui sont composés d'octaBDE et de nonaBDE hydroxylés, et de nonaBDE, ont un facteur de bioaccumulation inférieur à 5 000. L'importante proportion de facteurs de bioaccumulation élevés, même lorsque la transformation métabolique est prise en considération, suggère que de nombreux métabolites du décaBDE sont potentiellement bioaccumulables.

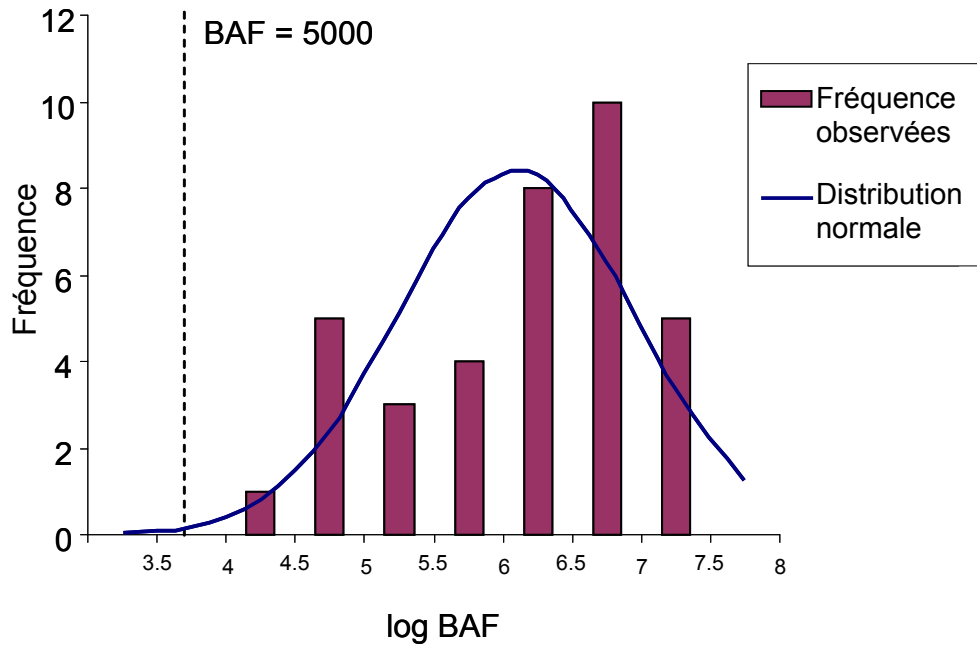
En ce qui concerne les métabolites hydroxylés et hydroxy-méthoxylés, le taux métabolique réel n'est pas connu et, par conséquent, les prédictions des facteurs de bioaccumulation sont incertaines. Si la transformation secondaire de ces métabolites était beaucoup plus rapide qu'environ 0,02/jour, les facteurs de bioaccumulation pourraient donc être beaucoup plus faibles. Chez certaines espèces, il est également possible que les enzymes à l'origine du métabolisme de phase II soient moins développées ou présentes en nombre insuffisant, ce qui favorise la persistance de ces métabolites dans les tissus et entraîne des facteurs de bioaccumulation beaucoup plus élevés, qui s'approchent de ceux dont les valeurs ne sont pas corrigées.

En ce qui concerne les métabolites des PBDE moins bromés, on considère que les prédictions des facteurs de bioaccumulation corrigés en fonction du métabolisme ont un degré de certitude plus élevé que les prédictions des formes substituées car les valeurs de la constante du taux métabolique k_M choisies pour le modèle s'appuyaient sur des observations en laboratoire dans la plupart des cas (la seule exception est les nonaBDE, pour lesquels le taux métabolique qui avait été déterminé pour le décaBDE a été utilisé). Il faut mentionner que les demi-vies choisies pour alimenter le modèle étaient souvent relativement courtes (le métabolisme est relativement rapide) comparativement aux demi-vies maximales observées dans les études en laboratoire (se reporter à l'annexe D). Les valeurs des facteurs de bioaccumulation prédits sont par conséquent moins conservatrices (c.-à-d. inférieures) que si les demi-vies plus longues observées avaient été choisies. Malgré l'utilisation de demi-vies moins conservatrices, les facteurs de bioaccumulation prédits pour le pentaBDE, l'hexaBDE, l'heptaBDE et l'octaBDE étaient supérieurs à 5 000.

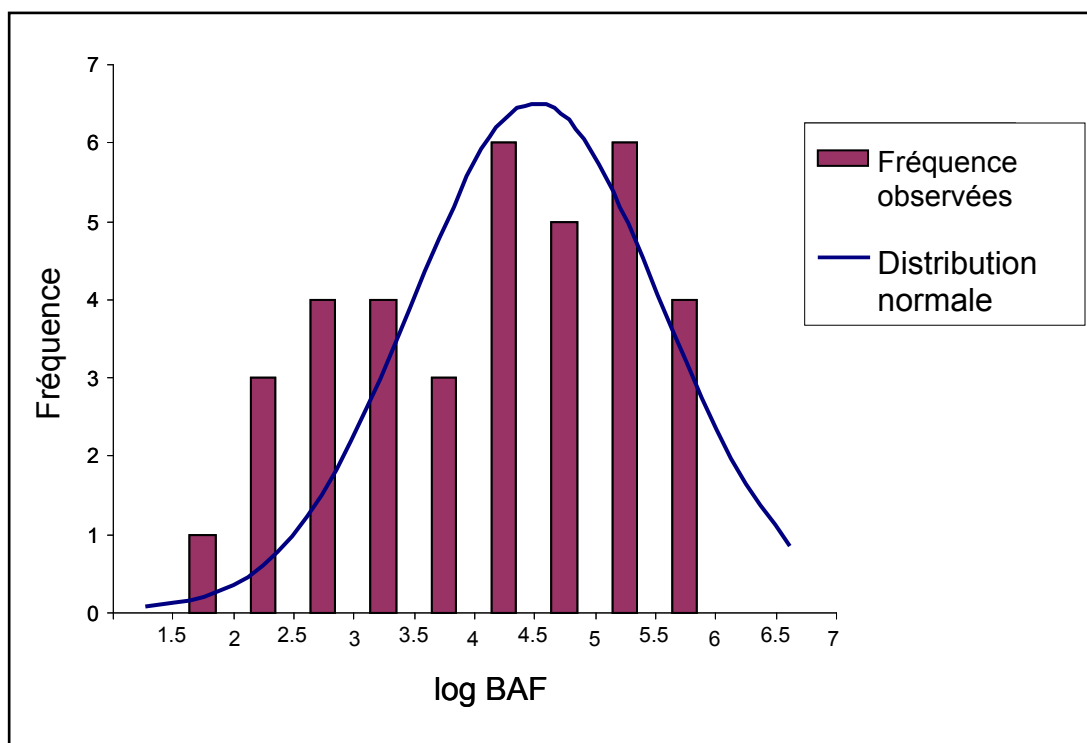
On reconnaît que les métabolites du décaBDE se forment dans les tissus et que l'accumulation dans les tissus après une exposition en phase aqueuse (quantifiée par le facteur de bioaccumulation) n'est peut-être pas très pertinente en ce qui concerne le décaBDE. Ces prédictions des facteurs de bioaccumulation aident néanmoins à donner une idée du potentiel de bioaccumulation des produits chimiques métabolites. Les résultats du modèle soulèvent des préoccupations selon lesquelles de nombreux métabolites qui se forment dans les tissus des poissons à la suite de l'accumulation et du métabolisme du décaBDE sont potentiellement bioaccumulables et peuvent avoir tendance à se bioamplifier dans les réseaux trophiques, augmentant ainsi possiblement l'exposition des organismes de niveau trophique supérieur et les risques qu'ils courent.

Figure 3-1 : Distributions des fréquences combinées des facteurs de bioaccumulation prédits pour les métabolites du décaBDE (prédictions pour le niveau trophique intermédiaire)

(a) Aucune correction pour tenir compte du métabolisme



(b) Valeurs corrigées pour tenir compte du métabolisme



Les facteurs de bioamplification prédits pour les métabolites du décaBDE chez les loups ont été obtenus au moyen d'une version de calcul électronique du modèle de Gobas *et al.* (2003). Les valeurs de logarithme K_{oe} ont été choisies en fonction des justifications décrites à l'annexe D, où le logarithme K_{oa} de chaque métabolite est estimé à l'aide du modèle de prévision du coefficient de partage octanol-air KOAWIN et de l'entrée de valeurs corrigées du logarithme K_{oe} . Deux scénarios de prédictions ont été réalisés : le premier ne tenait pas compte de la transformation métabolique, tandis que le second tenait compte du métabolisme et s'appuyait sur les observations en laboratoire de Huwe et Smith (2007a, 2007b). Quand il n'était pas possible d'estimer la constante du taux métabolique k_M des PBDE moins bromés à partir de données de laboratoire, des approximations raisonnables qui tenaient compte du taux métabolique de congénères semblables étaient faites. En ce qui a trait aux bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés, aucune donnée ne permettait d'estimer la constante k_M et, par conséquent, une valeur de 0,004/jour a été choisie à titre explicatif. Cette valeur correspond à la demi-vie la plus longue observée pour le décaBDE, les nonaBDE et les octaBDE et calculée par Huwe et Smith (2007a, 2007b), normalisée au poids corporel du loup dans le modèle de Gobas. Bien que l'on s'attende à ce que les métabolites de bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés soient davantage métabolisés, les taux métaboliques réels ne sont pas connus.

Le calcul des facteurs de bioamplification des bromodiphényléthers a été corrigé pour tenir compte de l'efficacité d'assimilation alimentaire selon la relation EA p/r log K_{oe} décrite dans l'étude de Kelly *et al.* (2004) qui s'applique aux humains comme homéotherme représentatif. En l'absence d'activité métabolique, on s'attend à ce que les facteurs de bioamplification de tous les métabolites soient très élevés et qu'ils varient entre 4 et 89 environ pour les produits chimiques compris dans l'intervalle du logarithme du K_{oe} et du logarithme du K_{oa} qui ont été estimés pour les métabolites du décaBDE. Cependant, si l'on tient compte de la transformation métabolique (un scénario plus réaliste), les facteurs de bioamplification prédits sont inférieurs, allant de 5 à 6. Toutes les valeurs du facteur de bioamplification des métabolites étaient supérieures à 1, et ce, principalement en raison d'une efficacité d'assimilation alimentaire relativement élevée présumée pour ces substances.

Chez les mammifères, le taux métabolique réel n'est pas connu pour les métabolites hydroxylés et hydroxy-méthoxylés, et par conséquent, les prédictions des facteurs de bioamplification sont incertaines. Si la transformation secondaire de ces métabolites s'effectue beaucoup plus rapidement que le taux de 0,012/jour, il est alors possible que le facteur de bioamplification soit plus faible et ne dépasse pas 1. Chez certaines espèces, il est également possible que les enzymes à l'origine du métabolisme de phase II soient moins développées ou présentes en nombre insuffisant, ce qui favorise la persistance de ces métabolites dans les tissus et entraîne des facteurs de bioamplification beaucoup plus élevés, qui s'approchent des valeurs estimées sans tenir compte de la transformation métabolique.

Vu que les métabolites du décaBDE se forment dans les tissus, le facteur de bioamplification, qui quantifie le potentiel de transfert des produits chimiques des tissus de la proie aux tissus du prédateur, est considéré comme un indicateur de bioaccumulation et de bioamplification potentiel sûr. Les facteurs de bioamplification prédits qui sont supérieurs à 1 pour tous les métabolites formés chez les mammifères soulèvent des préoccupations selon lesquelles les métabolites qui se forment dans les tissus des mammifères à la suite de l'accumulation et du métabolisme du décaBDE peuvent se bioamplifier dans les réseaux trophiques, augmentant ainsi possiblement l'exposition des organismes de niveau trophique supérieur et les risques que ceux-ci courent.

3.2 Débromation dans l'environnement

Dégradation abiotique

Les points suivants résument les données sur la débromation abiotique du décaBDE qui ont été examinées dans le cadre de l'évaluation préalable des PBDE (Environnement Canada, 2006a; Environnement Canada, 2006b).

- Norris *et al.* (1973, 1974) ont exposé aux rayons du soleil des solides qui renfermaient du décaBDE (98 % de décaBDE et 2 % de nonaBDE) et qui étaient plongés dans l'eau. La concentration de brome dans l'eau a augmenté durant l'expérience ce qui semble être le signe d'une photodégradation. Il n'a cependant pas

été possible de déterminer la pertinence de cette étude et d'établir un lien avec le phénomène de photolyse dans l'environnement.

- Watanabe et Tatsukawa (1987) ont réalisé des expériences de photolyse avec le décaBDE (décaBDE à 97 % et nonaBDE à 3 %) dans une solution d'hexane, de benzène et d'acétone (8:1:1). Après 16 heures d'exposition à la lumière ultraviolette, on a constaté que le décaBDE était débromé principalement en triBDE, tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE et octaBDE, mais que des furanes bromés composés de 1 à 6 atomes de brome étaient également formés. On a déterminé que des transformations semblables avaient lieu sous l'effet de la lumière du soleil.
- Söderström *et al.* (2004) ont entrepris des études de photodégradation où le décaBDE (Dow FR-300 BA; la composition exacte n'était pas fournie, mais la substance contenait des traces d'octaBDE et de nonaBDE) était dissous dans le toluène, puis appliqué en couche mince sur un gel de silice, du sable, le sol ou des sédiments. Le toluène était ensuite évaporé dans l'obscurité. La solution était exposée à la lumière naturelle du soleil et à la lumière ultraviolette générée par trois lampes à vapeur de mercure. On a observé que le mélange commercial de DécaBDE appliqué à des matrices solides se transformait par débromation réductive avec des substances comprenant principalement de l'hexaBDE, de l'heptaBDE, de l'octaBDE et du nonaBDE, et certains pentaBDE et tétraBDE (c.-à-d. BDE47, -100, -99 et -119). Seuls des polybromodiphényléthers moins bromés en quantités traces se formaient. C'est dans le toluène et le gel de silice (demi-vie estimée de moins de 15 min), que la photodégradation s'effectuait le plus rapidement, suivie du sable (demi-vie de 12 à 13 h), des sédiments (demi-vie de 30 à 60 h) et du sol (demi-vie de 150 à 200 h). En plus de PBDE moins bromés, des tétrabromodibenzofuranes et des pentabromodibenzofuranes (tétraBDF et pentaBDF) ont été décelés car les produits de la phototransformation du décaBDE étaient adsorbés au sable, aux sédiments et au sol. Selon la quantité relative de produits de débromation observée dans les échantillons, les auteurs ont conclu que les BDE47, -99, -100, -153 et -183, qu'on retrouve fréquemment dans les échantillons prélevés dans l'environnement, provenaient « probablement surtout des émissions des mélanges commerciaux de PentaBDE et possiblement d'autres voies de dégradation du décaBDE ».
- Jafvert et Hua (2001) ont réalisé de nombreuses études de photodégradation du décaBDE (degré de pureté de 98 %) qui était appliqué à des surfaces de verre et de particules de sable siliceuses hydratées, à des particules de silice revêtues d'acides humiques et à des surfaces de verre en contact avec une solution aqueuse. Les études ont eu lieu dans des conditions de lumière simulée et de lumière naturelle du soleil. La quantité restante de décaBDE après une exposition à la lumière de 60 à 72 heures variait entre 29 et 88 %, selon le type de surface, les conditions de l'essai et la lumière utilisée. Dans certains traitements, on a déduit que des composés non identifiés étaient présents. Une analyse plus poussée des composés non identifiés était en grande partie non concluante, même s'il y avait des preuves de la formation d'hexaBDE, d'heptaBDE, d'octaBDE et de nonaBDE.

- Hua *et al.* (2003) ont fait précipiter du décaBDE sur certaines surfaces (verre de silice, particules de silice et particules de silice revêtues d'acides humiques), qu'ils ont hydratées avec de l'eau de qualité réactif, puis ils ont irradié le système à la lumière solaire artificielle ou à la lumière naturelle du soleil. Après 60 à 72 heures d'irradiation, 29 à 56 % du décaBDE initial était toujours présent sur la surface de silice, selon le type de lumière et la longueur d'onde utilisés. L'ajout d'acides humiques a ralenti le taux de dégradation du décaBDE. De petites quantités de nonaBDE et d'octaBDE se sont probablement formées sous la forme de produits de dégradation. Selon le seuil de détection de la méthode d'analyse utilisée (chromatographie en phase liquide à haute résolution, CLHR), aucun BDE47 ni BDE99 ne se serait formé.
- Palm *et al.* (2003) ont examiné la photodégradation du décaBDE dispersé dans le toluène, le dichlorométhane ou un mélange de solvants hexane:benzène:acétone (8:1:1), puis ont irradié le système à la lumière artificielle filtrée de lampes au xénon (300 nm). Pour tous les systèmes d'essai utilisés, ils ont calculé une demi-vie du décaBDE d'environ 30 minutes. Ils ont constaté qu'une débromation réductive se produisait et ont pu premièrement observer la formation de 3 isomères de nonaBDE, de 6 isomères d'octaBDE, puis de plusieurs isomères d'heptaBDE et finalement de quantités traces d'hexaBDE. Soixante-quinze pour cent de la dégradation du décaBDE s'est faite par voie de débromation, tandis qu'il n'a pas été possible de déterminer les produits constituant le reste du décaBDE (25 %). Dans le cadre d'une étude de suivi de 2 jours réalisée dans des conditions de lumière naturelle du soleil, les chercheurs ont constaté que le décaBDE avait complètement disparu et que des pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE s'étaient formés. Une tendance semblable pouvait être observée quand le décaBDE était dispersé dans du tétrahydrofurane et qu'il était exposé à de la lumière solaire artificielle durant 84 heures. Cependant, des PBDE formés de moins de 5 atomes de brome par molécule s'étaient également formés.
- Palm *et al.* (2003) ont également étudié la transformation photochimique du décaBDE dans une chambre à smog en aérosol où le décaBDE était adsorbé à la silice selon une concentration d'environ 1 % par poids. Les particules en suspension dans l'eau ont été atomisées, séchées puis dispersées en aérosol dans une chambre à smog. On a présumé que les conditions de l'étude maximisaient le potentiel de dégradation du décaBDE. Les conditions ne peuvent peut-être pas reproduire le transport atmosphérique de la substance, mais la taille des particules utilisées (diamètre approximatif de 1 μm dans l'aérosol) peut être considérée comme pertinente d'un point de vue environnemental. Quand l'aérosol était exposé à une lumière solaire simulée (lampes fluorescentes) et à des radicaux hydroxyles, le taux de dégradation du décaBDE était tout juste mesurable – taux $< 6 \times 10^{13} \text{ cm}^3 \text{ molécule}^{-1} \text{ s}^{-1}$ pour la réaction avec les radicaux hydroxyles. Les produits de la réaction n'ont pas été déterminés.
- Palm *et al.* (2004) ont présenté les résultats préliminaires d'expériences de photolyse où le décaBDE était adsorbé à un support de silice pyrogène dans une suspension

aqueuse. On a déterminé que le décaBDE qui était exposé à une lumière ultraviolette dans une suspension aqueuse avait une demi-vie de 8,8 heures, ce qui représente une période de dégradation beaucoup plus lente qu'en présence de solvants non aqueux. Les résultats de l'étude ont confirmé que des polybromodibenzofuranes (PBDF) étaient présents sous la forme d'intermédiaires à courte durée de vie. Aucune information n'était offerte quant à la formation d'autres dérivés.

- Keum et Li (2005) ont étudié la débromation du décaBDE dans une solution aqueuse renfermant des agents réducteurs comme le fer zérovalent, le sulfure de fer et le sulfure de sodium. En présence de fer zérovalent, le décaBDE était rapidement transformé en PBDE moins bromés. Après 4 jours, environ 90 % du composé d'origine avait été transformé en monoBDE, diBDE, triBDE, tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE. Durant la période de réaction initiale (jusqu'à 5 jours), le décaBDE était surtout transformé en hexaBDE et en heptaBDE, mais après 14 jours, les tétraBDE et pentaBDE étaient prédominants. Les résultats démontraient qu'une débromation réductive s'était produite. Dans le cadre des expériences avec le sulfure de fer et le sulfure de sodium, on a également pu observer la transformation du décaBDE en polybromodiphényléthers moins bromés, mais le taux de transformation était plus lent qu'en présence de fer zérovalent. De plus, le profil des dérivés était semblable à celui observé lors de l'expérience avec le fer zérovalent. Le gouvernement du Royaume-Uni (Royaume-Uni, 2005) fait remarquer que les conditions d'expérience de Keum et Li (2005) ne correspondent pas directement aux conditions dans l'environnement et que les concentrations de sulfure mesurées dans l'environnement sont de quelques ordres de grandeur inférieurs à celles de l'étude. Par conséquent, dans l'environnement, d'autres paramètres chimiques pourraient influencer le taux de réaction. Des réactifs semblables à ceux utilisés dans l'étude (p. ex. minéraux ferrifères et ions de sulfure) sont néanmoins présents dans les sédiments et les sols dans des conditions anaérobies, mais on ne sait pas si les conditions observées dans l'environnement sont appropriées pour l'activation de réactions semblables dans des conditions naturelles.

Biodégradation

Les points suivants résument les données sur la biodégradation du décaBDE qui ont été examinées dans le cadre de l'évaluation préalable des PBDE (Canada, 2006; Environnement Canada, 2006b).

- Le MITI (1992) a publié des données sur la biodégradation du décaBDE. La mesure de la demande biochimique en oxygène a permis d'indiquer qu'aucune dégradation n'avait été observée après deux semaines d'exposition à un inoculum de boues activées dans des conditions anaérobies.
- La « Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel » (2001) a étudié durant 32 semaines la biodégradation anaérobie de décaBDE marqué au carbone 14 dans un système eau-sédiments. Le décaBDE à l'essai était un mélange d'une substance non marquée (97,4 % de décaBDE, 2,5 % de nonaBDE et

0,04 % d'octaBDE) et de décaBDE marqué au carbone 14 (décaBDE radiomarqué ayant un degré de pureté de 96 %). On a constaté que le décaBDE était généralement stable dans ces conditions d'essai. L'étude a permis de déterminer que moins de 1 % de la radioactivité totale se retrouvait sous la forme de $^{14}\text{CO}_2$ et de $^{14}\text{CH}_4$, ce qui indique essentiellement qu'aucune minéralisation ne s'était produite.

- Gerecke *et al.* (2005) ont entrepris des expériences dans des conditions anaérobies en introduisant un inoculum de boues activées dans des bouteilles en verre (100 ml) remplies d'une couche de 1 cm de billes de verre. Un mélange commercial de DécaBDE (degré de pureté de 98 %, 10,0 nmol/échantillon) était ensuite ajouté aux contenants qui étaient incubés à 37 ± 1 °C, dans l'obscurité, pendant une période pouvant aller jusqu'à 238 jours. Le mélange de DécaBDE renfermait des quantités traces de nonaBDE, c'est-à-dire du BDE206 dont la concentration était d'environ 2 % et des BDE207 et BDE208 qui avait chacun une concentration approximative de 0,04 % (concentrations exprimées en unités molaires). Aucun octaBDE n'a été décelé dans l'échantillon (le seuil de détection était de 0,005 nmol/échantillon). Afin de favoriser la dégradation, des amorces (c.-à-d. acide 4-bromobenzoïque, 2,6-dibromobiphényle, tétrabromobisphénol A, hexabromocyclododécane et décabromobiphényle) ont été ajoutées à raison de 9 à 11 nmol par échantillon. Deux autres expériences ont été réalisées avec deux congénères nonaBDE en vue de déterminer le sort des produits de dégradation potentiels du décaBDE. De l'amidon et de la levure (50 g) ont été ajoutés tout juste avant de remplir les bouteilles de 20 ml de boues d'épuration digérées fraîchement recueillies. Les bouteilles ont été bien capsulées, puis incubées à 37 ± 1 °C, dans l'obscurité, pendant une période pouvant aller jusqu'à 238 jours. Une analyse par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse à haute résolution a révélé que le décaBDE avait diminué de 30 % à la fin des expériences de 238 jours avec des amorces (soit de 11,2 à 7,9 nmol/bouteille), ce qui correspond à une constante du taux de dégradation de pseudo-premier ordre de $1 \times 10^{-3} \text{ j}^{-1}$. Sans les amorces, la constante de vitesse était inférieure de 50 %. On a observé que le décaBDE (BDE209) était dégradé en 2 nonaBDE et 6 octaBDE. Cette réaction était le signe d'une débromation réductive. On a également constaté que les 3 congénères nonaBDE de chaque bouteille subissaient une débromation réductive. Le bilan massique entre la perte de décaBDE et la formation de dérivés illustre une disparition de 3 nmol, alors que seulement 0,5 mol de dérivés ont pu être identifiés. Les chercheurs ont indiqué que ces observations résultaient peut-être de la formation de dérivés non identifiés ou de résidus liés (non extractibles) de décaBDE, ou encore d'imprécisions associées à la méthode d'analyse utilisée. L'étude a démontré que la débromation du décaBDE s'effectuait le plus facilement par la perte d'un atome de brome en position para et méta, comme l'illustre la formation de BDE208 ou de BDE207.

3.2.1 Nouvelles données sur la débromation dans l'environnement

Dégradation abiotique

Bezares-Cruz *et al.* (2004) ont étudié la photodégradation de décaBDE (degré de pureté de 98 %, obtenu auprès de la Great Lakes Chemical Company) dissous dans l'hexane et

exposé à la lumière naturelle du soleil. Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) dissous dans l'hexane, à une concentration de 2 à 5 μM , se dégradait rapidement en congénères PBDE moins bromés lorsqu'il était exposé à la lumière du soleil. Jusqu'à 99 % de la réduction de la concentration de décaBDE pouvait être observée dans les 30 premières minutes (exposition à la lumière du soleil d'été). On a estimé la valeur de la constante du taux de dégradation de premier ordre à $1,86 \times 10^{-3}/\text{s}$ quand les échantillons étaient exposés au soleil de juillet (demi-vie = 6,2 minutes) et à $1,11 \times 10^{-3}/\text{s}$ quand les échantillons étaient exposés au soleil d'octobre (demi-vie = 10,4 minutes). Malheureusement, étant donné que l'hexane était utilisé comme solvant dans l'étude, il est difficile d'extrapoler ces résultats à un environnement naturel. Les auteurs ont conclu que dans la nature la photodégradation serait restreinte par l'adsorption du décaBDE aux particules, l'atténuation de la lumière occasionnée par la matière humique et de plus faibles concentrations de produits chimiques libérant de l'hydrogène – qui peuvent également être des substances moins enclines à libérer des atomes d'hydrogène en milieu aquatique. Stapleton (2006a) a également conclu « ne pas s'attendre à ce que la dégradation de décaBDE dissous dans l'eau (ou des solvants organiques) soit pertinente d'un point de vue de l'environnement », conclusion qui est corroborée par le fait que le décaBDE est très peu soluble dans l'eau. Vu que l'étude ne peut s'appliquer à l'environnement naturel, on n'a pas davantage pris en considération ces résultats dans l'évaluation à savoir si le décaBDE subissait une importante débromation et se transformait en congénères polybromodiphényléthers moins bromés dans l'environnement.

Eriksson *et al.* (2004) ont étudié la photodégradation de décaBDE ajouté à un mélange méthanol-eau 80:20, à une solution de méthanol pur, au tétrahydrofurane et à des mélanges d'eau et d'acides humiques, tous exposés à une lumière ultraviolette artificielle. Le décaBDE utilisé dans l'expérience avait un degré de pureté d'environ 98 %. Lorsqu'il était exposé à une lumière ultraviolette, le décaBDE dissous dans un solvant organique ou dans le mélange solvant-eau se dégradait rapidement, selon une constante du taux de dégradation d'environ $4 \times 10^{-4}/\text{s}$ dans le mélange méthanol-eau (demi-vie $\sim 0,5$ h), de $6,5 \times 10^{-4}/\text{s}$ dans le méthanol (demi-vie $\sim 0,3$ h) et de $8,3 \times 10^{-4}/\text{s}$ dans une solution de tétrahydrofurane pur (demi-vie $\sim 0,23$ h). En raison de l'utilisation de solvants organiques et de conditions artificielles non représentatives d'un environnement naturel, il est difficile d'extrapoler ces résultats au milieu naturel. On a par conséquent considéré que ces résultats n'étaient pas pertinents dans un environnement naturel.

Le mélange eau-acides humiques mis à l'essai par Eriksson *et al.* (2004) peut s'avérer une simulation de photodégradation en milieu naturel potentiellement plus appropriée étant donné que les acides humiques sont souvent présents dans les systèmes aquatiques et qu'ils pourraient jouer un rôle dans la photodégradation. Pour préparer la solution de l'expérience, 20 ml d'une solution saturée de décaBDE et d'éthanol ont été mélangés à 10 ml d'éthanol contenant 50 mg d'acides humiques. Environ 10 ml d'éthanol ont été évaporés par un courant d'azote et le reste de la solution a été combinée à 2 l d'eau. La solution a ensuite été chauffée à une chaleur maintenue à 80 °C pendant une heure et soumise à un courant d'azote constant. La solution a été refroidie à la température ambiante, puis transférée dans des réacteurs cylindriques aux fins de l'expérience d'irradiation. Le gouvernement du Royaume-Uni (Royaume-Uni, 2007a) a estimé que la

concentration finale de substances humiques était d'environ 25 mg/l et conclu que des traces d'éthanol étaient peut-être présentes lors de l'expérience puisqu'il n'était pas clair quelle quantité d'éthanol aurait été perdue en chauffant la solution à 80 °C. L'expérience a été répétée de 2 à 5 fois, mais il n'était pas clair combien de réplicats avaient été effectués pour le traitement eau-acides humiques.

Le taux de dégradation du décaBDE dans une solution d'eau et d'acides humiques était de 3×10^{-5} /s (demi-vie \sim 6,4 h). Les produits n'étaient pas présentés de façon détaillée dans l'article, mais étaient décrits comme étant presque identiques à l'éventail de PBDE moins bromés (dont 3 nonaBDE, au moins 7 octaBDE, 8 heptaBDE et de petites quantités d'hexaBDE), aux monoBDF, diBDF, triBDF, tétraBDF et pentaBDE (des monobromodibenzofuranes aux pentabromodibenzofuranes), et possiblement aux bromodibenzofuranes méthoxylés qui avaient tous été identifiés dans le cadre de l'expérience méthanol-eau. L'une des différences clés avec la solution eau-acides humiques était la formation d'une plus grande quantité de pentaBDE. Vu que l'eau et les acides humiques sont des substances d'origine naturelle, il est possible que des réactions semblables se produisent dans le milieu naturel. Cependant, les taux de dégradation réels et le degré de débromation sont incertains puisqu'une lumière artificielle a été utilisée pour l'expérience et qu'on ne sait pas quelle fraction du décaBDE dans l'environnement pourrait être associée aux acides humiques plutôt qu'aux particules. Les auteurs ont également présenté les résultats de l'expérience qui n'utilisait qu'une solution aqueuse, mais cette expérience s'est avérée très difficile car le décaBDE est très peu hydrosoluble. Par conséquent, les résultats de cette expérience étaient extrêmement incertains.

Dans le cadre de leur étude des effets de l'application de boues d'épuration sur les concentrations des PBDE présents dans le sol et les vers de terre, Sellström *et al.* (2005) présentent une brève analyse d'une étude sur la débromation photolytique de BDE209 ajouté au sol. Le BDE209 a été ajouté à des échantillons de sol recueillis à Björketorp, lesquels ont été placés dans des éprouvettes de verre, elles-mêmes installées sur un appareil « oscillant », puis exposés à une lumière ultraviolette artificielle pendant 0, 7, 14 et 21 jours. Des échantillons témoins ont également été exposés à la même agitation, mais était protégés de la lumière. En fin de compte, aucune dégradation photolytique n'a pu être observée dans les échantillons de sol. Les auteurs ont conclu que le sol semblait encapsuler et protéger les contaminants de façon qu'ils risquaient moins de se dégrader au soleil.

Hagberg *et al.* (2006) ont observé la formation de congénères de PBDE provoquée par la décomposition photolytique du décaBDE dans le toluène. Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) a été dissous dans une solution de toluène à une concentration de 2×10^6 µg/l, puis irradié aux rayons ultraviolets au moyen d'un tube fluorescent, avec ou sans filtre, de manière à produire un rayonnement ultraviolet A (longueur d'onde de 320 à 400 nm), un rayonnement ultraviolet A et B (de 280 à 400 nm) ou un rayonnement ultraviolet A, B et C (de 250 à 400 nm). La solution (déposée dans des boîtes de Petri) a été exposée aux différents rayons de lumière durant 2, 4, 8 et 16 heures (expositions parallèles) et des échantillons témoins non exposés aux rayonnements ont également été examinés. Tous les échantillons ont été soumis à une technique de nettoyage en série permettant de

séparer les PBDF des PBDE, puis les PBDF ont pu être identifiés et quantifiés par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et spectrométrie de masse à haute résolution. La technique d'analyse permettait d'identifier les PBDF formés de 6 atomes de brome ou moins. L'heptaBDF et l'octaBDF ne faisaient pas partie du schéma d'analyse. Après l'irradiation de la solution de décaBDE-toluène aux rayons UVA, UVA et UVB, ou UVA, UVB et UVC, des monoBDF, diBDF, triBDF, tétraBDF, pentaBDF et hexaBDF ont été décelés, la majorité des congénères étant des tétraBDF, pentaBDF et hexaBDF. Les PBDF formés représentaient 0,31 % (UVA), 0,35 % (UVA et UVB) et 1,2 % (UVA, UVB et UVC) de la quantité initiale de décaBDE en unités molaires. Les auteurs ont suggéré que le décaBDE avait tendance à se transformer davantage (mais à former des dérivés semblables) lorsque les longueurs d'onde des radiations étaient plus courtes. Les auteurs ont également conclu que les monoBDF, diBDF, triBDF, tétraBDF, pentaBDF et hexaBDF observés résultaient probablement d'une débromation progressive des PBDF fortement bromés étant donné qu'aucun monoBDE, diBDE, triBDE, tétraBDE, pentaBDE et hexaBDE n'a été décelé dans les solutions irradiées. Bien que ces résultats montrent qu'il est possible que le décaBDE se transforme en PBDF, on considère que ces substances ne s'appliquent que faiblement à l'environnement naturel.

Barcellos da Rosa *et al.* (2003) ont étudié la photolyse de décaBDE dissous dans une solution de toluène. Du décaBDE (BDE209, Sigma-Aldrich, degré de pureté de 98 %) a été dissous dans le toluène, à une concentration de 0,31 mM, puis exposé à la lumière d'une lampe au xénon à haute pression de 500 watts (W). Après avoir été exposés à la lumière, des échantillons de la solution de décaBDE et de toluène ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse et détecteur à ionisation de flamme dans le but d'identifier et de quantifier le décaBDE et les congénères débromés (aussi faiblement bromés que l'hexaBDE). On a constaté que le congénère décaBDE subissait une décomposition exponentielle selon une constante du taux de photolyse de 3×10^{-4} /s. On a décelé plusieurs congénères débromés dans la solution de décaBDE et de toluène et on a déduit que la dégradation du décaBDE se produisait selon une débromation séquentielle, soit au nonaBDE, à l'octaBDE puis à l'heptaBDE. Les auteurs ont conclu que même si leurs résultats décrivaient la débromation photolytique et démontraient qu'elle était possible, il était nécessaire d'entreprendre d'autres travaux pour confirmer la pertinence de la photolyse dans le toluène à l'échelle de l'environnement. Dans l'ensemble, on considère que les résultats de cette étude ne peuvent s'appliquer que de façon limitée à l'environnement.

Rahm *et al.* (2005) ont réalisé une étude pour déterminer la susceptibilité relative d'une variété de composés à l'hydrolyse, y compris le décaBDE, grâce à la substitution nucléophile aromatique. Quand le décaBDE réagissait avec le méthylate de sodium dissous dans le méthanol, la demi-vie de la substance soumise à la réaction d'hydrolyse était estimée à 0,028 heure, ce qui est le signe d'une réaction d'hydrolyse rapide. En ce qui concerne les PBDE moins bromés, la vitesse de réaction diminuait d'un facteur approximatif de 10 pour chaque atome de brome perdu à partir du décaBDE. Les auteurs ont conclu les composés nucléophiles présents dans l'environnement rendraient le décaBDE susceptible à une hydrolyse. Cependant, étant donné que le méthylate de sodium n'est d'habitude par présent en concentrations importantes dans l'environnement

et que la réaction catalysée par des surfaces minérales et des enzymes, entre autres, constituerait le principal réactif de l'hydrolyse, l'extrapolation de ces résultats à l'environnement naturel est très hasardeuse.

Geller *et al.* (2006) ont publié les résultats d'une expérience de photolyse du décaBDE. Le décaBDE (congénère BDE209; degré de pureté de 98 %) a été dissous dans 3 ml de tétrahydrofurane jusqu'à saturation (10 g/l, contenant aussi d'autres particules de décaBDE en phase solide), puis irradié en utilisant 4 lampes pendant une période pouvant aller jusqu'à 48 heures. Après l'irradiation, des échantillons ont été analysés par chromatographie en phase liquide à haute résolution et par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse par ionisation par impact électronique. Les produits de dégradation ont pu être identifiés grâce aux temps de rétention. Des heptaBDE, octaBDE et nonaBDE ainsi que des triBDF, tétraBDF, pentaBDF et hexaBDF comptaient parmi les produits découlant de la photolyse. Une comparaison chromatographique des dibenzofuranes bromés aux positions 2, 3, 7 et 8 indiquait que ces substances n'étaient pas d'importants produits de dégradation. Ces résultats présentent les lacunes semblables à celles de résultats obtenus dans le cadre d'études utilisant des solvants organiques et ne sont pas considérés pertinents sur le plan de l'environnement naturel.

Kuivikko *et al.* (2007) ont étudié la photodégradation de décaBDE dissous dans l'isooctane et combiné les résultats à un modèle afin de prédire la demi-vie de photodégradation de 2 systèmes marins – la mer Baltique et l'océan Atlantique. Du décaBDE (BDE209; degré de pureté > 98,3 %) a été dissous dans l'isooctane (250 ng/ml). La solution a été placée dans des flacons d'autoéchantillonneur par chromatographie en phase gazeuse au quartz et les flacons ont été exposés à la lumière naturelle, à Helsinki, en Finlande, dans un bassin peu profond, durant 60 minutes, le 5 octobre. La concentration du décaBDE d'origine a été analysée 4 à 5 fois durant la période d'irradiation et chaque fois 3 échantillons, 1 échantillon témoin non exposé à la lumière et 1 échantillon à blanc étaient analysés. La quantité de décaBDE a été analysée par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse. La concentration de décaBDE a diminué selon une cinétique de premier ordre et la demi-vie du décaBDE était d'environ 0,03 jour.

Kuivikko *et al.* (2007) ont indiqué avoir mesuré un rendement quantique de $0,28 \pm 0,04$ pour le décaBDE. Le rendement quantique a été utilisé dans les simulations par modèle pour prédire la demi-vie par photodégradation dans la mer Baltique (à la surface et dans une couche de mélange de 10 m) et dans l'océan Atlantique (seulement dans une couche de mélange de 40 m). Dans les simulations par modèle, on présumait que des concentrations pertinentes pouvaient être observées dans l'environnement (de 3 à 4 pg/l et de 30 à 40 pg/l) en phase aqueuse et dans des conditions de rayonnement solaire d'été typique à la mer Baltique. On tenait également compte de l'atténuation lumineuse causée par les particules en suspension et la matière dissoute. Kuivikko *et al.* (2007) ont prédit des demi-vies de 1,8 jour (mer Baltique) et de 0,4 jour (océan Atlantique) dans la zone de mélange, qui étaient les mêmes pour les 2 concentrations de décaBDE.

Bien que le modèle semble simuler des conditions naturelles, il est important de prendre en considération que, dans la colonne d'eau, le décaBDE serait surtout adsorbé aux particules en suspension plutôt que dissous dans l'eau. Par conséquent, même si on prédit que la dégradation du décaBDE sous sa forme dissoute sera relativement rapide, cette dégradation ne représente qu'une très faible quantité du décaBDE total présent dans la colonne d'eau. Par conséquent, on n'est pas certain que les demi-vies prédites brosseraient un portrait représentatif de la persistance et de la dégradation du décaBDE dans la colonne d'eau.

Ahn *et al.* (2006a) ont étudié la débromation photochimique du décaBDE adsorbé aux principaux constituants d'aérosols de sol, de sédiments et de minéraux, y compris des minéraux argileux et des oxydes métalliques amorphes qui sont reconnus pour leur capacité à transférer des électrons. Le décaBDE utilisé dans l'étude avait un degré de pureté de 98 %. Parmi les matrices d'essai utilisées, mentionnons la montmorillonite, la kaolinite, des sédiments naturels riches en carbone organique (composés de 16,4 % de carbone organique), l'hydroxyde d'aluminium, l'oxyde de fer et le dioxyde de manganèse. Chacune des matrices d'essai auxquelles avait été ajouté du décaBDE (250 mg) était combinée à 500 µl d'eau et les mélanges étaient ensuite irradiés à la lumière artificielle ou à la lumière naturelle du soleil. Pour l'irradiation à la lumière artificielle, des lampes de 24 W, offrant une puissance de sortie maximale de 350 nm, ont été utilisées durant une période de 14 jours. L'exposition à la lumière naturelle a été effectuée de juillet à novembre 2004, à West Lafayette, en Indiana, pendant une période pouvant aller jusqu'à 101 jours (une autre période d'exposition en novembre et en décembre n'a pas entraîné une dégradation supplémentaire du décaBDE). Les échantillons de décaBDE ont été quantifiés par chromatographie en phase liquide à haute résolution et les produits débromés, par chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons.

Les échantillons témoins exposés et non exposés à la lumière ne semblaient pas s'être dégradés quoique l'étude ait signalé de faibles concentrations de pointe de nonaBDE et d'octaBDE dans les échantillons témoins non exposés à la lumière, qui étaient probablement des impuretés présentes dans le mélange de décaBDE. En ce qui concerne les échantillons exposés à la lumière artificielle, en présence de montmorillonite, de kaolinite, de sédiments naturels et d'hydroxyde d'aluminium, les demi-vies du décaBDE étaient, respectivement, de 36, 44, 150 et 178 jours. Pour les échantillons exposés à la lumière naturelle, en présence de montmorillonite, de kaolinite et de sédiments, les demi-vies du décaBDE étaient, respectivement, de 261, 408 et 990 jours. En présence d'hydroxyde d'aluminium, la dégradation du décaBDE était négligeable (prendre note que ces demi-vies correspondent à des journées d'exposition continue au soleil plutôt qu'à des journées réelles d'exposition, c'est-à-dire une exposition à la lumière et à l'obscurité). La dégradation du décaBDE était négligeable en présence d'oxydes de fer et de dioxyde de manganèse, que les échantillons aient été exposés à l'un ou l'autre des schémas de lumière. Il est important de mentionner que toutes ces demi-vies sont plus longues que le temps d'exposition à la lumière, ce qui fait penser que ces estimations sont possiblement hasardeuses. Les demi-vies observées pour les échantillons exposés à la lumière naturelle suggèrent que la photodégradation du décaBDE se produit lentement en milieu naturel.

La dégradation la plus rapide a été observée en présence de montmorillonite et de kaolinite. On s'est donc concentré sur ces matrices pour identifier les produits de débromation. Dans les échantillons exposés à la kaolinite ou à la montmorillonite et aux rayons du soleil, on a entre autres identifié des nonaBDE (c.-à-d. BDE208, -207, -206) et des octaBDE (BDE197 et -196) ainsi que des quantités traces de triBDE, tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE et heptaBDE dans les échantillons exposés plus longuement à la lumière du soleil. Des fractions plus importantes de triBDE, tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE et heptaBDE ont également été observées dans les échantillons exposés à la lumière artificielle. Plusieurs dérivés de l'octaBDE non identifiés ont également été observés sur les chromatogrammes. La formation des congénères identifiés était compatible avec une débromation progressive, c'est-à-dire la formation initiale de nonaBDE, puis d'octaBDE et ensuite d'heptaBDE.

Ahn *et al.* (2006b) ont étudié la débromation assistée d'un oxyde métallique du décaBDE en utilisant de la birnessite (minéraux d'oxyde de manganèse d'origine naturelle) dans des systèmes réactifs de tétrahydrofurane et d'eau, et d'eau et de catéchol. Le décaBDE utilisé dans les expériences avait un degré de pureté de 98 %. La birnessite modifiée était préparée en combinant, dans des éprouvettes de 15 ml, 0,1 ml d'une solution de réserve contenant 1 mg/ml de décaBDE dissous dans le tétrahydrofurane avec 50 mg de birnessite, puis en faisant sécher à l'air la préparation pendant une journée pour éliminer le tétrahydrofurane. La première série d'expériences visait à examiner la dégradation de décaBDE adsorbé à la birnessite dans des systèmes de tétrahydrofurane et d'eau. Pour ces expériences, la birnessite additionnée de décaBDE était mélangée à 5 ml d'une solution de tétrahydrofurane et d'eau selon un ratio variant entre 0:10 et 10:0. Des expériences de suivi examinaient i) la réactivité du décaBDE dissous dans une solution de tétrahydrofurane et d'eau selon un ratio de 7:3 en faisant varier la concentration de birnessite traitée de 0 à 50 mg/ml et ii) le rôle du tétrahydrofurane en tant que donneur d'hydrogène pour la débromation du décaBDE, lequel était déterminé en mesurant la production d'acide succinique dans le système. Tous les traitements ont été effectués en triplicats et agités dans l'obscurité pendant une période de 24 heures, puis des sous-échantillons ont été recueillis à différents moments aux fins d'analyse. Une série distincte d'expériences visait à étudier la dégradation de décaBDE adsorbé à la birnessite dans des systèmes d'eau en présence de catéchol, un donneur d'hydrogène d'origine naturelle. Le catéchol était combiné (0,003, 0,045 et 46,135 mmol) à 5 ml d'eau et mélangé avec 50 mg de birnessite additionnée de décaBDE. Tous les traitements expérimentaux ont été agités dans l'obscurité pendant 23 jours et des sous-échantillons ont été recueillis à différents moments pour suivre de près la dégradation du décaBDE. Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) a été extrait du tétrahydrofurane et analysé par chromatographie en phase liquide à haute résolution, tandis que les produits potentiels ont été quantifiés par chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons et identifiés en faisant correspondre les temps de rétention de pointe avec des temps de rétention connus de PBDE moins bromés.

Une dégradation rapide du décaBDE a été observée lors des expériences qui utilisaient des systèmes réactifs de tétrahydrofurane et d'eau combinés, où > 75 % de la transformation du décaBDE se produisait durant la période de 24 heures avec certains

ratios de tétrahydrofurane et d'eau. Cependant, les expériences de suivi ont démontré que le tétrahydrofurane réagissait avec la birnessite pour former de l'acide succinique et, ce faisant, agissait comme donneur d'hydrogène pour débromer le décaBDE adsorbé à la birnessite. Ainsi, les taux de dégradation relativement rapides observés semblent dépendre de la présence de tétrahydrofurane. Étant donné que le tétrahydrofurane n'est pas présent à l'état naturel dans l'environnement, le taux de dégradation du décaBDE n'est pas considéré comme étant réaliste pour des conditions observées en milieu naturel. Les taux de réaction rapides des expériences en présence de tétrahydrofurane et d'eau n'ont pas permis l'identification des produits débromés. Les congénères moins bromés formés et observés après 24 heures comptaient des tétraBDE, des pentaBDE, des hexaBDE, des heptaBDE, des octaBDE et des nonaBDE. La réaction semblait se produire progressivement, le décaBDE étant tout d'abord rapidement transformé en nonaBDE, suivi par d'autres réactions progressives de débromation entraînant la formation de PBDE moins bromés.

La deuxième série d'expériences, pour lesquelles des systèmes réactifs d'eau et de catéchol étaient utilisés, visait à étudier la dégradation potentielle du décaBDE en présence de catéchol, une substance d'origine naturelle. Dans le cadre des expériences où une quantité de 0,003 à 0,045 mmol de catéchol était utilisée, aucune dégradation significative n'a été observée au cours de la période de 23 jours. Une dégradation lente a cependant été observée quand 46 mmol de catéchol était utilisées, la masse du décaBDE présent dans les réacteurs diminuant alors et passant d'environ 0,1 μmol à 0,085 μmol durant l'expérience de 23 jours. Bien que les produits n'aient pas été quantifiés pour les systèmes d'eau et de catéchol, il est possible qu'ils suivent une tendance semblable à celle observée pour les systèmes de tétrahydrofurane et d'eau. La vitesse de réaction était lente dans des conditions naturelles simulées, mais il est possible que le décaBDE finirait au fil du temps par subir une débromation en présence de minéraux et de donneurs d'hydrogène d'origine naturelle, comme le catéchol.

Stapleton et Dodder (2006) ont publié les résultats d'une étude de débromation photolytique du décaBDE présent dans la poussière domestique. La poussière utilisée pour l'étude était un matériau de référence étalon du National Institute of Standards and Technology préparé à partir du contenu des sacs d'aspirateurs de maisons, de motels et d'hôtels des États-Unis. On sait que la poussière contient des PBDE (notamment du décaBDE) et les concentrations homologuées de 15 congénères étaient disponibles. Des études de photolyse ont été réalisées avec le matériau de référence étalon sous sa forme existante ainsi qu'avec le matériau de référence étalon exempt de PBDE (les PBDE ont été éliminés par extraction Soxhlet). Dans le deuxième cas, une quantité connue de décaBDE était ajoutée de façon à produire une concentration de 2 180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec. L'analyse de la poussière qui était « non contaminée » avant l'ajout de décaBDE a confirmé que le décaBDE n'avait pas été décelé ($< 0,2 \mu\text{g}/\text{kg}$). Des échantillons (0,5 g) de chaque type de poussière ont été placés dans des cuvettes UV, puis exposés à la lumière naturelle du soleil à l'extérieur, quand les prévisions n'annonçaient pas de précipitation, à Gaithersburg, dans le Maryland, entre 9 h et 17 h, pendant un total de 200 heures. Trois réplicats ont été utilisés pour chaque expérience ainsi que 3 échantillons témoins pour chaque type de poussière, lesquels étaient couverts d'un papier aluminium.

On a constaté que la concentration de décaBDE diminuait dans chaque type de poussière et que le taux de dégradation de premier ordre était de $2,3 \times 10^{-3}/h$ dans les échantillons additionnés de décaBDE et de $1,7 \times 10^{-3}/h$ dans les échantillons de poussière naturelle, ce qui correspond, respectivement, à des demi-vies de 301 et de 408 heures lorsque les échantillons sont exposés à la lumière du soleil. Les auteurs ont avancé l'hypothèse que la demi-vie plus longue observée pour les échantillons de poussière naturelle s'expliquait peut-être par des facteurs liés à la matrice qui contribuaient à atténuer la quantité de lumière atteignant les molécules de décaBDE ou par le fait que les sorbants présents dans la poussière naturelle aient été éliminés lors du processus d'extraction, exposant ainsi davantage le décaBDE (ajoutés à ces échantillons) à la photodégradation. Les auteurs ont également proposé l'explication que le décaBDE solide, qui a une surface de contact restreinte aux fins d'irradiation, pourrait être présent dans la poussière naturelle domestique. Les échantillons additionnés de décaBDE ont également été analysés aux fins de détection de produits de dégradation moins bromés. À la fin de la période d'exposition, environ 38 % de la concentration initiale de décaBDE avait été éliminée ou dégradée. Une partie du décaBDE éliminé (c.-à-d. environ 13 %) s'expliquait essentiellement par la débromation en 3 congénères nonaBDE, mais également par de plus faibles quantités de congénères octaBDE et heptaBDE. Le reste de la concentration initiale de décaBDE (25 %) ne pouvait être comptabilisé et a été perdu en suivant des voies de dégradation inconnues ou en se transformant en d'autres produits. L'étude de Stapleton et Dodder (2006) semblait indiquer que la présence de BDE201 et de BDE202 pouvait être une indication de la débromation du BDE209. Dans le mélange commercial d'OctaBDE, la concentration de BDE201 est très faible (c.-à-d. d'une valeur inférieure au seuil de détection à 0,8 %) et le BDE203 ne peut être décelé.

Cette étude démontre de manière plutôt concluante que le décaBDE présent dans la poussière peut se photodégrader dans des conditions naturelles, c'est-à-dire en milieu naturel, et que des PBDE moins bromés peuvent se former. Les auteurs ont mentionné que les fenêtres et l'ombrage pouvaient restreindre les niveaux d'exposition de la poussière domestique à la lumière du soleil, mais que la poussière des voitures était soumise à des niveaux d'exposition beaucoup plus élevés, augmentant ainsi potentiellement la débromation du décaBDE présent dans la poussière des voitures.

Le gouvernement du Royaume-Uni (Royaume-Uni, 2007a) décrit les résultats d'une autre étude réalisée par Stapleton (2006b) sur la débromation de décaBDE présent dans la poussière domestique. La méthodologie utilisée était semblable à celle utilisée par Stapleton et Dodder (2006) sauf que l'exposition se déroulait entre 9 h et 16 h, pour un total pouvant aller jusqu'à 90 heures. Les expositions à la lumière du soleil ont eu lieu en juillet et en août 2004 et la température moyenne était de 27,4 °C. Durant la période d'exposition totale de 90 heures, la concentration de décaBDE dans la poussière domestique a diminué et est passée de 2 180 µg/kg de poids sec à 1 570 µg/kg de poids sec, ce qui indique qu'environ 28 % du décaBDE s'est dégradé. Les concentrations de décaBDE dans les échantillons témoins non exposés à la lumière du soleil n'étaient pas statistiquement différentes au début et à la fin de l'étude. On a estimé que la demi-vie du décaBDE était de 216 heures (exposition continue à la lumière du soleil ou 27 jours

d'exposition en supposant une période de 8 heures de soleil par jour). Les produits de dégradation décelés sous la forme de PBDE moins bromés comprenaient 3 nonaBDE, 6 octaBDE et 1 heptaBDE. Selon le bilan massique du décaBDE et des congénères de bromodiphényléthers moins bromés, environ 17 % du décaBDE initial ne pouvait être expliqué, ce qui fait penser que des produits de substitution (non identifiés) se seraient formés ou que des PBDE moins bromés se seraient volatilisés.

Gerecke (2006) a déterminé le rendement quantique de décaBDE en présence de kaolinite, puis il a mesuré la pénétration de la lumière dans ce minéral afin de calculer le taux de photodégradation du décaBDE. Le décaBDE utilisé dans l'étude avait un degré de pureté de 98 %. La pénétration de la lumière dans la kaolinite a été estimée à l'aide de la théorie de Kubelka-Munk qui est fondée sur la mesure de l'absorption de la lumière (k) et sur sa diffusion (s). Dix différentes couches minces de kaolinite ont été préparées sur du verre de silice en vue d'estimer l'absorption et la diffusion de la lumière. Du décaBDE en solution dans un mélange d'isooctane et de toluène (95/5, v/v) a été ajouté à la kaolinite. Bien que la méthode utilisée pour ajouter le décaBDE n'ait pas été détaillée, on présume que le solvant était par la suite évaporé de façon à obtenir une couche solide de kaolinite additionnée de décaBDE sur du verre de silice étant donné que les expositions à la lumière étaient effectuées soit avec de la kaolinite séchée, soit avec de la kaolinite mouillée. Les couches de kaolinite additionnées de décaBDE étaient irradiées à la lumière du soleil de midi, lors de journées d'été sans nuage, à Dubendorf, en Suisse. L'expérience était réalisée dans un bain d'eau afin de maintenir une température constante. De plus, l'étude comprenait des échantillons témoins non exposés à la lumière et des précautions avaient été prises pour éviter une exposition à la lumière en dehors des heures précisées. Les concentrations de décaBDE et de produits potentiels ont été analysées par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse.

La lumière du soleil ne pénétrait que très faiblement dans les couches de kaolinite d'une épaisseur inférieure à 50 μm et les auteurs ont conclu que seul le décaBDE adsorbé aux particules à la surface du sol pouvait potentiellement subir une photolyse. Lors des expériences avec la kaolinite additionnée de décaBDE, des demi-vies de 76 et de 73 minutes ont été déterminées dans des conditions sèches et mouillées, respectivement. La dégradation observée n'était cependant pas exponentielle, et ce, probablement en raison de la grande différence entre le taux de dégradation du côté supérieur et celui du côté inférieur de la couche de kaolinite. Dans des conditions sèches, les produits de dégradation identifiés étaient des PBDE moins bromés, tandis que dans des conditions mouillées, les produits n'ont pas été identifiés, ce qui donne à penser qu'il ne s'agissait pas de PBDE moins bromés. Ces résultats démontrent que même si la photodégradation de décaBDE adsorbé à des minéraux solides est possible dans l'environnement, le taux de dégradation et la quantité dégradée dépendent grandement de la pénétration de la lumière dans le sol et dans les couches minérales.

Nose *et al.* (2007) ont étudié les voies de dégradation du décaBDE standard (degré de pureté non mentionné, mais obtenu auprès de Wako Pure Chemical Industries, Ltd.) lors d'un traitement hydrothermique. Ils ont eu recours à un microautoclave en acier inoxydable rempli de 40 ml d'eau distillée pour effectuer leur évaluation. Initialement, le

décaBDE était dissous dans le toluène, puis ajouté dans la cuve de l'autoclave, qui était ensuite fermé hermétiquement. La température était contrôlée à 300 °C et la pression à 8 MPa pour la première période de chauffage de 25 minutes. L'expérience a été répétée à différents intervalles (0, 10, 30, 60, 120, 240 et 360 min), qui étaient définis comme les temps de traitement. Le temps de réaction était défini comme la somme du temps de chauffage et des temps de traitement. La cuve était ensuite refroidie à 100 °C à l'aide d'un ventilateur, puis plongée dans de l'eau glacée durant 20 minutes.

Les auteurs de l'étude ont remarqué une certaine décomposition (~ 45 %) après environ 12 minutes à 200 °C et une dégradation presque complète (c.-à-d. > 99 %) après 10 minutes à 300 °C. Il a été possible de déterminer que le nonaBDE subissait effectivement une débromation. Néanmoins, la débromation en position méta et para, qui entraînait la formation de BDE208 et de BDE207, se produisait plus rapidement que la débromation en position ortho, qui entraînait la formation de BDE206. L'expérience a également été effectuée avec d'autres PBDE moins bromés et les résultats obtenus étaient semblables. Les auteurs ont donc conclu que la réactivité des atomes de brome en position para et méta était relativement élevée, tandis que celle des atomes de brome en position ortho était extrêmement faible lors de traitements hydrothermiques. Ils ont également pu confirmer la formation de PBDD et de PBDF durant l'étude. Bien qu'elle ne puisse s'appliquer que de manière limitée à l'environnement naturel, l'étude semble confirmer les conclusions d'autres études sur la débromation préférentielle en position méta et para (p. ex. Stapleton *et al.*, 2006; Gerecke *et al.*, 2005; Huwe et Smith, 2007a, 2007b). Comme le mentionne l'évaluation préalable canadienne des PBDE (Canada, 2006 et Environnement Canada, 2006), tous les PBDE (y compris le DécaBDE) peuvent se transformer en bromodibenzofuranes et en dibenzoparadioxines dans certaines conditions de combustion/pyrolyse et de photolyse. Ces produits de transformation sont des analogues bromés des polychlorodibenzofuranes et des dibenzoparadioxines de la voie 1 énoncés dans la Politique de gestion des substances toxiques (PGST). La destruction complète du DécaBDE et de tout produit de dégradation potentiel semble se produire lorsque les substances sont exposées à des températures de 800 °C et plus pendant 2 secondes (Communautés européennes, 2002).

Li *et al.* (2007) ont examiné la débromation du décaBDE (DE-83R, degré de pureté > 97 %, obtenu auprès de la Great Lakes Chemical Company) par l'action de nanoparticules de fer zérovalent liées à la résine. Dans le cadre de l'étude, on a utilisé environ 50 éprouvettes remplies d'une solution d'acétone et de décaBDE qui était mélangée à un volume égal d'eau distillée de manière à obtenir une solution de 8 ml. Ensuite, 2 g de résine renfermant du fer zérovalent étaient ajoutés. Les éprouvettes étaient ensuite bouchées et agitées pendant une période variant entre 1 heure et 10 jours dans un bain d'eau ($25 \pm 0,5$ °C). Des analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons, et par chromatographie en phase gazeuse à haute résolution et spectrométrie de masse à haute résolution. Les résultats ont démontré que le BDE209 subissait rapidement une débromation après environ 8 heures. Les auteurs ont déterminé que la réaction se produisait selon une transformation cinétique de premier ordre et ils ont pu calculer que la constante de vitesse était de $0,28 \pm 0,04/h$ et la demi-vie, de 2,5 heures. Le BDE209 disparaissait et se transformait de manière

séquentielle en nonaBDE, octaBDE, heptaBDE, hexaBDE, pentaBDE, tétraBDE et triBDE. Les 3 nonaBDE étaient présents en quantités significatives après 1 heure. Leur concentration avait augmenté de façon constante pendant 8 h, puis avait diminué sous le seuil de détection après 24 heures. Après 2 jours, les heptaBDE étaient dominants et, par la suite, ce sont les hexaBDE qui étaient les plus abondants. Après 10 jours, les pentaBDE étaient présents en quantités significatives.

Les auteurs ont mentionné avoir éprouvé des difficultés à identifier les produits de réaction principalement en raison de l'insuffisance de normes appropriées s'appliquant aux PBDE au moment de réaliser leur expérience, car de nombreuses concentrations de pointe ne correspondaient à aucune des concentrations de pointe disponibles pour 43 produits chimiques. Ils ont cerné des problèmes de coélution. Néanmoins, les 3 nonaBDE ont été identifiés avec certitude et 2 des 5 concentrations de pointe des octaBDE ont pu être déterminées (c.-à-d. BDE197 et BDE196). Les heptaBDE, hexaBDE, pentaBDE et tétraBDE qui ont été identifiés avec certitude comprenaient les BDE183, -153, -154, -99 et -47 (tous ces congénères ont un atome de brome aux 2 positions para). Dans l'ensemble, il est difficile de confirmer de manière concluante la préférence de position des voies de débromation puisque les concentrations de pointe n'ont pu être déterminées. Li *et al.* (2007) ont réalisé une étude identique avec le PCB209 qui était soumis à une réaction de déchloration beaucoup moins rapide que la réaction de débromation du BDE209. Après 10 jours, seulement 21 % du PCB209 avait été éliminé et seule la formation de nonaBDE et d'octaBDE pouvait être observée. Après 10 jours, seulement 21 % du PCB209 avait été éliminé et seule la formation de nonaBDE et d'octaBDE pouvait être observée. Dans l'ensemble, l'utilisation de nanoparticules de fer zérovalent signifie que cette étude n'est pas nécessairement pertinente pour l'environnement.

Kajiwarra *et al.* (2008) ont examiné la photolyse du DécaBDE dans des plastiques placés à la lumière naturelle du soleil. On a ajouté des polystyrènes choc à du toluène contenant 100 µg/mL de DécaBDE et le mélange a ensuite été agité jusqu'à être complètement dissolu; le toluène s'est évaporé dans l'obscurité. On a ensuite pulvérisé, dans une chambre d'azote liquide, un caisson de téléviseur broyé ainsi que les échantillons solidifiés des polystyrènes choc combinés à des mélanges techniques. Les matières résultantes (poudreuses) ont été examinées avec un tamis vibrant en acier inoxydable. La poudre finement tamisée (106 à 300 µm) a été utilisée dans une expérience d'irradiation (échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE, et caisson de téléviseur). Des aliquotes du plastique réduit en poudre ont été transférées dans des tubes de quarts scellés par des bouchons en Teflon. Un sous-ensemble d'échantillons (contenant des polystyrènes choc et du DécaBDE) hydratés avec 0,5 mL d'eau filtrée à l'hexane a été aussi préparé afin d'examiner l'effet de l'eau sur la photolyse des PBDE. On a gardé les tubes au laboratoire dans l'obscurité et à la température ambiante jusqu'à ce que l'expérience d'irradiation à la lumière du soleil ait été effectuée.

Les échantillons contenant les polystyrènes choc et du DécaBDE ont montré une disparition graduelle du BDE209 lorsqu'ils étaient exposés à la lumière du soleil. En revanche, on n'a noté aucune dégradation dans les échantillons témoins non exposés à la

lumière. Après une semaine d'exposition à la lumière du soleil, la concentration de BDE209 a baissé d'environ 50 % par rapport au niveau initial, ce qui indique une photodégradation rapide dans le liant plastique. Les échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE ont également révélé une dégradation plus rapide du BDE209 que les échantillons non hydratés. Les auteurs ont suggéré que cette dégradation accélérée pourrait être due au fait que l'eau a agi comme donneur d'hydrogène, ce qui a favorisé la débromation.

Kajiwara *et al.* (2008) indiquent que les études précédentes étaient axées sur la photodégradation des PBDE dissous dans des solvants ou absorbés aux particules, et que leur étude est la première à analyser la photolyse du BDE209 combiné à une matrice polymérique. En supposant une réaction du premier ordre, ils précisent une demi-vie calculée de 51 jours pour la transformation du BDE209 dans des polystyrènes choc. En outre, les auteurs soulignent que cette demi-vie pour les plastiques est plus longue que celle qui a été mesurée dans le sable, les sédiments et le sol, mais qu'elle est égale aux demi-vies mesurées dans la poussière domestique.

Au cours de l'étude, les échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE ont montré une augmentation exponentielle des congénères hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE après une semaine d'exposition, et les auteurs ont jugé que la débromation du BDE209 a, dans une certaine mesure, entraîné la formation de congénères PBDE moins bromés. Après cette première semaine, les concentrations des congénères hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE sont restées constantes ou ont légèrement diminué, malgré la baisse constante du BDE209. Aucun congénère BDE47, -99 ou -100 n'a été décelé et la débromation progressive des PBDE n'a pas pu être clairement observée. À la fin de la période d'exposition, la concentration totale des PBDE était inférieure à 20 % par rapport au niveau initial, et la proportion de BDE209 parmi les PBDE totaux avait baissé de 90 % à 40 %. Kajiwara *et al.* (2008) ont signalé la formation photolytique de triBDF, de tétraBDF, de pentaBDF, d'hexaBDF, d'heptaBDF et d'octaBDF dans leurs échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE. On a noté une augmentation (de plus de 40 fois) de la concentration totale des PBDF au septième jour d'exposition, alors que la concentration du BDE209 avait diminué.

En ce qui concerne les échantillons de caisson de téléviseur, l'étude n'a révélé aucune disparition du BDE209 ou formation de congénères de polybromodiphényléthers moins bromés tout au long des 224 jours d'irradiation à la lumière du soleil, contrairement aux échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE. On a suggéré deux explications possibles pour ces différences de profil de dégradation : 1) la dissemblance des concentrations initiales de BDE209 (les échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE et les échantillons de caisson de téléviseur contenant 0,1 et 10 % de BDE209, respectivement) a influencé les taux de dégradation, 2) les effets des autres additifs plastiques dans les échantillons de caisson de téléviseur, comme des pigments, des absorbeurs de rayons ultraviolets et des stabilisateurs, ont agi sur la profondeur de pénétration de la lumière dans chaque échantillon de plastique.

Raff et Hites (2007) ont examiné l'importance de la photolyse dans l'élimination des PBDE de l'atmosphère, en comparant les fréquences de photolyse de congénères de PBDE aux valeurs de la constante du taux de suppression de premier ordre pour les réactions d'oxydants ainsi que les dépôts humides et secs. L'étude a comparé les procédés d'élimination atmosphérique influant sur le devenir des PBDE (p. ex. axés sur le BDE47, -99 et -209) en utilisant un modèle de la boîte simulant l'atmosphère au-dessus du lac Supérieur. Les résultats indiquaient que la photolyse entraîne la plus grande perte (soit 90 % des pertes totales) de BDE47 et de BDE99 dans ce type d'atmosphère. Cependant, pour le BDE209, plus de 90 % de l'élimination est causée par des épisodes de précipitations. Les auteurs ont suggéré qu'il s'agit là de la raison pour laquelle le profil des congénères de PBDE trouvés dans des sédiments du lac Siskiwit (situé sur une île isolée du lac Supérieur) et des Grands Lacs semble être enrichi en BDE209 comparativement aux autres congénères. Ces résultats concordent avec les profils de congénères obtenus à partir d'échantillons de particules aériennes prélevés dans l'Arctique et qui ont révélé un appauvrissement important du BDE209 par rapport aux congénères tétraBDF et pentaBDF. La conclusion principale de cette étude est que les processus de dépôt contrôlent la perte de BDE209 dans l'atmosphère et qu'ils sont responsables de l'enrichissement en BDE209 observé dans les échantillons de sédiments des Grands Lacs.

Biodégradation

Gerecke *et al.* (2006) ont publié les résultats d'expériences de suivi qu'ils ont réalisées ultérieurement à leur étude de 2005. La biodégradation anaérobie du mélange commercial de DécaBDE (degré de pureté de 98 %) présent dans des boues d'épuration digérées a été étudiée à l'aide du même système d'essai employé par Gerecke *et al.* (2005), mais avec seulement des amorces simples, le 2,6-dibromophénol ou l'acide 4-bromobenzoïque. Chacune des amorces a provoqué la débromation du décaBDE par la perte d'un atome de brome en position para et sa transformation en BDE208, mais la réaction était lente (demi-vie de plus de 700 jours). En l'absence d'une amorce, la demi-vie était plus longue et pouvait aller jusqu'à 1 400 jours. Les auteurs ont également suivi de près l'activité de décaBDE présent dans une station d'épuration des eaux usées afin de déterminer si la biodégradation se produisait à l'intérieur d'un digesteur anaérobie pleine échelle. Des échantillons ponctuels de boues d'épuration ont été prélevés dans l'influent, dans le réacteur et dans l'exutoire d'une station d'épuration des eaux usées de Dubendorf, en Suisse. Les chercheurs ont constaté que la concentration de décaBDE dans les échantillons de l'exutoire était inférieure à la concentration mesurée dans les échantillons de l'influent, ce qui suggère une transformation de la substance à l'intérieur du digesteur pleine échelle. Cependant, en raison du temps de séjour relativement court à l'intérieur du réacteur (28 jours) et du petit nombre de répliqués (c.-à-d. un seul ensemble d'échantillons ponctuels), les auteurs ont fait une mise en garde et ont indiqué que ces résultats devaient être considérés comme étant préliminaires et pas nécessairement déterminants.

He *et al.* (2006) ont étudié la biodégradation du décaBDE (degré de pureté > 98 %) par des cultures de bactéries anaérobies. Les cultures de bactéries anaérobies renfermaient la souche 195 de *Dehalococcoides ethenogenes*, la *Sulfurospirillum multivorans* et la souche BAV1 de *Dehalococcoides* (qui ont toutes démontré une capacité de déchloration des composés organochlorés) ainsi qu'une culture enrichie de bactéries autotrophes

contenant la souche 195 de *D. ethenogenes* et un enrichissement de bactéries de l'espèce *Dehalococcoides*. Toutes les cultures ont été multipliées dans ~ 500 mM de trichloroéthane à l'exception de la souche BAV1 de l'espèce *Dehalococcoides* qui a été multipliée dans le chloroéthène.

Les expériences ont été réalisées dans des bouteilles à sérum de 160 ml contenant un milieu de culture et une source de carbone appropriée à chaque organisme. Pour *D. ethenogenes*, une culture de bactéries autotrophes était utilisée sans aucune source de carbone. Les bouteilles d'essai étaient fermées hermétiquement avant l'inoculation pour s'assurer d'avoir des conditions anaérobies et elles étaient ensuite passées à l'autoclave durant 25 minutes à 121 °C. Afin de déclencher chaque expérience, 5 ml d'une solution de réserve contenant du décaBDE dissous dans le trichloroéthane (TCE, ~ 1 µM décaBDE) étaient ajoutés aux bouteilles d'essai de manière à obtenir une concentration finale de 1 mM de trichloroéthane et de 0,1 µM de décaBDE. Les bouteilles étaient ensuite inoculées avec l'une des cultures actives décrites précédemment à raison de 5 % ou 10 % v/v. Les échantillons témoins étaient incubés dans l'obscurité à 30 °C pendant une période pouvant aller jusqu'à 12 mois et des échantillons de 1 ml de culture étaient recueillis chaque semaine aux fins d'analyse du décaBDE et des produits de dégradation. Chaque expérience comptait 2 réplicats par traitement et était répétée au moins une fois pour confirmer les résultats. Des échantillons témoins abiotiques étaient également compris dans le concept expérimental. Des congénères des PBDE ont été décelés par chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons.

Dans le cadre de l'expérience avec *S. multivorans*, on a pu observer une déchloration rapide du trichloroéthane, mais aucune dégradation du décaBDE durant les premières semaines d'incubation. Après 2 autres mois d'incubation sans que le trichloroéthane ne soit remplacé, le décaBDE se dégradait mais à des niveaux non décelables, tandis qu'il devenait possible de déceler des concentrations d'octaBDE et d'heptaBDE dans les 2 réplicats. Aucune dégradation évidente ne pouvait être observée dans les échantillons témoins abiotiques, ce qui indique qu'une dégradation abiotique avait provoqué l'élimination du décaBDE. Ces résultats suggèrent que certaines bactéries peuvent débromer le décaBDE dans des conditions appropriées. Aucune dégradation du décaBDE n'a pu être observée dans les expériences avec les autres cultures.

Parsons *et al.* (2004) ont étudié la possibilité que le décaBDE subisse une débromation réductive dans une suspension de sédiments en conditions anaérobies. L'expérience a été réalisée à l'aide de sédiments recueillis à Hansweert, dans l'Escaut occidental, qui sont reconnus pour leurs concentrations élevées de décaBDE. Des suspensions ont été préparées à l'aide d'un total de 20 g de sédiments et de 20 ml d'un milieu anaérobie; elles ont ensuite été additionnées de décaBDE (14 µg/g de sédiments), puis incubées dans des conditions anaérobies, à la température ambiante, dans l'obscurité (aucune précision n'a été fournie sur le système d'essai anaérobie). Des suspensions témoins stérilisées ont également été préparées (aucune précision n'était fournie sur la procédure de stérilisation). Des échantillons expérimentaux et témoins extraits d'une solution d'hexane et d'acétone, à des intervalles variés et durant une période d'essai approximative de 205 jours (donnée lue sur un graphique), ont été soumis à un processus de nettoyage et

analysés par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse à basse résolution.

Les concentrations de décaBDE des échantillons additionnés de décaBDE ont diminué significativement durant les deux premiers mois d'incubation et la diminution coïncidait avec de nouveaux pics chromatographiques qu'on a identifié provisoirement comme étant des nonaBDE en raison du temps de rétention et de la masse spectrométrique. Les concentrations de nonaBDE étaient en général trop faibles pour être quantifiées et les auteurs ont avancé l'hypothèse que les nonaBDE subissaient une débromation plus poussée et se transformaient en congénères PBDE moins bromés. Ces résultats sont très incertains en ce qui a trait à la débromation anaérobie de décaBDE additionné aux sédiments puisqu'une diminution semblable du décaBDE a été observée chez les échantillons témoins stériles. Les auteurs ont suggéré que cette diminution était provoquée par une stérilisation incomplète des échantillons témoins, comme le confirmait la production de méthane lorsque de l'acide lactique, pyruvique et acétique étaient ajoutés aux préparations témoins. Cependant, il est également possible que la photodégradation du décaBDE ait été produite durant la manipulation, l'extraction ou l'analyse des échantillons. Par conséquent, bien que Parsons *et al.* (2004) aient observé une diminution du décaBDE présent dans des suspensions de sédiments anaérobies, cette diminution ne peut être clairement attribuée à une dégradation anaérobie.

Parsons *et al.* (2007) ont présenté les résultats d'une autre étude sur la débromation réductive du décaBDE dans des microcosmes de sédiments en conditions anaérobies. L'expérience a été réalisée à l'aide de sédiments recueillis à Hansweert, dans l'Escaut occidental, qui sont reconnus pour leurs concentrations élevées de décaBDE. Des suspensions ont été préparées à l'aide d'un total de 10 g de sédiments et de 50 ml d'un milieu anaérobie (contenant de l'acétate, du lactate et du pyruvate). On a ensuite ajouté du décaBDE ou des congénères nonaBDE aux suspensions, qui étaient ensuite incubées à la température ambiante, dans l'obscurité. Des échantillons expérimentaux et témoins extraits d'une solution d'hexane et d'acétone, à des intervalles variés et durant une période d'essai approximative de 260 jours (donnée lue sur un graphique), ont été soumis à un processus de nettoyage et analysés par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse selon un mode de détection d'ions déterminés.

Aucune diminution du décaBDE n'a été observée dans les microcosmes actifs et témoins bien que du nonaBDE ait été décelé dans les échantillons additionnés de décaBDE à des concentrations beaucoup plus élevées que les concentrations de fond connues des sédiments à l'étude.

Knoth *et al.* (2007) ont réalisé une étude de surveillance des PBDE, dont le décaBDE, présents dans les boues d'épuration de 11 stations d'épuration des eaux usées d'Allemagne. Au total, 39 échantillons de boues d'épuration ont été prélevés à différents stades de traitement – boues primaires, boues secondaires excédentaires et boues digérées (déshydratées) – de mars 2002 à juin 2003. Les échantillons étaient ensuite soumis à un processus de stérilisation et de lyophilisation, puis des isotopes stables de référence étaient ajoutés. On procédait ensuite à une extraction Soxhlet dans le toluène, à un

nettoyage en quatre colonnes de l'extraction toluène et à une réduction des échantillons pour obtenir 100 µl. Les échantillons ainsi extraits et nettoyés étaient par la suite analysés par chromatographie en phase gazeuse et détection d'ions déterminés (ionisation électronique) en vue de quantifier le décaBDE et les congénères PBDE moins bromés.

Le décaBDE était prédominant dans les profils de congénères des différentes stations d'épuration et des différents stades de traitement, et sa concentration variait entre 97,1 et 2 217 ng/g de poids sec. Durant le traitement, la débromation du décaBDE en PBDE moins bromés était soit non existante, soit trop lente pour être décelée durant la période de rétention totale des boues (de 11 à 13 jours) dans les stations d'épuration des eaux usées d'Allemagne.

La Guardia *et al.* (2007) ont examiné le potentiel de débromation *in vivo* et dans l'environnement du décaBDE dans une station d'épuration des eaux usées et son milieu récepteur. Ils ont réalisé une étude de surveillance des concentrations de décaBDE et de PBDE moins bromés dans les boues, les sédiments et les poissons du milieu récepteur d'une station d'épuration située à Roxboro, en Caroline du Nord (l'étude est décrite plus en détail à la section 2.2). Le profil des congénères de PBDE a été suivi de près à partir de la station d'épuration jusqu'aux sédiments et au biote du milieu récepteur afin d'évaluer si une importante débromation s'était produite. En ce qui concerne les échantillons de boues, 17 congénères PBDE ont été identifiés en 2002, tandis qu'en 2005, 18 congénères PBDE étaient identifiés. Le principal congénère présent dans les boues était le BDE209, qui représentait 60 % (58 800 µg/kg de poids sec) de la charge totale de PBDE en 2002 et 87 % (37 400 µg/kg de poids sec) de la charge totale de PBDE en 2005. Les profils de congénères des boues étaient semblables aux mélanges commerciaux (PentaBDE et DécaBDE), ce qui fait penser que la réaction de débromation était peu importante dans les boues des stations d'épuration. Les BDE209, -206, -99 et -47 comptaient parmi les principaux congénères de PBDE observés dans les sédiments du milieu récepteur et, dans chacun des échantillons de sédiments, le BDE209 constituait > 89 % de la charge totale de bromodiphényléthers. Les concentrations les plus élevées de décaBDE ont été observées entre 1 et 6 km en aval de l'émissaire de la station d'épuration et elles affichaient des valeurs maximales variant entre 3 240 mg/kg et 2 450 mg/kg de carbone organique. La présence de congénères PBDE moins bromés a été attribuée au mélange commercial de PentaBDE, ce qui laisse supposer que la débromation de décaBDE présent dans les sédiments de surface est peu importante.

Tokarz *et al.* (2008) ont réalisé des expériences concurrentes sur les PBDE (c.-à-d. BDE209, -99 et -47) au moyen de microcosmes de sédiments anaérobies et d'un système biomimétique additionné d'un cosolvant. Les microcosmes de sédiments étaient composés de sédiments naturels qui n'affichaient aucune concentration décelable de PBDE et qui avaient été recueillis au Celery Bog Park, à West Lafayette, en Indiana. Les PBDE avaient été dissous dans une solution de toluène, puis ajoutés aux sédiments et le solvant avait ensuite été évaporé. Ce mélange était ensuite combiné à des sédiments humides afin d'obtenir une concentration approximative de 5,0 µg/g pour le BDE99 et le BDE47 et de 3 µg/g pour le BDE29. Du méthanol et du dextrose étaient ensuite ajoutés aux microcosmes pour s'assurer d'avoir des conditions anaérobies et pour avoir des

donneurs d'électrons. Des systèmes de contrôle autoclave étaient mis en œuvre. Dans le cadre de l'expérience biomimétique, on utilisait des fioles de verre avec bouchons en Teflon contenant 0,03 mM de BDE209, de BDE99 ou de BDE47, mélangé à 5,0 mM de citrate de titane et 0,2 mM de vitamine B12, dans une solution tampon de 0,33 M de TRIZMA contenant du tétrahydrofurane. Des échantillons témoins sans citrate de titane étaient utilisés. Les produits de la débromation ont été identifiés et quantifiés par chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons et par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse.

Tokarz *et al.* (2008) notent que les cobalamines, comme la vitamine B₁₂, (coenzyme) ont la capacité de médier la déshalogénéation réductive de composés haloorganiques. Les cobalamines issues de cellules en désintégration ont été isolées des échantillons environnementaux. En outre, les auteurs indiquent que la vitamine B₁₂ est omniprésente dans l'environnement, notamment dans les microorganismes anaérobies.

Le système biomimétique a démontré que la vitesse de la réaction de débromation réductive diminuait proportionnellement avec le nombre décroissant d'atomes de brome (p. ex. demi-vie de 18 secondes pour le BDE209 et de près de 60 jours pour le BDE47). Selon des observations échelonnées sur 3,5 ans, le BDE209 présent dans des microcosmes de sédiments naturels avait une demi-vie variant entre 6 et 50 ans, soit une demi-vie moyenne de 14 ans. Après 8 mois, les concentrations de BDE47 avaient diminué d'environ 30 % sans que les concentrations des produits de débromation issus par filiation n'aient augmenté de manière constante et simultanément. Bien qu'une débromation complète en diphényléther n'ait pas été exclue, elle semblait peu probable étant donné qu'aucun produit intermédiaire n'avait été identifié. Les chercheurs ont avancé l'hypothèse que des dérivés hydroxylés et méthoxylés du tétraBDE auraient pu se former. Ils ont synthétisé les données de leurs 2 systèmes et proposé les voies de débromation principales suivantes pour les sédiments et les systèmes biomimétiques : BDE209 > nonaBDE (BDE206, -207, -208) > octaBDE (BDE196, -197) > heptaBDE (BDE191, -184, 2 heptaBDE inconnus) > hexaBDE (BDE138, -128, -154, -153) > pentaBDE (BDE119, -99) > tétraBDE (BDE66, -47, -49) > triBDE (BDE28, -17). Plus précisément, au bout de 3,5 ans, leur analyse de la dégradation du BDE209 dans les sédiments a permis d'identifier les BDE208, -197, -196, -191, -128, -184, -138 et -128 ainsi que 3 octaBDE et 2 heptaBDE non identifiés.

Les résultats de Tokarz *et al.* (2008), qui démontraient une persistance prolongée du décaBDE dans les microsomes de sédiments, sont corroborés par une étude sur le terrain d'Eljarrat *et al.* (2008) ainsi que par une étude de Sellström *et al.* (2005). Eljarrat *et al.* (2008) ont examiné le sort de PBDE présents dans les boues d'épuration de stations d'épuration des eaux usées de 5 municipalités d'Espagne à la suite d'un épandage agricole en 2005. Les concentrations de PBDE variaient entre 197 et 1 185 ng/g de poids sec, le BDE209 étant le congénère prédominant avec des concentrations variant entre 80,6 et 1 083 ng/g de poids sec. Les concentrations de BDE209 dans le sol de 7 sites agricoles variaient entre 14,6 et 1 082 ng/g de poids sec. De fortes concentrations (c.-à-d. 71,7 ng/g de poids sec) ont même été mesurées à un site où aucun épandage de boues n'avait été fait depuis 4 ans, ce qui illustre la persistance du BDE209 dans le sol. Sellström *et al.* (2005)

ont recueilli des échantillons de PBDE dans des sites qui avaient été antérieurement amendés avec des boues d'épuration. Ils ont prélevé des échantillons du sol à trois stations de recherche (avec des parcelles de référence et des parcelles amendées avec des boues d'épuration) et à deux fermes (avec des sols de référence et des sols amendés ou inondés), en Suède. Ainsi, ils ont déterminé que les concentrations de décaBDE dans le sol variaient de 0,015 à 22 000 ng/g de poids sec. Les concentrations les plus élevées ont été observées dans les échantillons prélevés à la ferme, soit un site qui n'avait reçu aucun amendement pendant 20 ans.

Kohler *et al.* (2008) ont examiné les concentrations d'octaBDE, de nonaBDE et de décaBDE dans des sédiments ainsi que leurs tendances temporelles en utilisant une carotte de sédiments prélevée du Greifensee, un petit lac à proximité de Zurich, en Suisse. Dans leur étude, ils notent que les PBDE sont d'abord apparus dans des couches de sédiments au milieu des années 1970. Les auteurs ont détecté, à l'aide de matériaux de référence, les trois nonaBDE et au moins sept octaBDE (BDE202, -201, -197/204, -198/203, -196/200, -205 et -194) dans les sédiments de surface du lac. On a remarqué que les concentrations de nonaBDE et de décaBDE augmentaient rapidement au fil du temps, alors que les concentrations d'octaBDE augmentaient plus lentement. Les tendances de l'octaBDE et du nonaBDE dans les sédiments n'ont pas changé avec le temps; par conséquent, on n'a indiqué aucune transformation des PBDE dans les sédiments sur une période de 30 ans. Toutefois, les auteurs ont remarqué des proportions relativement différentes d'octaBDE et de nonaBDE dans les sédiments, comparativement aux mélanges commerciaux de PBDE. Ils ont notamment décelé du BDE202 qui n'est apparemment signalé dans aucun mélange de PBDE et ont avancé l'hypothèse selon laquelle la présence de ce congénère pourrait être attribuable à la transformation du décaBDE. Par ailleurs, les auteurs ont souligné que les tendances de l'octaBDE différaient de celles des mélanges commerciaux de PBDE, mais qu'elles étaient similaires aux tendances des produits de la photodégradation du décaBDE dans la poussière domestique ainsi qu'à leurs profils. Par conséquent, ils ont suggéré que des processus de transformation biotiques et abiotiques sont impliqués dans l'intervalle séparant le rejet de produits techniques dans l'environnement et la formation de leurs résidus finaux dans les sédiments; ces processus étant ainsi responsables des modifications des tendances des congénères observées dans les sédiments du lac suisse.

Zhou *et al.* (2007) ont évalué la capacité de moisissures ligninolytiques à dégrader le BDE209 dans un milieu de culture liquide et les effets du Tween 80 et du β -cyclodextrin sur la dégradation du BDE209 par les moisissures ligninolytiques. Il a été démontré que les moisissures ligninolytiques entraînaient l'oxydation et la minéralisation rapides de nombreux composés aromatiques, notamment les BPC. Afin d'accroître la biodisponibilité des bromodiphényléthers, des agents solubilisants comme le surfactant Tween 80 ou la cyclodextrine ont été ajoutés aux systèmes d'essai. Les auteurs mentionnent que cette technologie est la plus appropriée pour les applications de biorestauration. Dans l'ensemble, la pertinence de cette étude concernant les conditions environnementales est inconnue.

Zhou *et al.* (2007) ont utilisé 1 mL de décaBDE (degré de pureté de 98 %) en solution dans le dichlorométhane qu'ils ont versé dans des fioles d'une capacité de 250 ml. Le solvant était ensuite évaporé, ce qui créait une masse totale de BDE209 de 16 µg recouvrant le fond des fioles. Une partie aliquote (100 µl) d'un milieu aqueux (mélange d'eau distillée, d'extrait de malt, de glucose, de peptone et d'extrait de levure) a été ajoutée à chaque fiole. Des moisissures ligninolytiques ont été inoculées à la culture liquide et le système d'essai a été agité pendant 10 jours dans l'obscurité. Des systèmes d'essai identiques ont également été préparés, mais des concentrations variant entre 0 et 900 mg/l de Tween 80 et de cyclodextrine étaient ajoutées. Des analyses ont été effectuées par chromatographie en phase liquide à haute résolution à l'aide d'un détecteur ultraviolet. Dans les systèmes d'essai auxquels seules des moisissures ligninolytiques avaient été ajoutées, la quantité de BDE209 avait diminué de 42,2 % sur une période de 10 jours. Aucune dégradation significative n'a été observée au fil du temps dans les échantillons témoins stériles. On a constaté qu'une concentration appropriée de Tween 80 favorisait la dégradation du BDE209 (dégradation maximale de 96,5 % après 10 jours). Il a également été démontré que la cyclodextrine favorisait la dégradation du BDE209 (dégradation maximale de 78,4 % après 10 jours). Aucun dérivé n'a été identifié dans cette étude.

Orihel *et al.* (2009) ont présenté une étude en cours qui peut fournir des renseignements clés sur la transformation environnementale et la bioaccumulation aquatique du décaBDE. Leur étude sur le terrain portant sur des mésocosmes compare les concentrations de BDE209, dans les sédiments et le périphyton, issues de traitements à dosage faible (0,039 g de DécaBDE), moyen (0,28 g de DécaBDE) et élevé (2,3 g de DécaBDE), à un mésocosme témoin. D'après les résultats préliminaires, les auteurs suggèrent que la répartition du DécaBDE s'est produite étant donné que l'on a observé des produits de PBDE moins bromés dans les sédiments de surface dans le mois suivant l'addition du DécaBDE à l'eau des mésocosmes. Par ailleurs, on a noté des pentaBDE, des hexaBDE et des heptaBDE dans les traitements à dosage moyen et élevé, mais pas dans le traitement à dosage faible ni dans le mésocosme témoin. On n'a remarqué du décaBDE que dans le périphyton, dans les traitements à dosage moyen et élevé. En outre, la présence de nonaBDE a été détectée dans le périphyton (dans le traitement à dosage élevé) après un mois, mais pas après quatre mois. Aucun hexaBDE, heptaBDE ou octaBDE n'a été décelé dans le périphyton après un mois, cependant, ils étaient détectables après quatre mois dans les mésocosmes impliqués dans le traitement à dosage élevé. Les résultats de cette étude seront peaufinés dans les années à venir.

3.2.2 Modèle conceptuel de transformation dans l'environnement

La probabilité, la vitesse et les produits de débromation potentiels du décaBDE dépendront du milieu dans lequel il est présent et de la vitesse des différents processus de dégradation (p. ex. photodégradation, dégradation abiotique, biodégradation). Afin d'illustrer les propriétés de partitionnement du décaBDE dans différents scénarios de débromation possibles, une modélisation de fugacité de niveau III a été réalisée à l'aide du modèle CHEMCAN (Webster *et al.*, 2004) et des paramètres qui s'appliquent à la

région des « plaines à forêts mixtes de l'Ontario » ont été définis. Voici les principaux paramètres d'entrée du modèle :

- $\log K_{oe} = 8,7$ (Wania et Dugani, 2003; se reporter à l'annexe C)
- $\log K_{oa} = 12$ (c.-à-d. la valeur maximale permise dans le modèle, qui indique que le décaBDE est essentiellement non volatil; les valeurs estimées pour le décaBDE sont supérieures à 15)
- taux de dégradation = négligeable dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments⁷

En raison de ses propriétés chimiques, on s'attend à ce que le décaBDE soit surtout adsorbé aux fractions organiques. Le tableau 3-1 présente les fractions sommaires prédites dans chaque milieu qui seront rejetées dans l'air, l'eau ou le sol. D'après le tableau 3-1, les observations suivantes semblent évidentes.

1. On s'attend à ce qu'une importante fraction (> 96 %) du décaBDE présent dans l'environnement soit associée soit aux particules du sol, soit aux sédiments (selon que la substance est rejetée dans le sol ou dans le milieu aquatique) et que le décaBDE soit presque entièrement associé à un substrat au sein de ces milieux environnementaux.
2. Même si < 3,4 % du décaBDE dans l'environnement devrait être associé aux phases d'air libre et d'eau libre, on s'attend à ce que > 95 % de la masse de décaBDE présente dans l'air libre ou dans l'eau libre soit adsorbée soit aux aérosols, soit aux sédiments en suspension.
3. Indépendamment du scénario de rejets, on prévoit que moins de 0,1 % du décaBDE présent dans l'environnement sera dissous dans l'eau ou dans une phase gazeuse.

Par conséquent, les études qui examinent la débromation du décaBDE présent dans les sols et les sédiments ou adsorbé à des particules ou du biote dans l'air ou dans l'eau définissent probablement le mieux la signification potentielle du processus de transformation dans l'environnement. En ce qui a trait aux études sur la débromation du décaBDE en solution ou en phase gazeuse, la transformation a une signification moins pertinente et est probablement faible car on prédit que la fraction dissoute ou gazeuse du décaBDE dans l'environnement sera infime. Selon Stapleton (2006a) :

On s'attend à ce que le BDE209 présent dans l'environnement soit principalement lié à des particules solides dans la colonne d'eau et dans l'atmosphère. Par conséquent, la dégradation du BDE209 dissous dans l'eau (ou dans des solvants organiques) ne devrait pas être pertinente d'un point de vue de l'environnement. [Traduction]

Un autre aspect à prendre en considération lorsqu'on évalue l'information disponible en matière de débromation dans l'environnement est dans quelle mesure les conditions expérimentales représentent les conditions auxquelles on s'attendrait en milieu naturel. Par exemple, il est difficile d'extrapoler les résultats d'expériences qui utilisent des solvants organiques pour disperser ou dissoudre le décaBDE à des conditions du milieu

⁷ Bien qu'une transformation dans l'environnement soit probable dans une certaine mesure, l'objectif de la simulation par modèle était d'examiner les propriétés de partitionnement du décaBDE.

normales, puisque les solvants organiques artificiels utilisés au cours d'études en laboratoire ne sont pas chose courante dans l'environnement et que la solubilité du décaBDE dans l'eau est beaucoup plus faible que celle des solvants organiques. En outre, les solvants organiques sont des donneurs d'hydrogène beaucoup plus puissants que l'eau ou toute autre substance d'origine naturelle, ce qui entraîne des taux de transformation du décaBDE plus rapides ainsi que des schémas de transformation potentiellement non représentatifs. Ainsi, en raison de la présence potentielle de diverses molécules donneuses dans l'environnement, il est peu probable que le remplacement des atomes de brome par l'hydrogène soit l'unique voie de transformation. Il n'est alors plus certain que les études de dégradation qui utilisent des solvants organiques soient représentatives de la dégradation prévue de décaBDE dans l'environnement. On doit également surveiller d'autres conditions expérimentales pour garantir une pertinence avec celles qui peuvent être observées dans l'environnement. Par exemple, les expériences qui utilisent la lumière naturelle ou simulée du soleil représentent probablement mieux les conditions naturelles que les expériences qui utilisent une lumière artificielle. De même, il est peu plausible que l'on trouve des matériaux tels que des nanoparticules de fer zérovalent, des cultures microbiennes spécialisées et des cultures de champignons en grande abondance dans l'environnement.

En général, les études en laboratoire examinant la transformation du décaBDE étaient fréquemment menées dans des conditions favorables à la débromation du décaBDE et pas nécessairement représentatives des conditions typiques dans l'environnement. Ainsi, bien que l'on s'attende à une certaine transformation du décaBDE dans l'environnement, les données qui démontrent que le décaBDE peut s'accumuler dans l'environnement (p. ex. consulter Canada, 2006, et Environnement Canada, 2006b) supposent également que cette substance est persistante.

Tableau 3-1 : Prédictions du modèle CHEMCAN relatives au décaBDE dans la région des « plaines à forêts mixtes de l'Ontario ».

| | 1 kg/année rejeté dans l'eau¹ | 1 kg/année rejeté dans le sol¹ | 1 kg/année rejeté dans l'air¹ |
|---|---|--|---|
| Masse dans l'air libre (kg) | 1,27E-07 | 2,17E-07 | 2,23E-03 |
| Fraction de la masse totale dans l'air libre | 1,46E-06 % | 7,64E-08 % | 3,70E-03 % |
| Fraction dans l'air libre sous une forme gazeuse | 0,21 % | 0,21 % | 0,21 % |
| Fraction dans l'air libre adsorbée aux aérosols | 99,79 % | 99,79 % | 99,80 % |
| Masse dans l'eau libre (kg) | 0,31 | 0,31 | 9,49E-02 |
| Fraction de la masse totale dans l'eau libre | 3,38 % | 0,11 % | 0,16 % |
| Fraction dans l'eau libre dissoute dans l'eau | 0,12 % | 0,01 % | 0,12 % |
| Fraction dans l'air libre adsorbée aux particules en suspension | 95,25 % | 95,35 % | 95,25 % |
| Fraction dans l'eau libre accumulée dans | 4,63 % | 4,63 % | 4,64 % |

| les tissus des poissons | | | |
|--|----------|----------|----------|
| Masse dans le sol en vrac (kg) | 3,32E-03 | 274,36 | 57,59 |
| Fraction de la masse totale dans le sol en vrac | 0,00 % | 96,80 % | 95,35 % |
| Fraction dans les poches d'air du sol en vrac | 0,00 % | 0,00 % | 0,00 % |
| Fraction dans le sol en vrac dissoute dans l'eau du sol | 0,00 % | 0,00 % | 0,00 % |
| Fraction dans le sol en vrac adsorbée aux particules du sol | 100,00 % | 100,00 % | 100,00 % |
| Masse dans les sédiments en vrac (kg) | 8,78E+00 | 8,78 | 2,71 |
| Fraction de la masse totale dans les sédiments en vrac | 96,60 % | 3,10 % | 4,49 % |
| Fraction dans les sédiments en vrac dissoute dans l'eau interstitielle | 0,00 % | 0,00 % | 0,00 % |
| Fraction dans les sédiments en vrac adsorbée aux particules de sédiments | 100,00 % | 100,00 % | 100,00 % |

Remarque :

¹ On présume que les rejets dans d'autres milieux sont nuls.

La figure 3-1 intègre dans un modèle conceptuel l'information disponible sur les voies potentielles de débromation du décaBDE dans l'environnement, tandis que le tableau 3-2 donne une liste des produits potentiellement formés après chaque processus de débromation. Un sommaire tabulé des données sur la débromation dans l'environnement est présenté à l'annexe E.

Les études qui s'intéressent au décaBDE adsorbé aux particules ou aux substrats et qui sont réalisées en l'absence de solvants organiques et en présence de lumière naturelle du soleil peuvent donner une idée réaliste de la transformation du décaBDE dans l'environnement. La figure 3-2a résume les voies de dégradation du décaBDE adsorbé aux particules ou aux substrats. Le décaBDE (c.-à-d. BDE209) adsorbé à la poussière ou à d'autres minéraux secs et à des particules semble se transformer rapidement; sa demi-vie varie entre 76 minutes (décaBDE adsorbé à une mince couche de kaolinite; Gerecke, 2006) et 408 heures (décaBDE adsorbé à la poussière domestique; Stapleton et Dodder, 2006). La transformation semble se produire selon une débromation réductive progressive et former des hexaBDE, des heptaBDE, des octaBDE et des nonaBDE. Quelques études ont également proposé des voies de réaction de substitution qui entraînent la formation de tétraBDE et de pentaBDE ainsi que des produits non identifiés.

En général, le décaBDE (c.-à-d. BDE209) adsorbé à des particules dans des systèmes aqueux semble se photodégrader plus lentement; sa demi-vie varie entre 73 minutes (décaBDE adsorbé à une mince couche de kaolinite en présence d'eau; Gerecke *et al.*, 2006) et 990 jours (décaBDE adsorbé à des molécules de carbone organique dans les sédiments et exposé à la lumière du soleil; Ahn *et al.*, 2006a). De plus, certaines études ont également permis de démontrer une dégradation importante du décaBDE (jusqu'à 71 %) sur une période de 60 à 72 heures. Les produits identifiés comprenaient des

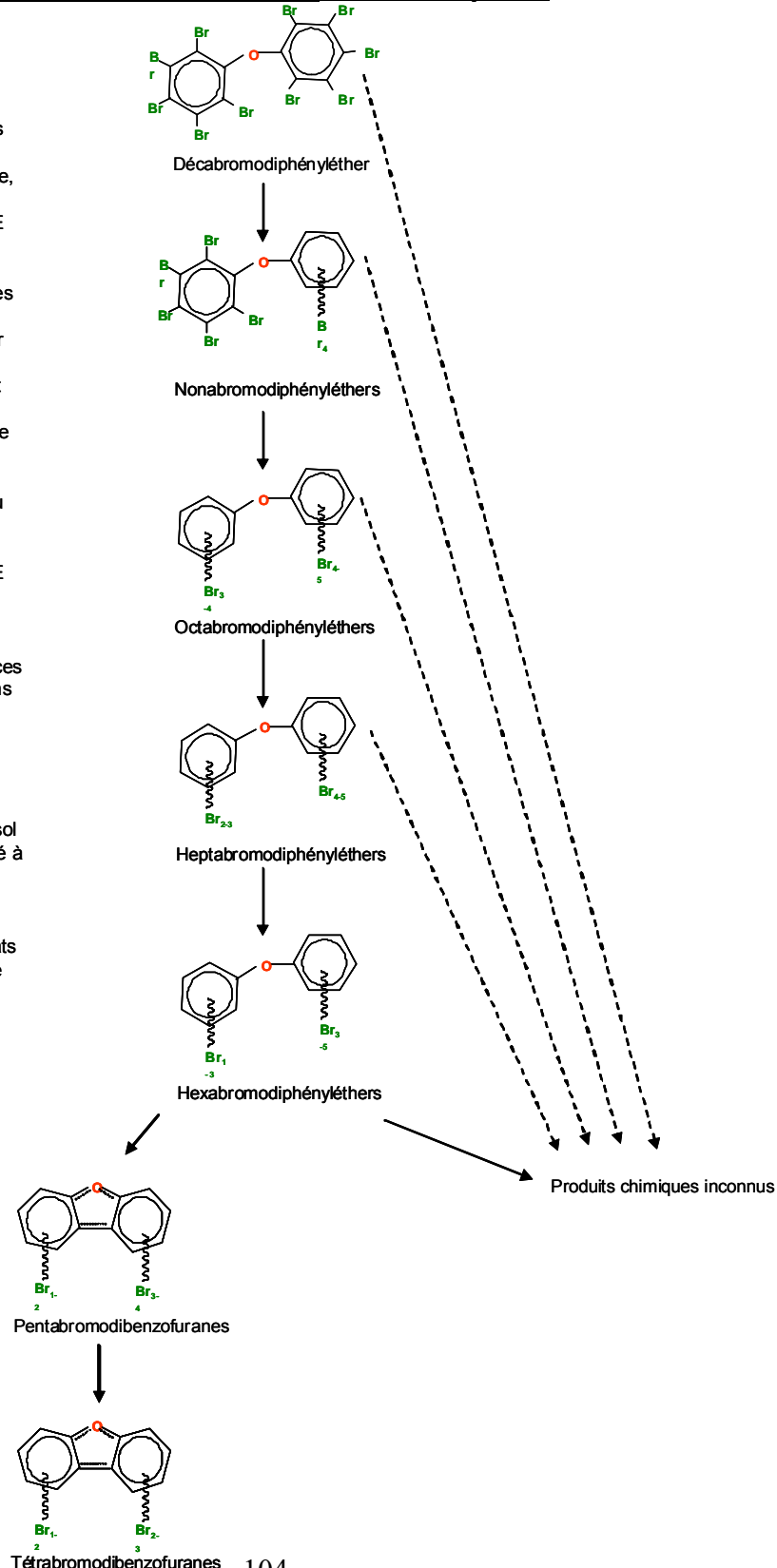
hexaBDE, des heptaBDE, des octaBDE et des nonaBDE, ainsi que certains PBDE moins bromés. Le potentiel de transformation photolytique du décaBDE adsorbé semble varier en fonction de la capacité de la lumière solaire à pénétrer l'eau et l'agent sorbant. Gerecke *et al.* (2006) ont constaté que la lumière pénétrait la kaolinite à une profondeur de seulement 50 µm, ce qui suggère que la photodégradation du décaBDE est principalement limitée à la quantité de la substance présente sur les surfaces exposées. La lumière solaire qui pénètre les eaux de surface et atteint les sédiments benthiques et en suspension est elle aussi atténuée dans une certaine mesure. Par conséquent, il est possible de conclure que bien que la photodégradation du décaBDE puisse se produire à des vitesses considérables lorsqu'il est adsorbé aux substrats, seule une très petite fraction du décaBDE total présent dans l'environnement (p. ex. portion adsorbée aux particules ou aux surfaces solides), soit la fraction qui est en contact avec la lumière du soleil, serait susceptible de se photodégrader. Par ailleurs, bien qu'elle soit une fonction des caractéristiques de la matrice (p. ex. capacité de protection) et du niveau d'exposition à la lumière du soleil, la photodégradation sera restreinte.

En plus d'être sujet à une photodégradation, le décaBDE adsorbé aux solides peut être soumis aux processus de biodégradation observés dans les sédiments aquatiques, les sols ou les stations d'épuration des eaux usées. La figure 3-2b présente sommairement les voies de biodégradation du décaBDE. Les résultats des études de biodégradation sont quelque peu divergents. Les premières études (MITI, 1992, Schaefer et Flaggs, 2001, et CMABFRIP, 2001) étaient centrées sur la minéralisation du décaBDE et elles ne démontraient qu'une dégradation infime du décaBDE, le cas échéant. Cependant, ces études ne déterminaient pas particulièrement la production de dérivés potentiels. Tokarz *et al.* (2008) ont indiqué que le décaBDE présent dans les microcosmes de sédiments naturels avait une demi-vie variant entre 6 et 50 ans, avec une moyenne 14 ans. Dans le cadre d'études en laboratoire qui utilisent des boues activées, Gerecke *et al.* (2005, 2006) ont déterminé que la demi-vie du décaBDE variait de 693 à 1 400 jours, selon qu'une amorce était utilisée ou non, et ils ont pu identifier des octaBDE et des nonaBDE comme produits de débromation. Lors d'une étude distincte, He *et al.* (2006) ont constaté, au bout de 2 mois, que le décaBDE se transformait complètement en heptaBDE et en octaBDE lorsqu'il était exposé à une culture anaérobie en particulier (*Sulfurospirillum multivorans*), mais qu'il ne subissait qu'une dégradation négligeable en présence d'autres cultures anaérobies. Les études de surveillance qui portent sur les boues des stations d'épuration des eaux usées (Knoth *et al.*, 2007; La Guardia *et al.*, 2007) fournissent peu de preuves de la débromation du décaBDE dans les stations d'épuration, possiblement parce que le temps de séjour dans ces stations est trop court pour qu'une importante débromation puisse être observée. De plus, les études sur les microcosmes de sédiments réalisées par Parsons *et al.* (2004, 2007) ne fournissent aucune preuve d'une débromation significative quoique Parsons *et al.* (2007) aient identifié de petites quantités de nonaBDE. Par conséquent, bien que les conditions expérimentales des études sur les boues activées soient pertinentes d'un point de vue de l'environnement, il est possible que les vitesses de dégradation soient trop lentes ou que les cultures utilisées soient trop spécifiques pour que la débromation observée soit significative dans l'environnement. Dans l'ensemble, il semblerait que le décaBDE adsorbé aux solides serait davantage sujet à une photodégradation qu'à une biodégradation.

Figure 3- 2 : Modèle conceptuel des voies de transformation possibles du décaBDE dans l'environnement

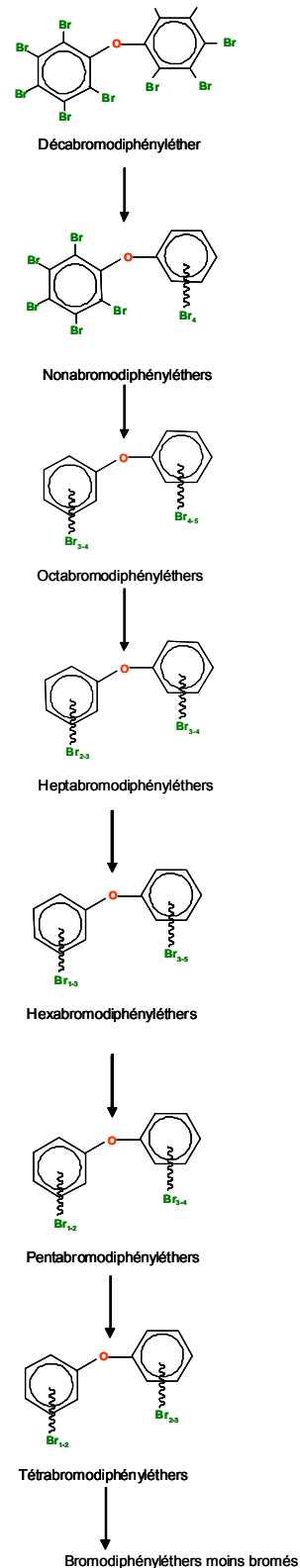
(A) Photodégradation du décaBDE adsorbé à des particules (poussière, sol, aérosol et sédiments) dans des systèmes secs et aqueux

- La photodégradation de décaBDE adsorbé aux poussières, aux aérosols, aux sédiments en suspension et à d'autres solides se produit plus rapidement que la biodégradation de la substance, mais plus lentement que la photodégradation de décaBDE en solution, probablement en raison de la pénétration restreinte de la lumière dans les surfaces solides.
- > 95 % du décaBDE dans l'air libre et dans l'eau libre sera adsorbé soit aux aérosols, soit aux sédiments en suspension.
- Toutefois, on s'attend à ce que < 3,4 % du décaBDE présent dans l'environnement soit associé aux milieux aqueux ou gazeux, ce qui réduit ainsi l'importance de la photodégradation du décaBDE adsorbé aux solides dans ces milieux environnementaux.
- Le décaBDE adsorbé aux poussières et à d'autres surfaces à l'intérieur, à l'extérieur et dans les voitures pourrait être considérablement exposé à la lumière et être sujet à une photodégradation potentiellement importante.
- Le décaBDE à la surface du sol pourrait également être exposé à la lumière et être sujet à une photodégradation.
- La photodégradation de décaBDE adsorbé aux substrats représente peut-être la voie de dégradation dans l'environnement la plus importante.



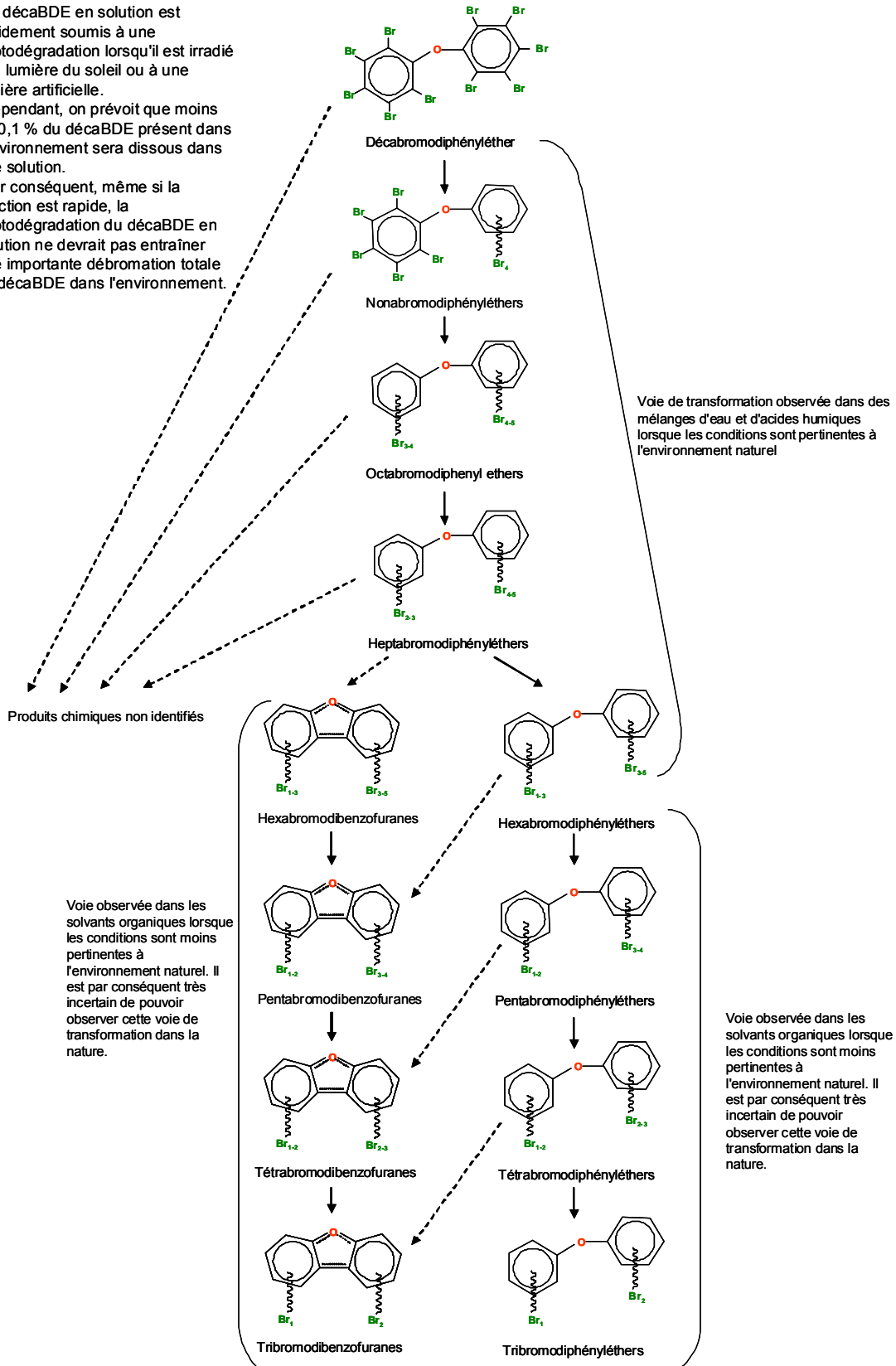
(B) Biodégradation

- La biodégradation se produit lentement dans les expériences avec des boues activées et elle est peut-être restreinte dans les sédiments et les sols, qui affichent des conditions de biodégradation qui ne sont pas idéales.
- Néanmoins, on s'attend à ce qu'une grande partie (> 96 %) du décaBDE présent dans l'environnement soit associée soit aux sols, soit aux sédiments, selon le milieu dans lequel il est rejeté.
- Dans le sol et les sédiments, la biodégradation constituera la voie de transformation principale étant donné que la pénétration de la lumière y sera limitée, ce qui diminue la photodégradation.
- Vu les faibles taux de biodégradation, l'importance de l'ensemble de ces voies de transformation dans l'environnement est incertaine.



(C) Photodégradation du décaBDE en solution (solvants naturels et organiques)

- Le décaBDE en solution est rapidement soumis à une photodégradation lorsqu'il est irradié à la lumière du soleil ou à une lumière artificielle.
- Cependant, on prévoit que moins de 0,1 % du décaBDE présent dans l'environnement sera dissous dans une solution.
- Par conséquent, même si la réaction est rapide, la photodégradation du décaBDE en solution ne devrait pas entraîner une importante débromation totale du décaBDE dans l'environnement.



(D) Dégradation abiotique (autre que la photodégradation)

- Le décaBDE peut subir une dégradation abiotique en présence d'agents réducteurs ou en présence de donneurs d'hydrogène naturels comme le catéchol lorsqu'il est adsorbé à des minéraux (même si la dégradation observée en présence de catéchol est lente).
- L'hydrolyse a également été démontrée, mais on ne sait pas si cette réaction pourrait se produire dans des conditions environnementales normales.
- Puisque relativement peu d'études ont été réalisées sur la dégradation abiotique, l'importance des processus abiotiques est très incertaine.
- Il est possible que la dégradation abiotique, bien qu'elle soit lente, soit un processus important dans les sols et les sédiments, où la lumière ne pénètre pas et où la biodégradation se fait lentement.

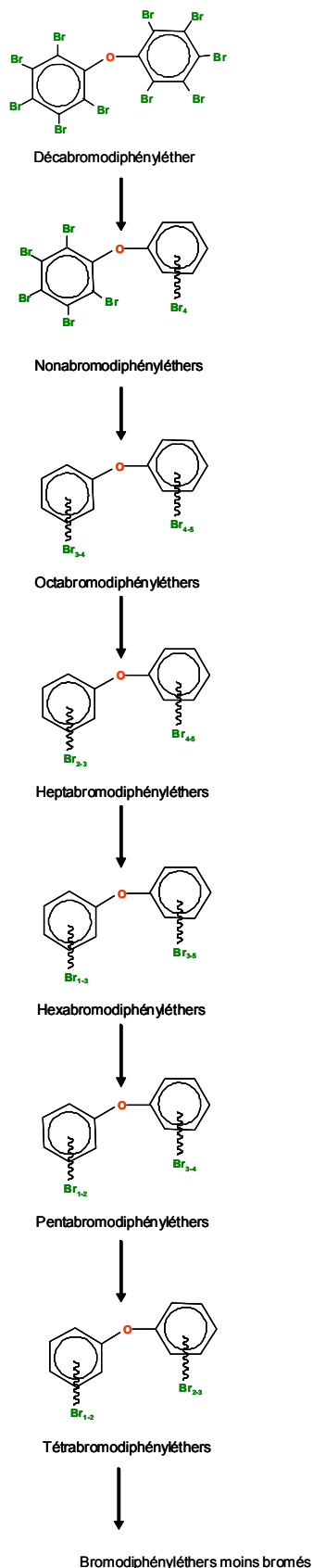


Table 3-2 : Sommaire des dérivés du décaBDE observés dans le cadre d'études en rapport avec un cadre environnemental

| Groupe de congénères formé | Groupes ciblés aux fins d'une quasi-élimination en vertu de la LCPE (1999) | Processus de transformation du décaBDE | | | | |
|-----------------------------------|--|---|---|---|---|--|
| | | Photodégradation du décaBDE adsorbé aux solides dans des systèmes secs et aqueux (renvois entre parenthèses) | Photodégradation du décaBDE dissous dans des solvants naturels (renvois entre parenthèses) | Photodégradation du décaBDE dissous dans des solvants organiques artificiels** (renvois entre parenthèses) | Biodégradation (renvois entre parenthèses) | Dégradation abiotique (renvois entre parenthèses) |
| nonaBDE | | X (2,3***,4,9,10,11, 21) | X (8) | X (1,5,6,7,8,19) | X (14,15,16,21† et †) | X (12,13**, 20**) |
| octaBDE | | X (2,3***,4,9,10,11, 21) | X (8) | X (1,5,6,7,8,19) | X (14,15,21† et †) | X (12,13**, 20**) |
| heptaBDE | | X (2,3***,9,10,11, 21) | X (8) | X (1,5,6,7,8,19) | X (15,21† et †) | X (12,13**) |
| hexaBDE | X | X (2,3***,9,21) | X (8) | X (1,5*,6,7*) | X (21† et †) | X (12,13**, 20**) |
| pentaBDE | X | X (9*) | | X (1,6) | X (21†) | X (12,13**, 20**) |
| tétraBDE | X | X (9*) | | X (1,6) | X (21†) | X (12,13**, 20**) |
| triBDE | | X (9*) | | X (1,6) | X (21†) | X (20**) |
| pentaBDF | | X (21) | | X (18) | | |
| heptaBDF | | X (21) | | X (8,18) | | |
| hexaBDF | | X (21) | | X (8,18) | | |
| triBDF | | (2,21) | | X (8,18) | | |
| tétraBDF | | X (2,21) | | X (8,18) | | |
| triBDF | | (21) | | X (8,18) | | |
| diBDF | | | | X (18*) | | |
| monoBDF | | | | X (18*) | | |
| Produits chimiques non identifiés | | X (10,11,21,17) | | X (5) | | |

Remarques :

* Indique que seules de petites quantités ou des quantités traces se sont formées.

** En raison de l'utilisation de solvants artificiels, ces résultats sont considérés comme présentant une faible pertinence vis-à-vis de l'environnement.

*** L'identification des produits de débromation était en grande partie non concluante, même s'il y avait des preuves de la formation d'hexaBDE, d'heptaBDE, d'octaBDE et de nonaBDE.

† Dans les sédiments naturels.

‡ Dans un système biomimétique additionné d'un cosolvant.

BDE – bromodiphényléthers

BDF – bromodibenzofuranes

Les résultats de Gerecke (2006) ne sont pas inclus car bien que les produits de dégradation aient été décrits comme des PBDE moins bromés, il n'y avait aucune indication à savoir quels PBDE avaient été formés.

Les résultats de Parsons *et al.* (2004) ne sont pas inclus car la dégradation en nonaBDE et en PBDE moins bromés a été observée tant dans les groupes expérimentaux que dans les groupes témoins.

Références

1. Watanabe et Tatsukawa (1987)
2. Söderstrom *et al.* (2004)
3. Jafvert et Hua (2001)
4. Hua *et al.* (2003)
5. Palm *et al.* (2003)
6. Bezares-Cruz *et al.* (2004)
7. Eriksson *et al.* (2004)
8. Geller *et al.* (2006)
9. Ahn *et al.* (2006a)
10. Stapleton et Dodder (2006)
11. Stapleton (2006b)
12. Keum et Li (2005)
13. Ahn *et al.* (2006b)
14. Gerecke *et al.* (2005)
15. He *et al.* (2006)
16. Gerecke *et al.* (2006)
17. Gerecke (2006)
18. Hagberg *et al.* (2006)
19. Barcellos da Rosa *et al.* (2003)
20. Tokarz *et al.* (2008)
21. Kajiwara *et al.* (2008)

Bien que les expériences de photodégradation du décaBDE dissous dans l'eau représentent des conditions du milieu pertinentes, l'importance de toute débromation observée est incertaine puisque seule une très faible fraction du décaBDE serait présente dans la phase dissoute. La figure 3-2c illustre un modèle conceptuel des voies de photodébromation du décaBDE dissous dans des systèmes d'eau et de solvant. Deux des études connexes sont notables parce que les résultats sont possiblement pertinents à l'environnement naturel. Eriksson *et al.* (2004) ont observé que le décaBDE en solution dans des mélanges d'eau et d'acides humiques subissait une transformation relativement rapide (demi-vie = 6,4 heures) en hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE. Étant donné qu'une lumière artificielle a été utilisée, on ne sait pas avec certitude si la vitesse de transformation serait aussi rapide avec la lumière naturelle du soleil. Kuivikko *et al.* (2006, 2007) ont observé que la demi-vie de photodégradation du décaBDE en solution dans l'isooctane était de 0,3 jour, mais ils ont mis au point une modélisation et ont estimé que la demi-vie du décaBDE présent dans les eaux de surface de la mer Baltique et de l'océan Atlantique variait entre 0,2 et 1,8 jour.

Des études en laboratoire sur la transformation du décaBDE appuient la conclusion selon laquelle la transformation en bromodiphényléthers et bromodibenzofuranes moins bromés devrait se produire dans l'environnement. Il y a cependant une différence entre les résultats de ces études et ceux d'études de surveillance, car il n'existe aucune donnée réaliste à l'appui d'une transformation importante du décaBDE dans l'environnement. Si ces études de laboratoire décrivaient exactement la transformation dans l'environnement, on s'attendrait à trouver des similarités entre la tendance observée dans l'environnement et celle associée aux dérivés du décaBDE dans les études en laboratoire. On s'attendrait à observer une quantité considérable de dérivés du décaBDE dans les différents milieux naturels comme les sédiments. L'évaluation préalable canadienne des PBDE (Canada, 2006) a montré que, dans le contexte des études de surveillance, ce sont les congénères des mélanges commerciaux de PentaBDE et d'OctaBDE qui sont prédominants. Selon l'étude du Royaume-Uni (2007a), les données de surveillance disponibles n'offrent que des preuves circonstanciées limitées de la corrélation entre les concentrations de décaBDE et de PBDE moins bromés dans certains milieux naturels (p. ex. en faisant référence aux conclusions de Voorspels *et al.*, 2006a, 2007b). On mentionne également dans l'étude du Royaume-Uni (2007a) que, selon l'étude de Gerecke *et al.* (2005), la biodégradation semble faire perdre de manière préférentielle à la molécule de bromodiphényléther des atomes de brome en position para, mais que ces PBDE ne sont pas couramment observés dans l'environnement.

En plus de la photodégradation et de la biodégradation, les expériences en laboratoire montrent que le décaBDE est sujet à une débromation abiotique lorsqu'il n'est pas exposé à la lumière. La figure 3-2d illustre de façon sommaire les voies de transformation de ces autres processus de dégradation abiotiques. Keum et Li (2005) ont observé que jusqu'à 90 % du décaBDE dissous dans de l'eau déionisée se transformait au bout de 40 jours en présence d'agents réducteurs comme le fer zérovalent, le sulfure de fer et le sulfure de sodium. Li *et al.* (2007) ont démontré que le décaBDE disparaissait complètement après 8 heures dans un système d'eau et d'acétone contenant du fer zérovalent nanométrique, tandis que Rahm *et al.* (2005) ont constaté que le décaBDE dissous dans du méthanol

avait une demi-vie de 0,028 heure et qu'il réagissait avec le méthylate de sodium. Tout comme pour les études de photodégradation qui utilisent des solvants organiques, on ne sait pas avec certitude dans quelle mesure ces études sont représentatives des conditions naturelles et si de tels processus peuvent se produire dans des conditions naturelles.

3.2.3 Implications pour l'évaluation de la bioaccumulation

Les résultats de laboratoire existants relatifs à la transformation et à la débromation du décaBDE par l'entremise de processus environnementaux telles la photodégradation, la dégradation abiotique et la biodégradation sont le signe qu'il existe des voies de transformation potentielles qui entraînent la formation de :

1. PBDE moins bromés;
2. bromodibenzofuranes;
3. produits de dégradation non identifiés.

Par contre, les études de laboratoire indiquent également que tant les PBDE moins bromés que les PBDF moins bromés seraient eux-mêmes sujet à une dégradation plus poussée et on ne connaît pas l'importance réelle que revêt la formation de ces produits. Palm *et al.* (2003) et Eriksson *et al.* (2004) ont démontré que la diminution du taux de transformation des PBDE est proportionnelle à la diminution du nombre d'atomes ou de molécules de brome. À mesure que la débromation diminue, les diphenyléthers ont tendance à moins chevaucher les spectres d'absorption de longueurs d'onde > 290 nm, qui correspondent à la gamme des longueurs d'onde du spectre solaire au sol, et on s'attend alors à ce que ces substances soient moins susceptibles à une dégradation que le décaBDE. Étant donné qu'on a démontré que les PBDE moins bromés se phototransformaient plus lentement que le décaBDE, on pourrait avancer l'hypothèse que le seul ajout de décaBDE dans un système entraînerait une accumulation continue de PBDE moins bromés, jusqu'à ce que le système atteigne l'état d'équilibre. Une certaine photodégradation pourrait néanmoins se poursuivre et produire jusqu'à des biphenyléthers. L'ampleur de l'accumulation serait difficile à prédire puisque la formation et la dégradation ultérieure des PBDE dépendent du taux relatif de formation et de dégradation de ces substances dans l'environnement, qu'on ne connaît pas. De plus, l'ampleur de l'accumulation dépendrait des taux de charge du décaBDE dans l'environnement, qui sont également difficile à prédire (Royaume-Uni, 2004).

Afin d'évaluer le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification de ces dérivés du décaBDE dans la chaîne alimentaire, on aura recours aux modèles de prédiction des facteurs de bioaccumulation et de bioamplification de la section 3.1 (voir annexe D pour les valeurs utilisées comme intrants du modèle). Dans le cadre de l'analyse, on présume que les transformations du décaBDE observées dans les études en laboratoire, lesquelles ont été abordées dans ce rapport, se produisent également en milieu naturel, bien que l'on reconnaisse que ce sujet est incertain. Tel qu'il a été mentionné précédemment, en l'absence d'une activité métabolique, on s'attend à ce que les facteurs de bioaccumulation des hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE soient supérieurs à 5 000. Lorsque l'on tient compte de la transformation métabolique (un scénario plus réaliste), les facteurs de

bioamplification prédits pour les hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE dépassent toujours 5 000, mais dans des ordres de grandeur inférieurs.

On a également tenté d'estimer les facteurs de bioaccumulation des bromodibenzofuranes. En ce qui concerne ces dérivés, vu qu'aucune donnée ne permettait d'estimer la constante k_M , une valeur égale à celle estimée pour le décaBDE a été choisie à titre explicatif. Bien que l'on s'attende à ce que les PBDE soient davantage métabolisés, on ne connaît pas les taux métaboliques réels. Même si la valeur choisie et les facteurs de bioamplification qui en découlent représentent des prédictions hypothétiques raisonnables, il est important de reconnaître que ces prédictions sont incertaines. Les estimations du logarithme K_{oe} et de la constante k_M sont plus amplement décrites à l'annexe D. En l'absence d'une activité métabolique, on prévoit que les facteurs de bioaccumulation des pentaBDE et des hexaBDF seront supérieurs à 5 000 pour les poissons de niveau trophique intermédiaire, alors que les prédictions des facteurs de bioamplification pour les triBDE et les tétraBDF seront inférieures à 5 000. Lorsqu'on tient compte de la transformation métabolique (un scénario plus réaliste), l'état des bromodibenzofuranes relativement au facteur de bioaccumulation de 5 000 reste le même, mais des valeurs sont quelque peu inférieures globalement.

En l'absence d'une activité métabolique, on s'attend à ce que les facteurs de bioamplification des hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE soient très élevés, variant de 130 à 150 environ. Cependant, lorsqu'on tient compte de la transformation métabolique (un scénario plus réaliste), les facteurs de bioamplification prédits pour ces congénères varient entre 5 et 6. Les facteurs de bioamplification corrigés étaient supérieurs à 1 pour tous les métabolites, principalement en raison d'une efficacité d'assimilation alimentaire relativement élevée calculée pour ces substances. En ce qui concerne les bromodibenzofuranes, on a noté un facteur de bioamplification similaire allant de 120 à 150 pour les pentaBDF et les hexaBDF, alors que les facteurs de bioamplification prédits pour les triBDF et les tétraBDF étaient de 8 et de 45, respectivement. Lorsqu'elles étaient corrigées, les valeurs du facteur de bioamplification variaient de 4 à 6 (une valeur de k_M semblable a été utilisée pour tous les bromodibenzofuranes).

L'analyse modélisée de la formation potentielle de dérivés du décaBDE dans l'environnement prédisait que les facteurs de bioaccumulation seraient essentiellement supérieurs à 5 000 et que les facteurs de bioamplification de certains dérivés seraient supérieurs à 1 pour presque tous les métabolites en raison de l'efficacité d'assimilation alimentaire relativement élevée et des valeurs optimales du $\log K_{oe}$ et du $\log K_{oa}$ pour la bioaccumulation par diffusion passive. Ces prédictions soulèvent des préoccupations à savoir si les dérivés formés dans l'environnement obtenus à la suite d'une photodégradation, d'une biodégradation et possiblement d'une dégradation abiotique du décaBDE pourraient être bioaccumulés et bioamplifiés dans la chaîne alimentaire, contribuant ainsi à l'accroissement de l'exposition des organismes de niveau trophique supérieur à ces substances et donc aux risques qu'ils courent.

4 Résumé et conclusions

Les données existantes sur la bioaccumulation du décaBDE n'appuient pas la définition de « bioaccumulable » proposée dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Bien que la plupart des données disponibles montrent que le décaBDE a un potentiel limité de bioaccumulation et de bioamplification dans l'environnement, certains éléments de preuve indiquent un facteur de bioaccumulation plus élevé qu'on l'avait jugé antérieurement pour le décaBDE, et certaines données suggèrent une bioaccumulation éventuelle. En outre, des études récentes font état de concentrations de décaBDE en hausse constante chez certaines espèces sauvages et, dans certains cas, les concentrations mesurées ont atteint des niveaux que l'on peut définir subjectivement comme élevés. La modélisation effectuée pour appuyer cette évaluation montre, cependant, une certaine incertitude liée au métabolisme chez les poissons, étant donné l'intervalle de facteurs de bioaccumulation aquatiques inférieurs au critère de 5 000 à bien au-delà de 5 000. Le facteur de bioaccumulation chez les carnivores terrestres présente également des valeurs inférieures et supérieures à 1, selon le taux de métabolisme présumé. Bien qu'elles soient moins pertinentes que les facteurs de bioaccumulation ou de bioamplification, les mesures expérimentales du facteur de bioconcentration sont inférieures au critère de 5 000. Il a été démontré que les concentrations de la substance sont croissantes chez certaines espèces sauvages, et des données suggèrent que le décaBDE a atteint des concentrations jugées élevées dans certains organismes. Des facteurs potentiels limitant la bioaccumulation du décaBDE comprennent une efficacité d'assimilation faible et une transformation métabolique lente.

Il existe encore des incertitudes concernant les taux et les voies de transformation métabolique chez les organismes. Au cours d'études sur des mammifères et des poissons, on a signalé une débromation des PBDE, mais les quantités des congénères débromés étaient généralement très faibles (p. ex. représentant moins de 1 % ou de l'ordre d'un faible pourcentage de la dose totale de décaBDE selon l'étude). On a par ailleurs remarqué la formation de nonaBDE, d'octaBDE et d'heptaBDE chez les mammifères. En plus de ces groupes de congénères, on a aussi constaté une bioformation de pentaBDE et d'hexaBDE chez les poissons. Cependant, l'interprétation des résultats d'études sur la transformation métabolique est parfois compliquée en raison de la caractérisation incomplète des impuretés dans la substance administrée et du dosage de nombreux PBDE simultanément. Certaines études sur les rongeurs ont conclu, en s'appuyant sur des évaluations du bilan massique, que les taux de transformation peuvent être plus élevés; une étude a notamment indiqué qu'environ 45 % de la dose totale du décaBDE était indétectable et pourrait avoir été métabolisée en d'autres composés (comme les bromodiphényléthers hydroxylés et hydroxy-méthoxylés) ou s'être inextricablement liée sous forme de résidus.

En ce qui concerne la transformation chimique dans l'environnement, la présente analyse appuie les résultats de l'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE) (Environnement Canada, 2006a, 2006b), qui a défini la photodégradation et la biodégradation comme les mécanismes potentiels de la transformation dans l'environnement. Cette analyse mentionne également de nouvelles études diverses qui

quantifient les taux de dégradation et proposent des voies de transformation chimique. Les études nouvelles et existantes fournissent des preuves qui permettent de conclure que le décaBDE se transforme dans l'environnement.

Cette évaluation a déterminé que le décaBDE qui est adsorbé aux minéraux secs et aux particules semble subir une phototransformation relativement rapide lorsqu'il est exposé à la lumière du soleil. En outre, le décaBDE adsorbé aux solides peut être sujet à une biodégradation, mais il semble que ce processus soit beaucoup plus lent que la photodégradation. Bien que la photodégradation du décaBDE puisse se produire à des vitesses considérables lorsqu'il est adsorbé aux substrats, seule une très petite fraction du décaBDE total présent dans l'environnement (p. ex. portion adsorbée aux particules ou aux surfaces solides), soit la fraction qui est en contact avec la lumière du soleil, serait susceptible de se photodégrader. D'après les résultats de la modélisation de la fugacité, on s'attend à ce que moins de 3,4 % du décaBDE présent dans l'environnement soit associé aux milieux aqueux ou gazeux ainsi qu'à une exposition potentielle à la lumière du soleil. Le décaBDE adsorbé aux surfaces solides (de sources naturelles et anthropiques) pourrait également être exposé à la lumière du soleil. Lors de ces phases, l'atténuation de la lumière et la protection de la matrice auraient une incidence sur l'exposition globale à la lumière du soleil et sur la photodégradation potentielle. Bien que la plupart du décaBDE présent dans l'environnement se répartirait dans les sédiments et le sol (prévision du modèle de fugacité > 96 %), la biodégradation se montre très lente avec des demi-vies de l'ordre de quelques années à plusieurs décennies. Certaines études n'ont par ailleurs montré aucune transformation évidente du décaBDE dans les sédiments ou le sol même après plusieurs décennies. Par conséquent, les preuves d'une transformation dans l'environnement pourraient être limitées et masquées par les profils de congénères de PBDE existants, lesquels sont dominés par des produits commerciaux de PBDE. De même, le peu d'analyses historiques des PBDE fortement bromés comme les octaBDE et les nonaBDE pourrait compliquer la détection et la confirmation de la transformation.

Selon les études de transformation en laboratoire disponibles, qui ont été menées dans des conditions en rapport avec l'environnement, il est raisonnable de s'attendre à ce que le décaBDE soit transformé dans l'environnement, ce qui entraînerait la formation de PBDE et de PBDF moins bromés ainsi que d'autres produits inconnus. Un certain nombre d'études ont montré que le décaBDE peut se transformer, par photodégradation ou par biodégradation, en hexaBDE, en heptaBE, en ocatBDE et en nonaBDE. Une étude indique également la formation de traces de tétraBDE et de pentaBDE par photodégradation, alors qu'une autre étude signale une biodégradation du tétraBDE et du pentaBDE dans des conditions de biodégradation améliorées. En outre, la photodégradation du décaBDE entraînait la formation de triBDF, de tétraBDF, de pentaBDF, d'hexaBDF, d'heptaBDF et d'octaBDF ainsi que de produits non identifiés.

La modélisation des facteurs de bioaccumulation et des facteurs de bioamplification a joué un rôle additionnel important dans cet examen et a été utilisée afin d'avancer si décaBDE et ses produits de transformation peuvent se bioaccumuler ou se bioamplifier dans les chaînes alimentaires.

Le modèle corrigé pour tenir compte du métabolisme a prédit que la gamme des facteurs de bioaccumulation pour le décaBDE en milieu aquatique varierait se situant en dessous jusqu'à bien au-dessus du critère de 5000 du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*. Les prédictions font état de l'incertitude associée au potentiel de métabolisme du décaBDE chez le poisson et des déterminations de $\log K_{oe}$ pour cette substance. Étant donné la limite d'hydrosolubilité exceptionnellement faible du décaBDE, on ne s'attend pas à ce que cette substance soit adsorbée de façon notable par les organismes aquatiques à partir de la phase aqueuse. Bien qu'elles soient moins pertinentes que les facteurs de bioaccumulation ou de bioamplification, les mesures expérimentales liées au facteur de bioconcentration sont inférieures au critère de 5000 pour le décaBDE. Selon les prédictions des facteurs de bioamplification des espèces terrestres (établies d'après la chaîne alimentaire du loup), qui tiennent compte du métabolisme du décaBDE, ce congénère présente une bioamplification faible, voire inexistante.

En l'absence d'une activité métabolique, on s'attendait à ce que les facteurs de bioaccumulation de tous les métabolites et dérivés potentiellement connus du décaBDE soient supérieurs à 5 000. D'après les hypothèses émises concernant la transformation métabolique (un scénario plus réaliste), presque tous les dérivés proposés donnaient toujours des facteurs de bioaccumulation dépassant 5 000. En l'absence d'une activité métabolique, les prédictions indiquent que les facteurs de bioamplification des dérivés potentiellement connus devraient être eux aussi très élevés. Néanmoins, selon les hypothèses avancées relativement à la transformation métabolique, les facteurs de bioamplification prédits sont bien plus faibles, mais demeurent supérieurs à 1. Cette analyse semble indiquer la possibilité que de nombreux métabolites ou dérivés du décaBDE soient extrêmement bioaccumulables et que quelques métabolites aient la capacité de se bioamplifier dans les chaînes alimentaires.

Dans l'ensemble, cet examen confirme, d'après des ouvrages publiés en date du 25 août 2009 qui ont été examinés, que le décaBDE ne répond pas aux critères de la bioaccumulation énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE (1999). Cependant, des études récentes font état de concentrations de décaBDE en hausse constante chez certaines espèces sauvages et, parfois, les concentrations mesurées sont considérées comme élevées. En outre, des preuves ambiguës suggèrent une bioamplification potentielle dans les chaînes alimentaires. Bien que certaines incertitudes demeurent, il est raisonnable de conclure que le décaBDE peut aussi contribuer à la formation de dérivés bioaccumulables ou potentiellement bioaccumulables dans les organismes et dans l'environnement, comme les formes de bromodiphényléthers (BDE) moins bromées.

4.1 Considérations quant aux produits connexes

L'examen visait le décaBDE, mais les analyses et les conclusions concernent des produits ignifuges substitués dont la structure chimique et les modes d'utilisation sont semblables. Par exemple, le décabromodiphényléthane (ou décaBD éthane) – (1,2-bis[pentabromodiphényle]éthane; 1,1''-[éthane-, 1,2-diyl] bis[pentabromobenzène]) – est

un substitut pour le mélange commercial DécaBDE et a les mêmes applications ou des applications semblables. Les deux substances sont des produits (additifs) ignifuges utilisés dans les polystyrènes choc et les textiles. Les polystyrènes choc sont utilisés dans la fabrication de meubles-télévision, de revêtement de câbles et d'adhésifs (Kierkegaard, 2007). Au Japon, Watanabe et Sakai (2003) ont démontré que la tendance de consommation s'est renversée et que du mélange commercial de DécaBDE, elle est passée au décaBDéthane.

La seule différence de structure entre le décaBDéthane et le décaBDE est le lien de carbone entre les noyaux aromatiques de décaBDéthane (en ce qui concerne le décaBDE, les noyaux aromatiques sont liés à un atome d'oxygène; se reporter à l'annexe F). Selon les similarités au niveau de la structure, les deux substances sont susceptibles d'avoir des propriétés physiques et chimiques, des caractéristiques de persistance et des tendances de transformation et d'accumulation dans les organismes qui se ressemblent également (Kierkegaard, 2007).

Le décaBDéthane a été décelé dans des boues d'épuration, tant au Canada (Konstantinov *et al.*, 2006) qu'en Espagne (Eljarrat *et al.*, 2005), et dans des œufs de Goéland argenté de la région des Grands Lacs du Canada (Letcher *et al.*, 2007). Des quantités ont aussi été mesurées dans les tissus du doré jaune et de la lotte provenant du lac Winnipeg (Law *et al.*, 2006). L'agence environnementale du Royaume-Uni a récemment publié une évaluation détaillée des risques associés à cette substance (Royaume-Uni, 2007b). Bien que les risques directs liés aux effets toxiques du décaBDéthane aient été évalués comme faibles, des préoccupations ont été soulevées quant au potentiel d'accumulation de cette substance dans les animaux sauvages et à sa transformation en d'autres produits chimiques. L'agence environnementale a également déterminé qu'il était nécessaire d'entreprendre d'autres études sur le décaBDéthane afin de confirmer les conclusions de son évaluation et, plus particulièrement, proposer des mesures plus fiables du potentiel de bioaccumulation et de dégradation de cette substance dans l'environnement.

Étant donné les préoccupations exprimées relativement au décaBDE dans le cadre du présent rapport sur l'état des connaissances scientifiques, la similarité des propriétés du décaBDE et du décaBDéthane, la présence du décaBDéthane dans les tissus des animaux sauvages du Canada et la possibilité que le décaBDéthane serve, à grande échelle, de produit substitut au décaBDE, il est nécessaire de mieux comprendre les risques liés à la présence du décaBDéthane dans l'environnement et sa capacité à s'accumuler dans les tissus des animaux sauvages et à se transformer en produits bioaccumulables. La compréhension des risques liés aux solutions de rechange permettra de procéder au remplacement d'ignifugeants de façon informée.

5 Principales incertitudes et données manquantes

Les données de bioaccumulation, de bioamplification et d'amplification trophique du décaBDE sont restreintes, surtout chez les prédateurs de niveau trophique supérieur en milieu naturel. D'autres évaluations fondées sur le ratio du décaBDE chez les prédateurs de niveau trophique supérieur en milieu naturel, particulièrement dans les systèmes terrestres, permettraient de mieux comprendre la bioaccumulation et la bioamplification du décaBDE.

Dans l'ensemble, la contribution relative de la transformation environnementale du décaBDE aux charges totales de PBDE (p. ex. possédant neuf atomes de brome ou moins) moins bromés dans l'environnement, n'est pas connue. Les études qui retracent ou caractérisent les sources de PBDE moins bromés dans l'environnement contribueraient à préciser l'importance de la débromation *in vivo* et dans l'environnement du décaDBE, en comparaison avec les résultats obtenus au moyen des mélanges de PentaBDE et d'OctaBDE.

Il pourrait être utile de déterminer les facteurs de bioaccumulation ou de bioamplification du décaBDE par rapport à la charge totale du composé d'origine et ceux des métabolites qui découlent de l'accumulation et de la transformation de la substance d'origine (p. ex. BDE et PBDF moins bromés). Dans la plupart des études réalisées à ce jour, il a été difficile de déterminer ces facteurs car i) les produits chimiques moins bromés étaient également présents dans les vecteurs d'exposition (c.-à-d. nourriture ou eau), faisant en sorte que leur présence dans les tissus ait pu être causée tant par l'accumulation que par la bioformation, ou ii) l'identification et la quantification complètes de la plupart des métabolites n'avaient pas été effectuées.

Les facteurs de bioconcentration, de bioaccumulation et de bioamplification qui ont été estimés par modélisation et sont présentés dans ce rapport varient pour le décaBDE et ses dérivés potentiels connus. Ceux-ci s'appuient fortement sur les valeurs des logarithmes K_{oe} , K_{oa} et E_D ainsi que sur la constante k_M , valeurs qu'on aurait avantage à préciser afin d'améliorer la précision des prédictions obtenues à l'aide des modèles.

Les facteurs de bioaccumulation, les facteurs de bioamplification et d'autres indicateurs de bioaccumulation ou de bioamplification de certains métabolites et dérivés connus du décaBDE, particulièrement de ses formes hydroxylées et méthoxy-hydroxylées, n'ont pas été mesurés. Il serait utile de réaliser des études supplémentaires sur le comportement de ces produits.

6 Références

- AHN, M.-Y., T.R. FILLEY, C.T. JAFVERT, L. NIES, I. HUA et J. BEZARES-CRUZ. 2006a.** « Photodegradation of decabromodiphenyl ether adsorbed into clay minerals, metal oxides and sediment », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40 (2006a), p. 215-220.
- AHN, M.-Y., T.R. FILLEY, C.T. JAFVERT, L. NIES et I. HUA. 2006b.** « Birnessite mediated debromination of decabromodiphenyl ether », *Chemosphere*, vol. 64 (2006b), p. 1801-1807.
- AKUTSU, K., H. OBANA, M. OKIHASHI, M. KITAGAWA, H. NAKAZAWA, Y. MATSUKI, T. MAKINO, H. ODA et S. HORI. 2001.** « GC/MS analysis of polybrominated diphenyl ethers in fish collected from the Inland Sea of Seto, Japan », *Chemosphere*, vol. 44 (2001), p. 1325-1333.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS (ASTM). 1997.** *Standard guide for determination of the bioaccumulation of sediment-associated contaminants by benthic invertebrates*, méthode d'essai n° E1688-97a, Philadelphie, PA, 1997.
- ARNOT, J.A., et F.A.P.C. GOBAS. 2003.** « A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs », *QSAR Comb. Sci.*, vol. 22, n° 3 (2003), p. 337-345.
- ARNOT, J.A., et F.A. GOBAS. 2004.** « A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 23, n° 10 (2004), p. 2343-2355.
- ARNOT, J.A., et F.A. GOBAS. 2006.** « A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms », *Environ. Rev.*, vol. 14, n° 4, p. 257-297.
- ARNOT, J.A., D. MACKAY, M. BONNELL et T. PARKERTON. 2008a.** « A database of fish biotransformation rate constants », admis à l'impression dans le périodique *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 27, n° 11, p. 2263-2270.
- ARNOT, J.A., D. MACKAY et M. BONNELL. 2008b** « Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 27, n° 2 (2008b), p. 341-351.
- Barcellos da Rosa M, Krüger H-E, Thomas S, Zetzsch C. 2003.** « Photolytic debromination and degradation of decabromodiphenyl ether, an exploratory kinetic study in toluene », *Fresenius Environ Bull*, vol.12, n° 8 (2003), p. 940-945.
- BENEDICT, R.T., H.M. STAPLETON, R.J. LETCHER et C.L. MITCHELMORE. 2007.** « Debromination of polybrominated diphenyl ether-99 (BDE-99) in carp (*Cyprinus carpio*) microflora and microsomes », *Chemosphere*, vol. 69 (2007), p. 987-993.
- BEZARES-CRUZ, J., C.T. JAFVERT et I. HUA. 2004.** « Solar photodecomposition of decabromodiphenyl ether: Product and quantum yield », *Environ Sci Technol* 38:4149-4156.
- Björklund, J., Tollbäck, P., Östman, C. 2003.** Mass spectrometric characteristics of decabromodiphenyl ether and the application of isotopic dilution in the electron capture negative ionization mode for the analysis of polybrominated diphenyl ethers. *Journal of Mass Spectrometry* 38:394-400.
- BURREAU, S., Y. ZEBÜHR, D. BROMAN et R. ISHAQ. 2004.** « Biomagnification of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) studied in pike (*Esox lucius*), perch (*perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) from the Baltic Sea », *Chemosphere*, vol. 55 (2004), p. 1043-1052.
- BURREAU, S., Y. ZEBÜHR, D. BROMAN et R. ISHAQ. 2006.** « Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and northern Atlantic Ocean », *Sci. Total Environ.*, vol. 366 (2006), p. 659-672.
- Bustnes, J.O., Borga, K., Erikstad, K.E., Lorensten, S.-H., Herzke, D. 2008.** Perfluorinated, brominated, and chlorinated contaminants in a population of lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 27(6):1383-1392.

- CANADA. 1995a** *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, chap. 33, Gazette du Canada, partie III, vol. 2, n° 3. Imprimeur de la Reine, Ottawa. Sur Internet : <http://canadagazette.gc.ca/partIII/1999/g3-02203.pdf>.
- CANADA. 1995b** *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Rapport d'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE)*, juin 2006.
- CANADA. 1999** *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107, Gazette du Canada, partie II, vol. 134, n° 7, p. 607–612. Imprimeur de la Reine, Ottawa. Sur Internet : <http://canadagazette.gc.ca/partII/2000/20000329/pdf/g2-13407.pdf>
- CANADA. 2000** *Politique de gestion des substances toxiques, Critères de persistance et de bioaccumulation*, Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Ministre des Approvisionnement et Services, 1995b. N° de catalogue FR 40-499/2-1995, ISBN 0-662-23524-X.
- Canada. 2006.** Ministère de l'environnement et de la Santé. 2006. *Publication de la décision finale concernant l'évaluation de substances — polybromodiphényléthers dont la formule moléculaire est C₁₂H_(10-n)Br_nO où varie 4 ≤ n ≤ 9 — (paragraphe 77(6) de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999))*. Gazette du Canada, Partie I, vol. 140, no. 26, p. 1851 – 1855. Ottawa: Imprimeur de la Reine. Disponible à partir de : <http://canadagazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-07-01/pdf/g1-14026.pdf#page=15>
- CHEN, D., B. MAI, J. SONG, Q. SUN, Y. LUO, X. LUO, E.Y. ZENG et R.C. HALE. 2007.** « Polybrominated diphenyl ethers in birds of prey from Northern China », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41 (2007), p. 1828-1833.
- Chen, D., La Guardia, M.J., Harvey, E., Amaral, M., Wohlfort, K., Hale, R.C. 2008.** Polybrominated diphenyl ethers in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from the Northeastern U.S. *Environ. Sci. Technol.* 42:7594-7600.
- CHRISTENSEN, J.R., M. MACDUFFEE, R.W. MACDONALD, M. WHITICAR et P.S. ROSS. 2005.** « Persistent organic pollutants in British Columbia grizzly bears: consequence of divergent diets », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 6952-6960.
- CHEMICAL MANUFACTURERS ASSOCIATION BROMINATED FLAME RETARDANT INDUSTRY PANEL (CMABFRIP). 1997a.** « Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of n-octanol/water partition coefficient », *Wildlife International Ltd.*, n° de projet 439C-101, 1997a (le 16 juin 1997).
- CHEMICAL MANUFACTURERS ASSOCIATION BROMINATED FLAME RETARDANT INDUSTRY PANEL (CMABFRIP). 1997b.** « Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): determination of n-octanol/water partition coefficient », *Wildlife International Ltd.*, n° de projet 439C-112, 1997b (le juillet 23, 1997).
- CHEMICAL MANUFACTURERS ASSOCIATION BROMINATED FLAME RETARDANT INDUSTRY PANEL (CMABFRIP). 1997c.** « Decabromodiphenyl oxide (DBDPO): determination of water solubility », *Wildlife International Ltd.*, n° de projet 439C-102, 1997c (juin 1997).
- CHEMICAL MANUFACTURERS ASSOCIATION BROMINATED FLAME RETARDANT INDUSTRY PANEL (CMABFRIP). 1997d.** « Octabromodiphenyl oxide (OBDPO): determination of the water solubility », *Wildlife International Ltd.*, n° de projet 439C-110, 1997d (le 13 juin 1997).
- CHEMICAL MANUFACTURERS ASSOCIATION BROMINATED FLAME RETARDANT INDUSTRY PANEL (CMABFRIP). 2001.** « Potential for biotransformation of radiolabelled decabromodiphenyl oxide (DBDPO) in anaerobic sediment », *Wildlife International Ltd.*, n° de projet 439E-104, 1997d (le 25 juillet 2001).
- CIPARIS, S., et R.C. HALE. 2005.** « Bioavailability of polybrominated diphenyl ether flame retardants in biosolids and spiked sediment to the aquatic oligochaete, *Lumbriculus variegatus* », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 24, n° 4 (2005), p. 916-925.

- COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. 2000.** *Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Oxyde de diphenyle, dérivé pentabromé (pentaBDE)*, n° de CAS : 32534-81-9; n° EINECS : 251-084-2, rapport final d'évaluation des risques, août 2000. Royaume-Uni au nom de l'Union européenne.
- COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES. 2002.** *Rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne. Oxyde de diphenyle*, n° de CAS : 1163-19-5; n° EINECS : 214-604-9, rapport final d'évaluation des risques, 2002. Royaume-Uni au nom de l'Union européenne.
- Covaci, A., Voorspoels, S., Ramos, L., Neels, H., Blust, R. 2007.** Recent developments in the analysis of brominated flame retardants and brominated natural compounds. *Journal of Chromatography A* 1153:145-171.
- DE BOER, J., et al. 2001.** *Polybrominated diphenylethers in the aquatic environment*, Institut Néerlandais pour la Recherche en matières de Pêches (RIVO), n° de rapport : C023/01, Amsterdam, le 29 juin 2001.
- DE BOER, J., et D. WELLS. 2004.** « The third international interlaboratory study on brominated flame retardants », *Organohal. Compds.*, vol. 66 (2004), p. 510–518.
- DE BOER, J., H.A. LESLIE, P.E.G. LEONARDS, P. BERSUDER, S. MORRIS et C.R. ALLCHIN. 2004.** *Screening and time trend study of decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in birds* (résumé), The 3rd International Workshop on Brominated Flame Retardants (BFR 2004), Toronto, Canada, du 6 au 9 juin 2004, p. 125-128.
- DE BOER, J., P.G. WESTER, A. VAN DER HORST et P.E.G. LEONARDS. 2003.** « Polybrominated diphenyl ethers in influents, suspended particulate matter, sediments, sewage treatment plant and effluents and biota from the Netherlands », *Environ. Pollut.*, vol. 122 (2003), p. 63-74.
- DE BOER, J., P.G. WESTER, D.P. RODRIGUEZ, W.E. LEWIS et J.P. BOON. 1998.** « Polybrominated biphenyls and diphenyl ethers in sperm whales and other marine mammals - a new threat to ocean life? », *Organohal. Compds.*, vol. 35 (1998), p. 383-386.
- de Boer, J., 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. *Trends in Analytical Chemistry* 25(4):364-372.
- DeBruyn, A.M.H., Meloche, L.M., Lowe, C.J. 2009.** Patterns of bioaccumulation of polybrominated diphenyl ether and polychlorinated biphenyl congeners in marine mussels. *Environ. Sci. Technol.* 43:3700-3704.
- DE WIT, C., M. ALAEE et D. MUIR. 2006.** « Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic », *Chemosphere*, vol. 64 (2006), p. 209-233.
- DODDER, N.G., B. STRANDBERG et R.A. HITES. 2002.** « Concentrations and spatial variations of polybrominated diphenyl ethers and several organochlorine compounds in fishes from the northeastern United States », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 36 (2002), p. 146-151.
- EL DAREER, S.M., J.R. KALIN, K.F. TILLERY et D.L. HILL. 1987.** *Disposition of decabromobiphenyl ether in rats dosed intravenously or by feeding*, *J. Toxicol. Environ. Health*, vol. 22 (1987), p. 405-415. Cité dans les Communautés européennes (2002).
- ELJARRAT, E., A. LABANDEIRA, G. MARSH, D. RALDUA et D. BARCELO. 2005** « Occurrence of the “new” brominated flame retardant, decabromodiphenyl ethane, in sewage sludge from Spain », *Organohal. Compd.*, vol. 67 (2005), p. 459-461.
- ELJARRAT, E., A. LABANDEIRA, G. MARSH, D. RALDUA et D. BARCELO. 2007.** « Decabromodiphenyl ether in river fish and sediment samples collected downstream an industrial park », *Chemosphere*, vol. 69, n° 8 (2007), p. 1278-1286.
- ELJARRAT, E., G. MARSH, A. LABANDEIRA et D. BARCELO. 2008.** « Effect of sewage sludge contaminated with polybrominated diphenylethers on agricultural soils », *Chemosphere*, vol. 71, n° 6 (2008), p. 1079-1086.
- Environment Canada. 2006a.** *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999.* Rapport d'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE). Juin 2006.

ENVIRONNEMENT CANADA. 2006b *Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : Document de travail connexe dans le cadre de l'évaluation de l'examen environnemental préalable de l'éther diphenylique polybromé*, Environnement Canada, juin 2006.

Environnement Canada. 2007. Aperçu de l'évaluation écologique des substances en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Division des substances existantes et Division des substances nouvelles. Juin 2007. Disponible à partir de : http://www.ec.gc.ca/registrelcpe/documents/subs_list/evaleco-ecoassess/toc.cfm.

ERIKSSON, J., N. GREEN, G. MARSH et Å. BERGMAN. 2004. « Photochemical decomposition of 15 polybrominated diphenyl ether congeners in methanol/water », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38 (2004), p. 3119-3125.

FJELD, E., M. SCHLABACH, J.A. BERGE, T. EGGEN, P. SNILSBERG, G. KÄLLBERT, S. ROGNERUD, E.K. ENGE, A. BORGEN et H. GUNDERSEN. 2004. *Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter -bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og trichlosan*, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), rapport 4809-2004, Oslo, Norvège (en norvégien), 2004. Cité dans Dewit *et al.* (2006).

GAUTHIER, L.T., C.E. HEBERT, C.D.V. WESELOH et R.J. LETCHER. 2008. « Dramatic changes in temporal trends of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in herring gull eggs from the Laurentian Great Lakes: 1982–2006 », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, n° 5 (2008), p. 1524-530.

GELLER, A.M., H.-U. KRÜGER, W.-U. PALM et C. ZETSCH. 2006. *Identification of polybrominated dibenzofurans from photolysis of decabromodiphenyl ether by UV spectroscopy*, extrait du symposium DIOXIN, 2006 de Oslo, tenu du 21 au 24 août 2006.

GERECKE, A.C. 2006. *Photodegradation of decabromodiphenyl ether: kinetics, reaction quantum yield and penetration of light into kaolinite*, extrait du symposium Dioxin, 2006 de Oslo, tenu du 21 au 24 août 2006.

GERECKE, A.C., P.C. HARTMANN, N.V. HEEB, H.-P.E. KOHLER, W. GIGER, P. SCHMID, M. ZENNEGG et M. KOHLER. 2006. « Anaerobic degradation of decabromodiphenyl ether », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39, n° 4, p. 1078-1083.

GERECKE, A.C., W. GIGER, P.C. HARTMANN, N.V. HEEB, H.-P.E. KOHLER, P. SCHMID, M. ZENNEGG et M. KOHLER. 2006. « Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge », *Chemosphere*, vol. 64 (2006), p. 311-317.

GOBAS, F.A., B.C. KELLY et J.A. ARNOT. 2003. « Quantitative structure activity relationships for predicting the bioaccumulation of POPs in terrestrial food-webs », *QSAR Comb. Sci.*, vol. 22 (2003), p. 329-336.

GOBAS, F.A., et H.A. MORRISON. 2000. « Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment », dans R.S. Boethling et D. Mackay, éditeurs, *Handbook of property estimation methods for chemicals, environmental and health sciences*, Boca Raton, Fla., CRC Press., 2000, p. 189-231.

Guo, Y., Meng, X.-Z., Tang, H.-L., Mai, B.-X., Zeng, E.Y. 2008. Distribution of polybrominated diphenyl ethers in fish tissues from the Pearl River Delta, China: levels, compositions, and potential sources. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(3):576-582.

HAGBERG, J., H. OLSMAN, B. VAN BAVEL, M. ENGWALL et G. LINDSTRÖM. 2006. « Chemical and toxicological characterization of PBDFs from photolytic decomposition of decaBDE in toluene », *Environ. Int.*, vol. 32 (2006), p. 851-857.

HAKK, H., et R.J. LETCHER. 2003. « Metabolism in the toxicokinetics and fate of brominated flame retardants - a review », *Environ. Int.*, vol. 29 (2003), p. 801-828.

HAKK, H., G.L. LARSEN et E. KLASSON-WEHLER. 2002. « Tissue disposition, excretion, and metabolism of 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (BDE-99) in male Sprague–Dawley rats », *Xenobiotica*, vol. 32 (2002), p. 369–82. Cité par Haak et Letcher (2003).

- HALE, R.C., M.J. LA GUARDIA, E. HARVEY et T.M. MAINOR. 2002.** « Potential role of fire retardant-treated polyurethane foam as a source of brominated diphenyl ethers to the U.S. environment », *Chemosphere*, vol. 46 (2002), p. 729-735.
- HAN, X., D.L. NABB, R.T. MINGOIA et C.-H. YANG. 2007.** « Determination of xenobiotic intrinsic clearance in freshly isolated hepatocytes from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and rat and its application in bioaccumulation assessment », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41 (2007), p. 3269-3276.
- HE, J., K.R. ROBROCK et L. ALVAREZ-COHEN. 2006.** « Microbial reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40 (2006), p. 4429-4434.
- HERZKE, D., U. BERGER, R. KALLENBORN, T. NYGÅRD et W. VETTER. 2005.** « Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs », *Chemosphere*, vol. 61 (2005), p. 441-449. Cité par de Wit *et al.* (2006).
- HU, T.-M., et W.L. LAYTON. 2001.** « Allometric scaling of xenobiotic clearance: uncertainty versus universality », *AAPS PharmSci*, vol. 3, n° 4 (2001), E29.
- HUA, I., N. KANG, C.T. JAFVERT et R.J. FÁBREFA-DUQUE. 2003.** « Heterogeneous photochemical reactions of decabromodiphenyl ether », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 22, n° 4, p. 798-804.
- HUWE, J.K., et D.J. SMITH. 2007a** « Accumulation, whole-body depletion and debromination of decabromodiphenyl ether in male Sprague-Dawley rats following dietary exposure », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 7 (2007a), p. 2371-2377.
- HUWE, J.K., et D.J. SMITH. 2007b.** « Accumulation, whole-body depletion and debromination of decabromodiphenyl ether in male Sprague-Dawley rats following dietary exposure. Additions and Corrections. », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 12 (2007b), p. 4486.
- HUWE, J.K., H. HAKK, D.J. SMITH, J.J. DILIBERTO, V. RICHARDSON, H.M. STAPLETON et L.S. BIRNBAUM. 2008.** « Comparative adsorption and bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers following ingestion via dust and oil in male rats », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, n° 7 (2008), p. 2694-2700.
- IKONOMOU, M.G., M. FISCHER, T. HE, R.F. ADDISON et T. SMITH. 2000.** « Congener patterns, spatial and temporal trends of polybrominated diphenyl ethers in biota samples from the Canadian west coast and the Northwest Territories », *Organohal Compds*, vol. 47 (2000), p. 77-80.
- IKONOMOU, M.G., S. RAYNE et R.F. ADDISON. 2002a.** « Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian Arctic from 1981 to 2000 », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 36 (2002a), p. 1886-1892.
- IKONOMOU, M.G., S. RAYNE, M. FISCHER, M.P. FERNANDEZ et W. CRETNEY. 2002b** « Occurrence and congener profiles of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in environmental samples from coastal British Columbia, Canada », *Chemosphere*, vol. 46 (2002b), p. 649-663.
- Ismail, N., Bewurtz, S.B., Pleskach, K., Whittle, D.M., Helm, P.A., Marvin, C.H., Tomy, G.T. 2009.** Brominated and chlorinated flame retardants in Lake Ontario, Canada, Lake Trout (*Salvelinus Namaycush*) between 1979 and 2004 and possible influence of food-web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(5):910-920.
- IVERSON, S.J., K.J. FROST et S.L.C. LANG. 2002.** « Fat content and fatty acid composition of forage fish and invertebrates in Prince William Sound, Alaska: factors contributing to among and within species variability », *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 241 (2002), p. 161-181.
- JAFVERT, C., et I. HUA. 2001.** *Photochemical reactions of decabromodiphenyl oxide and 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl oxide*, rapport final présenté au American Chemistry Council, Brominated Flame Retardant Industry Panel (BFRIP), School of Engineering, Purdue University. West Lafayette, Ind., le 6 août 2001, 56 pages.
- JASPERS, V.L., A. COVACI, S. VOORSPOELS, T. DAUWE, M. EENS et P. SCHEPENS. 2006.** « Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of

Belgium: levels, patterns, tissue distribution and condition factors », *Environ. Pollut.*, vol. 139 (2006), p. 340-352.

JENSEN, K.N., C. JACOBSEN et H.H. NIELSEN. 2007. « Fatty acid composition of herring (*Clupea harengus* L.): influence of time and place of catch on n-3 PUFA content », *J. Sci. Food Agric.*, vol. 87, n° 4, p. 710-718.

JOHNSON-RESTREPO, B., K. KANNAN, R. ADDINK et D.H. ADAMS. 2005. « Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in a marine foodweb of coastal Florida », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 8243-8250.

Kajiwara, N., Noma, Y., Takigami, H. 2008. Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (DecaBDE) and ethane (DeBDethane) in Plastics under natural sunlight. *Enviro. Sci. Technol.* 42:4404-4409.

KELLY, B.C. et F.A. GOBAS. 2003. « Bioaccumulation of persistent organic pollutants in lichen – caribou – wolf food chains of Canada's central and western Arctic », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 35, n° 2 (2003), p. 325-334.

KELLY, B.C., F.A. GOBAS et M.S. MCLACHLAN. 2004. « Intestinal absorption and biomagnification of organic contaminants in fish, wildlife and humans », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 23, n° 10 (2004), p. 2324-2336.

KEUM, Y.-S., et Q.X. LI. 2005. « Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers by zerovalent iron », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 2280-2286.

KIERKEGAARD, A. 2007. *PBDEs in the environment. Time trends, bioaccumulation and the identification of their successor, decabromodiphenyl ethane*, département des sciences appliquées en environnement [traduction], Stockholm, Suède, 68 pages. Thèse soutenue par l'auteur à l'Université de Stockholm en 2007.

KIERKEGAARD, A., L. ASPLUND, C. DE WIT, M.S. MCLACHLAN, G.O. THOMAS, A.J. SWEETMAN et K.C. JONES. 2007. « Fate of higher brominated PBDEs in lactating cows », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 2 (2007), p. 417-423.

KIERKEGAARD, A., L. BALK, U. TJÄRNLUND, C.A. DE WIT et B. JANSSON. 1999. « Dietary uptake and biological effects of decabromodiphenyl ether in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 33 (1999), p. 1612-1617.

KNOTH, W., W. MANN, R. MEYER et J. NEBHUTH. 2007. « Polybrominated diphenyl ether in sewage sludge in Germany », *Chemosphere*, vol. 67 (2007), p. 1831-1837.

Kohler, M., Zennegg, M., Bogdal, C., Gerecke, A.C., Schmid, P., Heeb, N., Sturm, M., Vonmont, H., Kohler, H.-P., Giger, W. 2008. Temporal trends, congener patterns, and sources of octa-, nona-, and decabromodiphenyl ethers (PBDE) and hexabromocyclododecanes (HBCD) in Swiss Lake Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 42:6378-6384.

KONSTANTINOV, A., G. ARSENAULT, B. CHITTIM, T. KOLIC, K. MACPHERSON, A. MCALEES, R. MCCRINDLE, D. POTTER, E. REINER. C. TASHIRO et B. YEO. 2006. « Characterization of mass-labeled [¹³C₍₁₄₎]-decabromodiphenylethane and its use as a surrogate standard in the analysis of sewage sludge samples », *Chemosphere*, vol. 64 (2006), p. 245-249.

KUIVIKKO, M., T. KOTIAHO, K. HARTONEN, A.V. VÄHÄTALO et A. TANSKANEN. 2006. *Direct photolytic decomposition of polybrominated diphenyl ethers in surface waters*, extrait du symposium DIOXIN, 2006 de Oslo, tenu du 21 au 24 août 2006.

KUIVIKKO, M., T. KOTIAHO, K. HARTONEN et A.V. VÄHÄTALO. 2007. *Modelled direct photolytic decomposition of polybrominated diphenyl ethers in the Baltic Sea and the Atlantic Ocean.* *Environ Sci Technol* 41(20):7016-7021.

Kunisue, T., Higaki, Yumi, H., Isobe, T., Takahashi, S., Subramanian, A., Tanabe, S. 2008. Spatial trends of polybrominated diphenyl ethers in avian species : Utilization of stored samples in the environmental specimen Bank of Ehime University (es-Bank). *Environ. Pollut.* 154:272-282.

- LA GUARDIA, M.J., R.C. HALE et E. HARVEY. 2006.** « Detailed polybrominated diphenyl ether (PBDE) congener composition of the widely used penta-, octa-, and deca-PBDE technical mixtures », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, n° 20 (2006), p. 6247-6254.
- LA GUARDIA, M.J., R.C. HALE et E. HARVEY. 2007.** « Evidence of debromination of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in biota from a wastewater receiving streams », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 19 (2007), p. 6663-6670.
- LAM, J.C.W., N. KAJIWARE, K. RAMU, S. TANABE et P.K.S. LAM. 2007.** « Assessment of polybrominated diphenyl ethers in eggs of waterbirds from South China », *Environ. Pollut.*, vol. 148 (2007), p. 258-267.
- LAW, K., T. HALLDORSON, R. DANELL, G. STERN, S. GEWURTZ, M. ALAEE, C. MARVIN, M. WHITTLE et G. TOMY. 2006.** « Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 25 (2006), p. 2177-2186.
- LAW, K., T. HALLDORSON, R. DANELL, G. STERN, S. GEWURTZ, M. ALAEE, C. MARVIN, M. WHITTLE et G. TOMY. 2007.** « Erratum », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 26 (2007), p. 190.
- LAW, R.J., M. ALAEE, C.R. ALLCHIN, J.P. BOON, M. LEBEUF, P. LEPOM et G.A. STERN. 2003.** « Levels and trends of polybrominated diphenylethers (PBDEs) and other brominated flame retardants in wildlife », *Environ. Int.*, vol. 29 (2003), p. 757-770.
- LEBEUF, M., C.M. COUILLARD, B. LEGARE et S. TROTTIER. 2006.** « Effects of DeBDE and PCB-126 on hepatic concentrations of PBDEs and methoxy-PBDEs in Atlantic tomcod », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40, n° 10 (2006), p. 3211-3216.
- Leonards, P., Duffek, A. 2008.** NORMAN: Network of reference laboratories and related organisations for monitoring and bio monitoring of emerging environmental pollutants. Sixth Framework Programme. Deliverable number C3.3.
- LETCHER, R., L.T. GAUTHIER, S. CHU et C.E. HEBERT. 2007.** « Hexabromocyclododecane isomers and degradation products of over the past two decades in the eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from across the Great Lakes », présentation orale lors de la 28^e réunion annuelle du SETAC Amérique du Nord [traduction], Milwaukee, Wis., USA, du 11 au 15 nov. 2007.
- LI, A., C. TAI, Z. ZHAO, Y. WANG, Q. ZHANG, G. JIANG et J. HU. 2007.** « Debromination of decabrominated diphenyl ether by resin-bound iron nanoparticles », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 19 (2007), p. 6841-6846.
- LICHOTA, G.B., M. MCADIE et P.S. ROSS. 2004.** « Endangered Vancouver Island marmots (*Marmota vancouverensis*): sentinels of atmospherically delivered contaminants to British Columbia, Canada », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 23, n° 2 (2004), p. 402-407.
- LINDBERG, P., U. SELLSTRÖM, L. HÄGGBERG et C.A. DEWIT. 2004.** « Higher brominated PBDEs and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcon (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34, n° 1 (2004), p. 93-96.
- MACGREGOR, J.A. et W.B. NIXON. 2001.** *Pentabromodiphenyl oxide: Determination of n-octanol/water partition coefficient*, Wildlife International Ltd., n° de projet 439C-108, septembre 1997. Cité par les Communautés européennes (2001).
- MARIUSSEN, E., J.A. KALAS, A. BORGEN, T. NYGARD et M. SCHLABACH. 2006.** « Analysis of brominated flame retardants in liver samples of lynx from the Norwegian biota », *SETAC-Europe*, Prague, République tchèque, du 18 au 22 avril 2004. Cité par de Wit *et al.* (2006).
- MINISTÈRE DU COMMERCE INTERNATIONAL ET DE L'INDUSTRIE - JAPON. 2002.** *Biodegradation and Bioaccumulation Data of Existing Chemicals Based on the CSCL Japan*, Chemical Products Safety Division Basic Industries Bureau, Ministry of International Trade & Industry, édité par le Chemicals Inspection & Testing Institute, Japon, 1992. Cité par les Communautés européennes (2002).

- MÖRCK, A., E. KLASSON-WEHLER. 2001.** « Metabolism of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the rat », *Organohal Compds*, vol. 52 (2001), p. 9-12. Cité dans Haak et Letcher (2003).
- MÖRCK, A., H. HAKK, U. ÖRN, E. KLASSON-WEHLER. 2003.** « Decabromodiphenyl ether in the rat: Absorption, distribution, metabolism, and excretion », *Drug Metab Dispos*, vol. 31, n° 7 (2003), p. 900-907.
- MUIR, D.C.G., et al. 2006.** « Brominated flame retardants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, the Canadian Arctic, East Greenland and Svalbard », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40 (2006), p. 449-455. Cité dans de Wit et al. (2006).
- NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM (NTP). 1986.** *Toxicology and carcinogenesis studies of decabromodiphenyl oxide in F344N rats and B6C3F1 mice (feed studies)*, rapport technique n° 309, US Department of Health and Human Services, 1986. Cité par les Communautés européennes (2002).
- NICHOLS, J.W., I.R. SCHULTZ et P.N. FITZSIMMONS. 2006.** « In vitro–in vivo extrapolation of quantitative hepatic biotransformation data for fish: I. A review of methods and strategies for incorporating intrinsic clearance estimates into chemical kinetic models », *Aquat. Toxicol.*, vol. 78 (2006), p. 74-90.
- NORRIS, J.M., J.W. EHRMANTRAUT, C.L. GIBBONS, R.J. KOCIBA, B.A SCHWETZ, J.Q. ROSE, C.G. HUMISTON, G.L. JEWETT, W.B. CRUMMETT, P.J. GEHRING et al. 1973.** « Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical », *Appl. Poly. Symp.*, vol. 22 (1973), p. 195-219.
- NORRIS, J.M., J.W. EHRMANTRAUT, C.L. GIBBONS, R.J. KOCIBA, B.A SCHWETZ, J.Q. ROSE, C.G. HUMISTON, G.L. JEWETT, W.B. CRUMMETT, P.J. GEHRING et al. 1974.** « Toxicological and environmental factors involved in the selection of decabromodiphenyl oxide as a fire retardant chemical », *J. Fire Flamm. Combust. Toxicol.*, vol. 1 (1974), p. 52-77.
- NORRIS, J.M., R.J. KOCIBA, B.A. SCHWETZ, J.Q. ROSE, C.G. HUMISTON, G.L. JEWETT, P.J. GEHRING et J.B. MAILHES. 1975.** « Toxicology of octabromobiphenyl and decabromodiphenyl oxide », *Environ. Health Perspect.*, vol. 11 (1975), p. 153-161.
- NORSTROM, R.J., M. SIMON, J. MOISEY, B. WAKEFORD et D.V.C. WESELOH. 2002.** « Geographical distribution (2000) and temporal trends (1981-2000) of brominated diphenyl ethers in Great Lakes herring gull eggs », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 36, n° 22, p. 4783-4789.
- NOSE, K., S. HASHIMOTO, S. TAKAHASHI, Y. NOMA et S. SAKAI. 2007.** « Degradation pathways of decabromodiphenyl ether during hydrothermal treatment », *Chemosphere*, vol. 68, n° 1 (2007), p. 120-125.
- Nyholm, J.R., Norman, A., Norrgren, L., Haglund, P., Andersson, P.L. 2008.** Maternal transfer of brominated flame retardants in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 73(2):203-208.
- Nyholm, J.R., Norman, A., Norrgren, L., Haglund, P., Andersson, P.L. 2009.** Uptake and biotransformation of structurally diverse brominated flame retardants in zebrafish (*Danio rerio*) after dietary exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(5):1035-1042.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ (OMS). 1994.** *Polybromobiphényles*, Organisation mondiale de la santé, PISSC (critère d'hygiène de l'environnement n° 152), Genève, Suisse, 1994.
- Orihel, D., Muir, D., Darling, C., Dupuis, C., Paterson, M., Palace, V., Park, B., Tomy, G. 2009.** Debromination products of decabromodiphenyl ether detected in sediments and periphyton of DecaBDE-amended mesocosms. Présentation par affiche. BFR2009. 11^e Annual Workshop on Brominated Flame Retardants. Le 19 et 20 mai 2009, Ottawa, Canada.
- ORN, U., et E. KLASSON-WEHLER. 1998.** « Metabolism of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether in rat and mouse », *Xenobiotica*, vol. 28 (1998), p. 199-211. Cité dans Haak et Letcher (2003).
- PALM, W.-U., R. KOPETZKY, W. SOSSINKA, H.-U. KRUGER, Q. LIN, S.T. BARCELLOS DA ROSA et C. ZETZSCH. 2003.** *Environmental photochemistry of decabromodiphenyl ethers in organic solvents and adsorbed on particles in air and in aqueous suspension (including a feasibility study on OH*

reactivities in an aerosol smog chamber facility), rapport pour le Bromine Science and Environmental Forum, 2003. Cité par le Royaume-Uni (2004).

PALM, W.-U., R. KOPETZKY, W. SOSSINKA, W. RUCK et C. ZETZCH. 2004. « Photochemical reactions of brominated diphenylethers in organic solvents and adsorbed on silicon dioxide in aqueous suspension », *Organohal Compds*, vol. 66 (2004), p. 4101-4105.

PARSONS, J., B. ZEGERS, E. SKOCZYNSKA et P. DE VOOGT. 2004. « Reductive debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) by anaerobic sediment microorganisms », *Organohal Compds*, vol. 66 (2004), p. 2272-2274.

PARSONS, J.R., E. SKOCZYNSKA, H. DJUMA et P. DE VOOGT. 2007. *Debromination of PBDEs in anaerobic sediment microcosms*, extrait des actes du colloque “The Fourth International Workshop on Brominated Flame Retardants” (BFR2007) de Amsterdam, tenu du 24 au 27 avril 2007.

Potter, K.E., Watts, B.D., La Guardia, M.J., Harvey, E.P., Hale, R.C. 2009. Polybrominated diphenyl ether flame retardants in Chesapeake Bay region, USA, Peregrine Falcon (*Falco Peregrinus*) eggs: Urban/rural trends. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(5):973-981.

Raff, J.D., Hites, R.A. 2007. Deposition versus photochemical removal of PBDEs from Lake Superior air. *Environ. Sci. Technol.* 41:6725-6731.

RAHM, S., N. GREEN, J. NORRGRAN et Å. BERGMAN. 2005. « Hydrolysis of environmental contaminants as an experimental tool for indication of their persistency », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 3128-3133.

Riu, A., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L., Garcia, A., Canlet, C., Jouanin, I., Zalko, D. 2008. Disposition and metabolic profiling of [¹⁴C]-Decabromodiphenyl ether in pregnant Wistar rats. *Environment International* 34:318–329.

Riva, C., Binelli, A., Cogni, D., Provini, A. 2007. Evaluation of DNA damage induced by decabromodiphenyl ether (BDE-209) in hemocytes of *Dreissena polymorpha* using the comet and micronucleus assays. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 48:735-743.

SANDHOLM, A., B.-M. EMANUELSSON et E. KLASSON-WEHLER. 2003. « Bioavailability and half-life of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in rat », *Xenobiotica*, vol. 33, n° 11 (2003), p. 1149–1158.

SCHLABACH, M., E. MARIUSSEN, A. BORGES, C. DYE, E.-K. ENGE, E. STEINNES, N. GREEN et H. MOHN. 2006. *Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner*, Norsk institutt for luftforskning (NILU), Kjeller, Norvège, rapport 62/2002, p. 71 (en norvégien). Cité dans de Wit *et al.* (2006).

SELLSTRÖM, U., A. KIERKEGAARD, C. DE WIT et B. JANSSON. 1998. « Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 17 (1998), p. 1065-1072.

SELLSTRÖM, U., C.A. DE WIT, N. LUNDGREN et M. TYSKLIND. 2005. « Effect of sewage-sludge application on concentrations of higher brominated diphenyl ethers in soils and earthworms », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 9064-9070.

SETH, R., D. MACKAY et J. MUNCKE. 1999. « Estimating the organic carbon partition coefficient and its variability for hydrophobic chemicals », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 33 (1999), p. 2390-2394.

SHAW, S.D., D. BRENNER, M.L. BERGER, F. FANG, C.S. HONG, R. STORM, D. HILKER et P. O'KEEFE. 2007. *PBDEs, PCBs, and dioxin-like PCBs in harbor seals from the northwestern Atlantic.*, extrait des actes du colloque “The Fourth International Workshop on Brominated Flame Retardants” (BFR2007) de Amsterdam, tenu du 24 au 27 avril 2007.

Shaw, S.D., Berger, M.L., Brenner, D., Kannan, K., Lohmann, N., Päpke, O. 2009. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in the northwest Atlantic marine food web. *Sci. Total Environ.* 407:3323–3329.

- SKAARE, J.U. 2006.** *Renseignements personnels*, obtenus auprès du National Veterinary Institute/Norwegian School of Veterinary Science, Oslo, Norvège, en 2004. Cité dans de Wit *et al.* (2006).
- SÖDERSTRÖM, G., U. SELLSTRÖM, C.A. DE WIT et M. TYSKLIND. 2004.** « Photolytic debromination of decabromodiphenyl ether (DeBDE) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38, n° 1 (2004), p. 127-132.
- SØRMO, E.G., M.P. SAMLER, B.M. JENSSEN, H. HOP, K. BÆK, K.M. KOVACS, C. LYDERSEN, S. FALK-PETERSEN, G. GABRIELSEN, E. LIE et J.U. SKAARE. 2006.** « Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 25 (2006), p. 2502-2511.
- STAPLETON, H.M. 2006a.** *Brominated flame retardants: assessing the decaBDE debromination in the environment*, Health and Environmental Alliance [connu anciennement sous le nom de EPHA Environmental Network (EEN)], mai 2006.
- STAPLETON, H.M. 2006b.** *Degradation of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in house dust following sunlight exposure*, rapport préparé pour l'Agence de l'environnement (du Royaume-Uni), Unité de l'évaluation des produits chimiques [traduction], 2006b.
- STAPLETON, H.M., et J.E. BAKER. 2003.** *Debromination of BDE congeners by the common carp (Cyprinus carpio)*, tiré du 5th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment de Boston, Mass., les 22 et 23 août 2003.
- STAPLETON, H.M., et N.G. DODDER. 2006.** *Photodegradation of decabromodiphenyl ether (BDE 209) in natural and amended house dust*, résumé du symposium DIOXIN, 2006 de Oslo, tenu du 21 au 24 août 2006.
- STAPLETON, H.M., B. BRAZIL, R.D. HOLBROOK, C.L. MITCHELMORE, R. BENEDICT, A. KONSTANTINOV et D. POTTER. 2006.** « *In vivo* and *in vitro* debromination of decabromodiphenyl ether (BDE 209) by juvenile rainbow trout and common carp », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40 (2006), p. 4653-4658.
- STAPLETON, H.M., M. ALAEE, R.J. LETCHER et J.E. BAKER. 2004.** « Debromination of the flame retardant decabromodiphenyl ether by juvenile carp (*Cyprinus carpio*) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38 (2004), p. 112-119.
- STENZEL, J.I., et B.J. MARKLEY. 2001.** *Pentabromodiphenyl oxide: Determination of the water solubility*, Wildlife International Ltd., n° de projet 439C-109, 1997. Cité par les Communautés européennes (2001).
- THOMAS, G.O., S.E.W. MOSS, L. ASPLUND et A.J. HALL. 2005.** « Absorption of decabromodiphenyl ether and other organohalogen chemicals by grey seals (*Halichoerus grypus*) », *Environ. Pollut.*, vol. 133 (2005), p. 581-586.
- TITTELMIER, S.A., T. HALLDORSON, G.A. STERN et G.T. TOMY. 2002.** « Vapor pressures, aqueous solubilities and Henry's law constants of some brominated flame retardants », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 21, n° 9 (2002), p. 1804-1810.
- TOKARZ III, J.A., M.-Y. AHN, J. LENG, T.R. FILLEY et L. NIES. 2008.** « Reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers in anaerobic sediment and biomimetic system », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 42, n° 4 (2008), p. 1157-1164.
- TOMY, G.T., V.P. PALACE, T. HALLDORSON, E. BRAEKEVELT, R. DANELL, K. WAUTIER, B. EVANS, L. BRINKWORKTH et A.T. FISK. 2004.** « Bioaccumulation, biotransformation and biochemical effects of brominated diphenyl ethers in juvenile lake trout (*Salvelinus namaycush*) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 38, n° 5 (2004), p. 1496-1504.
- Tomy, G.T., Pleskach, K., Oswald, T., Halldorson, T., Helm, P.A., MacInnis, G., Marvin, C.H. 2008.** Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener-specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an Eastern Canadian Arctic Marine food web. *Environ. Sci. Technol.* 42:146-151.

- Tomy, G.T., Pleskach, K., Ferguson, S.H., Hare, J., Stern, G., MacInnis, G., Marvin, C.H., Loseto, L. 2009.** Trophodynamics of Some PFCs and BFRs in a Western Canadian Arctic marine food web. *Environ. Sci. Technol.* 43:4076-4081.
- ROYAUME-UNI. 2004.** *Update of the risk assessment of bis(pentabromophenyl) ether (decabromodiphenyl ether)*, n° du CAS : 1163-19-5, n° du EINECS : 214-604-9, dernière ébauche environnementale de mai 2004. Préparé par le Royaume-Uni au nom de l'Union européenne, 2004.
- ROYAUME-UNI. 2005.** *Addendum to the May 2004 environmental risk assessment report of decabromodiphenyl ether (N° du CAS 1163-19-5)*, premier projet d'un commentaire, mars 2007. Préparé par le Royaume-Uni au nom de l'Union européenne, 2005.
- ROYAUME-UNI. 2007a.** *Addendum to the May 2004 environmental risk assessment report of decabromodiphenyl ether (N° du CAS 1163-19-5)*, premier projet d'un commentaire, août 2005. Préparé par le Royaume-Uni au nom de l'Union européenne, 2007a.
- ROYAUME-UNI. 2007b.** *Environmental risk evaluation report: 1,1'-(Ethane-1,2-diyl)bis[penta-bromobenzene]*, n° du CAS : 84852-53-9, mai 2007. Préparé par le Royaume-Uni au nom de l'Union européenne, 2007b.
- Royaume-Uni. 2008.** Addendum to the May 2004 environmental risk assessment report of decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Premier projet d'un commentaire. Septembre 2008. Préparé par le Royaume-Uni au nom de l'Union européenne.
- Valters, K., Li, H., Alaei, M., D'Sa, I., Marsh, G., Bergman, Å., Letcher, R. 2005.** Polybrominated diphenyl ethers and hydroxylated and methoxylated brominated and chlorinated analogues in the plasma of fish from the Detroit River. *Environ. Sci. Technol.* 39:5612-5619.
- VAN DEN STEEN, E., A. COVACI, V.L.B. JASPERS, T. DAUWE, S. VOORSPOELS, M. EENS et R. PINXTEN. 2007.** « Accumulation, tissue-specific distribution and biotransformation of BDE 209 in European starlings (*Sturnus vulgaris*) », *Environ. Pollut.*, vol. 148 (2007), p. 648-653.
- VERREAULT, J., G.W. GABRIELSEN, R.J. LETCHER, D.C. MUIR et S. CHU. 2004.** *New and established organohalogen contaminants and their metabolites in plasma and eggs of glaucous gulls from Bear Island*, rapport SPFO n° : 914/2004, Norwegian Pollution Control Authority, 2004. Cité par le Royaume-Uni (2007a).
- VERREAULT, J., G.W. GABRIELSEN, S. CHU, D.C. MUIR, M. ANDERSEN, A. HAMAED et R.J. LETCHER. 2005.** « Flame retardants and methoxylated and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in two Norwegian Arctic top predators: glaucous gulls and polar bears », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 6021-6028.
- VERREAULT, J., W.A. GEBBINK, L.T. GAUTHIER, G.W. GABRIELSEN et R.J. LETCHER. 2007.** « Brominated flame retardants in glaucous gulls from the Norwegian Arctic: more than just an issue of polybrominated diphenyl ethers », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 14 (2007), p. 4931-4931.
- VOORSPOELS, S., A. COVACI, P. LEPOM, S. ESCUTENAIRE et P. SCHEPENS. 2006a.** « Remarkable findings concerning the terrestrial top-predator red fox (*Vulpes vulpes*) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 40 (2006a), p. 2937-2943.
- VOORSPOELS, S., A. COVACI, P. LEPOM, V.L.B. JASPERS et P. SCHEPENS. 2006b.** « Levels and distribution of polybrominated diphenyl ethers in various tissues of birds of prey », *Environ. Pollut.*, vol. 144 (2006b), p. 218-227.
- VOORSPOELS, S., A. COVACI, V.L.B. JASPERS, H. NEELS et P. SCHEPENS. 2007.** « Biomagnification of PBDEs in three small terrestrial food chains », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41 (2007), p. 411-416.
- VORKAMP, K., M. THOMSEN, K. FALK, H. LESLIE, S. MØLLER et P.B. SØRENSEN. 2005.** « Temporal development of brominated flame retardants in peregrine falcon (*Falco peregrinus*) eggs from South Greenland (1986-2003) », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 39 (2005), p. 8199-8206.

- WANG, Y., X. LI, A. LI, T. WANG, Q. ZHANG, P. WANG, J. FU et G. JIANG. 2007.** « Effect of municipal sewage treatment plant effluent on bioaccumulation of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in recipient water », *Environ. Sci. Technol.*, vol. 41, n° 17, p. 6026-6032.
- WANIA, F., et C. DUGANI. 2003.** « Assessing the long-range transport potential of polybrominated diphenyl ethers: a comparison of four multimedia models », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 22, n° 6 (2003), p. 1252–1261.
- WATANABE, I., et S. SAKAI. 2003.** « Environmental release and behavior of brominated flame retardants », *Environ. Int.*, vol. 29, n° 6, (2003), p. 665-682.
- Watanabe I. et R. Tatsukawa. 1987.** Formation of brominated dibenzofurans from photolysis of flame retardant decabromodiphenyl ether in hexane solution by UV and sun light. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 953-959
- WATANABE, I., et R. TATSUKAWA. 1990.** *Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment*, extrait du procès-verbal de l'Atelier sur les ignifugeants aromatiques brominés [traduction], tenu à Skokloster, Suède, du 24 au 26 octobre 1989. Swedish National Chemicals Inspectorate, KEMI, Solna, Suède, 1990, p. 63-71.
- WATANABE, I., T. KASHIMOTO et R. TATSUKAWA. 1987.** « Polybrominated biphenyl ethers in marine fish, shellfish and river and marine sediments in Japan », *Chemosphere*, vol. 16 (1987), p. 2389-2396. Cité dans Communautés européennes (2002).
- WEBSTER, E., D. MACKAY, A. DI GUARDO, D. KANE et D. WOODFINE. 2004.** « Regional differences in chemical fate model outcome », *Chemosphere*, vol. 55 (2004), p. 1361–1376.
- Wu, J.P., Luo, X.-J., Zhang, Y., Yu, M., Chen, S.-J., Mai, B.-X., Yang, Z.-Y. 2009.** Biomagnification of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls in a highly contaminated freshwater food web from South China. *Environ. Pollut.* 157:904–909.
- XIANG, C.-H., X.-J. LUI, S.-J. CHEN, M. YU, B.-X. MAI et E.Y. ZENG. 2007.** « Polybrominated diphenyl ethers in biota and sediments of the Pearl River Estuary, South China », *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 26, n° 4 (2007), p. 616-623.
- Yu, M., Luo, X.-J., Wu, J.P., Chen, S.-J., Mai, B.-X. 2009.** Bioaccumulation and trophic transfer of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in biota from the Pearl River Estuary, South China. *Environ. Int.* 35:1090–1095.
- ZHOU, J., W. JIANG, J. DING, Z. ZHANG et S. GAO. 2007.** « Effect of Tween 80 and β -cyclodextrin on degradation of decabromodiphenyl ether (BDE209) by white rot fungi », *Chemosphere*, vol. 70 (2007), p. 172-177

Annexe A – Données de concentration dans le biote

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|--------------------------------|-------|-------------|---|--------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|--------|--------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| <u>OISEAUX DE PROIE</u> | | | | | | | | | | | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Muscle | 6 | 21 % | 2 150 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Foie | 6 | 21 % | 2 870 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Rein | 6 | 21 % | 483 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Muscle | 11 | 21 % | 192 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Foie | 11 | 21 % | 249 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Rein | 11 | 21 % | 83 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Épervier du Japon <i>Accipiter gularis</i> | Muscle | 6 | 21 % | 75 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Épervier du Japon <i>Accipiter gularis</i> | Foie | 6 | 21 % | 78 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Épervier du Japon <i>Accipiter gularis</i> | Rein | 6 | 21 % | 33 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Chevêche d'Athéna <i>Athene noctua</i> | Muscle | 6 | 21 % | 150 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Chevêche d'Athéna <i>Athene noctua</i> | Foie | 6 | 21 % | 96 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Chevêche d'Athéna <i>Athene noctua</i> | Rein | 6 | 21 % | 40 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Petit-duc d'Orient <i>Otus sunia</i> | Muscle | 6 | 21 % | 537 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> . (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Petit-duc d'Orient <i>Otus sunia</i> | Foie | 6 | 21 % | 174 | | ng/g | Moyenne | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Données de concentration | | | | Statistiques | Seuil de détection |
|------------------------------|----------------|--------------|---|--------|---------------------------|-----------------------------|-----------------|----------------|--------|--|--------------------|
| | | | | | | Concentrations non décelées | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Petit-duc d'Orient <i>Otus sunia</i> | Rein | 6 | 21 % | 59 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Hibou moyen-duc <i>Asio otus</i> | Muscle | 6 | 21 % | 9,5 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Hibou moyen-duc <i>Asio otus</i> | Foie | 6 | 21 % | 107 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Hibou moyen-duc <i>Asio otus</i> | Rein | 6 | 21 % | 23 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> l. (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Buse de Chine <i>Buteo hemilasius</i> | Muscle | 3 | 21 % | 21 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Buse de Chine <i>Buteo hemilasius</i> | Foie | 3 | 21 % | 58 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Buse de Chine <i>Buteo hemilasius</i> | Rein | 3 | 21 % | 29 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Muscle | 3 | 21 % | 26 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Foie | 3 | 21 % | 71 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2007) | Chine | 2004 à 2006 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Rein | 3 | 21 % | 93 | | ng/g | Moyenne | |
| Chen <i>et al.</i> (2008) | États-Unis, NE | 1996 à 2006 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 114 | 0 | | 1,4 à 420 (26) | ng/g | Intervalle (médiane entre parenthèses) | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Royaume-Uni | Non précisée | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Foie | 6 | 2 sur 6 | < 5,7 à 181 | < 0,17 à 6,7 | µg/kg | Intervalle | 0,08 à 9,8 |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Royaume-Uni | Non précisée | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Muscle | 5 | Aucune | 53 à 344 | 1,8 à 9,5 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Royaume-Uni | Non précisée | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 6 | 4 sur 6 | < 1,8 à 108 | < 0,08 à 7,5 | µg/kg | Intervalle | Lipides : |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 20 | 9 sur 20 | < 4 à 412 | < 0,3 à 21 | µg/kg | Intervalle | 1,5 à 200 |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Foie | 4 | Tous | < 82 à < 200 | < 3,2 à < 9,8 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Muscle | 5 | Aucune | 13 à 275 | 0,26 à 2,2 | µg/kg | Intervalle | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|------------------------------|-----------------|--------------|--|--------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|---------------|--------|--------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Œufs | 5 | 2 sur 5 | < 2,1 à 38 | < 0,16 à 1,5 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Foie | 5 | 3 sur 5 | < 5,8 à 120 | < 0,26 à 5,5 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Muscle | 5 | 4 sur 5 | < 4,2 à 10 | < 0,11 à 0,29 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Effraie des clochers <i>Tyto alba</i> | Foie | 5 | 2 sur 5 | < 2,6 à 37 | < 0,13 à 2,5 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Effraie des clochers <i>Tyto alba</i> | Muscle | 5 | 4 sur 5 | < 6,3 à 14 | < 0,5 à 1,2 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Effraie des clochers <i>Tyto alba</i> | Œufs | 4 | 1 sur 4 | < 20 à 30 | < 2 à 1,7 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Busard cendré <i>Circus pygargus</i> | Œufs | 4 | 1 sur 4 | < 2,1 à 28 | < 0,12 à 1,3 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Busard des roseaux <i>Circus æruginosus</i> | Œufs | 2 | Tous | < 2 à < 2,4 | < 0,09 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Pygargue | Œufs | 1 | Aucune | 6,2 | 0,48 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Balbusard pêcheur <i>Pandion haliaëtus</i> | Œufs | 3 | Tous | < 4 à < 27 | < 0,2 à < 1,5 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Aigle royal <i>Aquila chrysaetos</i> | Œufs | 5 | Tous | < 4,1 | < 0,2 | µg/kg | Intervalle | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Faucon émerillon <i>Falco columbarius</i> | Œufs | 2 | 1 sur 2 | < 43 à 4,3 | < 3,8 à 0,3 | µg/kg | Intervalle | |
| Herzke <i>et al.</i> (2005) | Norvège du Nord | 1993 à 2000 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 9 | | Décelée | | ng/g | Médiane | |
| Herzke <i>et al.</i> (2005) | Norvège du Nord | 1992 à 2002 | Aigle royal <i>Aquila chrysaetos</i> | Œufs | 15 | | Décelée | | ng/g | Médiane | |
| Herzke <i>et al.</i> (2005) | Norvège du Nord | 1995 à 2000 | Faucon émerillon <i>Falco columbarius</i> | Œufs | 9 | | Décelée | | ng/g | Médiane | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Effraie des clochers <i>Tyto alba</i> | Foie | 7 | Certains | 59 | | ng/g | Médiane | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Effraie des clochers <i>Tyto alba</i> | Muscle | 7 | La plupart | 68 | | ng/g | Médiane | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Hibou moyen-duc <i>Asio otus</i> | Foie | 6 | La plupart | 66 | | ng/g | Médiane | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|-------------------------------|----------------------|--------------|--|--------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|--------|--|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Hibou moyen-duc <i>Asio otus</i> | Muscle | 6 | Tous | < 2,25 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Foie | 16 | Tous | < 2,25 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Muscle | 16 | Tous | < 2,25 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Foie | 5 | Certains | 52 | | ng/g | Médiane | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Muscle | 5 | Tous | < 2,25 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Foie | 5 | La plupart | 85 | | ng/g | Médiane | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 à 2004 | Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> | Muscle | 5 | Tous | < 2,25 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Japon (littoral) | 1994 | Pygargue empereur <i>Haliaeetus pelagicus</i> | Muscle | 1 | 1 | < 0,5 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Japon (arrière-pays) | 1994 et 1995 | Aigle royal <i>Aquila chrysaetos</i> | Muscle | 2 | 1 | < 0,5 à 10 | | ng/g | Intervalle | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Japon (arrière-pays) | 1997 | Goshawk <i>Accipiter gentilis</i> | Muscle | 1 | 0 | 120 | | ng/g | | |
| Lindberg <i>et al.</i> (2004) | Suède (en captivité) | 1988 à 1999 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 4 | 2 | < 7 à 9 (8,1) | | ng/g | Intervalle (moyenne géométrique entre parenthèses) | |
| Lindberg <i>et al.</i> (2004) | Suède du Sud | 1992 à 1999 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 8 | 1 | < 20 à 430 (86) | | ng/g | Intervalle (moyenne géométrique entre parenthèses) | |
| Lindberg <i>et al.</i> (2004) | Suède du Nord | | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 8 | 0 | 28 à 190 (80) | | ng/g | Intervalle (moyenne géométrique entre parenthèses) | |
| Lindberg <i>et al.</i> (2004) | Suède du Nord | 1991 à 1999 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 18 | | 110 | | ng/g | Moyenne | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|----------------------------------|----------------------------------|-------------|---|---------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|------------------------|--------|---|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Potter <i>et al.</i> (2009) | États-Unis, Maryland et Virginie | 1993 à 2002 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 23 | 0 | | 0,186 à 48,2 (6,35) | ng/g | Intervalle (médiane entre parenthèses) | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Cerveau | 29 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Gras | 16 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Foie | 3 | La plupart | 19 à 190 (79) | | ng/g | Intervalle (moyenne) | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Muscle | 29 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Buse variable <i>Buteo buteo</i> | Sérum | 20 | Certains | 2 à 58 (15) | | ng/g | Intervalle (moyenne) | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Hiboux | Cerveau | 8 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Hiboux | Gras | 1 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Hiboux | Foie | 8 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Hiboux | Muscle | 8 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Hiboux | Sérum | 3 | La plupart | 9 | | ng/g | Moyenne | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Cerveau | 7 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Gras | 2 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Foie | 7 | La plupart | 15 à 19 | | ng/g | Intervalle | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Muscle | 7 | Tous | | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001 à 2003 | Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> | Sérum | 2 | Aucune | 16 à 36 | | ng/g | Intervalle | |
| Vorkamp <i>et al.</i> (2005) | Groenland | 1986 à 2003 | Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> | Œufs | 37 | 0 | 3,8 à 250 (11) | | ng/g | Intervalle (médiane) | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|---|---|----------------------|---|----------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|--------|--------------|-----------------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Milan royal <i>Milvus milvus</i> | Œufs | 4 | 3 sur 4 | < 2,1 à 29,1 | < 0,09 à 2,3 | µg/kg | | |
| <u>POISSONS ET INVERTÉBRÉS D'EAU DOUCE</u> | | | | | | | | | | | |
| Hale <i>et al.</i> (2002) | États-Unis; région du centre du littoral de l'Atlantique | 2000 | Crapet arlequin <i>Lepomis macrochirus</i> | Muscle | | | | | µg/kg | | |
| Hale <i>et al.</i> (2002) | États-Unis; région du centre du littoral de l'Atlantique | 2000 | Crapet arlequin <i>Lepomis macrochirus</i> | Le reste du corps | | | | | µg/kg | | |
| Eljarrat <i>et al.</i> (2007) | Espagne | Nov. 2004 et 2005 | Carpe commune <i>Cyprinus carpio</i> | Muscle | 2 | Aucune | 63,7 à 95,3 | | ng/g | Intervalle | 2 à 19 pg/g poids humide |
| | | | Barbillon <i>Barbus grællsii</i> | Muscle | 13 | 1 sur 13 | N/D à 707 | | ng/g | Intervalle | 2 à 19 pg/g poids humide |
| de Boer <i>et al.</i> (2003) | Pays-Bas | 1999 | Moules d'eau douce <i>Dreissena polymorpha</i> | | | | | < 4 à < 34 | µg/kg | | |
| Dodder <i>et al.</i> (2002) | Nord-Est des États-Unis; lac Supérieur | 1994 | Éperlan <i>Osmerus mordax</i> | Corps entier | | | | < 1,5 | µg/kg | | |
| Dodder <i>et al.</i> (2002) | Lac Ontario | 1994 | Éperlan <i>Osmerus mordax</i> | Corps entier | | | | < 1,6 | µg/kg | | |
| Dodder <i>et al.</i> (2002) | Lake of the Ozarks, Missouri | 1999 | Marigane blanche, crapet arlequin <i>Pomoxis annularis</i> , <i>Lepomis macrochirus</i> | Corps entier | | | | < 1,4 | µg/kg | | |
| Dodder <i>et al.</i> (2002) | Lac Hadley, Indiana | 1999 | Marigane blanche, crapet arlequin <i>Pomoxis annularis</i> , <i>Lepomis macrochirus</i> | Corps entier | | | | < 1,4 | µg/kg | | |
| Dodder <i>et al.</i> (2002) | Lac Hadley, Indiana | 1999 | Marigane blanche, crapet arlequin <i>Pomoxis annularis</i> , <i>Lepomis macrochirus</i> | Muscle | | | | < 1,4; < 1,3 | µg/kg | | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Données de concentration | | | | | |
|--------------------------|--|------|---|-----------|---------------------------|-----------------------------|-----------------|--------------|----------------|------------------------|--------------------|
| | | | | | | Concentrations non décelées | Masse lipidique | Poids humide | Unités | Statistiques | Seuil de détection |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Carpe à grosse tête (d'élevage) <i>Aristichthys nobilis</i> | Peau | 8 | | | 6,78 ± 6,47 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Carpe à grosse tête (d'élevage) <i>Aristichthys nobilis</i> | Branchies | 8 | | | 1,18 ± 1,28 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Carpe à grosse tête (d'élevage) <i>Aristichthys nobilis</i> | TGI | 8 | | | 2,09 ± 3,11 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Carpe à grosse tête (d'élevage) <i>Aristichthys nobilis</i> | Foie | 8 | | | 0,85 ± 2,07 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Carpe à grosse tête (d'élevage) <i>Aristichthys nobilis</i> | Muscle | 8 | | | 0,48 ± 0,56 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson mandarin (d'élevage) <i>Siniperca chuatsi</i> | Peau | 8 | | | 7,68 ± 5,46 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson mandarin (d'élevage) <i>Siniperca chuatsi</i> | Branchies | 8 | | | 1,34 ± 1,86 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson mandarin (d'élevage) <i>Siniperca chuatsi</i> | TGI | 8 | | | 3,55 ± 4,60 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson mandarin (d'élevage) <i>Siniperca chuatsi</i> | Foie | 8 | | | 1,57 ± 3,05 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson mandarin (d'élevage) <i>Siniperca chuatsi</i> | Muscle | 8 | | | 0,22 ± 0,41 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson à tête de serpent (d'élevage) <i>Nemipterus virgatus</i> | Peau | 8 | | | 1,61 ± 2,09 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson à tête de serpent (d'élevage) <i>Nemipterus virgatus</i> | Branchies | 8 | | | 2,22 ± 2,75 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, | | Poisson à tête de serpent (d'élevage) | TGI | 8 | | | 0,99 ± 2,80 | ng/g poids | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | Unités | Statistiques | Seuil de détection |
|--------------------------------|--|-------------------|---|-----------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|-----------------------------|----------------|-------------------------|------------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | | | |
| | Sud de la Chine | | <i>Nemipterus virgatus</i> | | | | | | sec | | |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson à tête de serpent (d'élevage) <i>Nemipterus virgatus</i> | Foie | 8 | | | 0,22 ± 0,59 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Poisson à tête de serpent (d'élevage) <i>Nemipterus virgatus</i> | Muscle | 8 | | | ND | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Ismail <i>et al.</i> 2009 | Lac Ontario | 1979 à 2004 | Touladi <i>Salvelinus namaycush</i> | Corps entier | 29 (4 ou 5 par année) | Aucune | 2,3 (± 0,5) à 12 (± 5,3) | 0,27 (± 0,30) à 1,3 (± 0,8) | ng/g | Moyenne (± erreur-type) | 0,23 ng/g poids humide |
| Sellström <i>et al.</i> (1998) | Suède | 1995 | Grand brochet <i>Esox lucius</i> | Muscle | | | | | µg/kg | | |
| Sellström <i>et al.</i> (1998) | Suède | 1995 | Grand brochet <i>Esox lucius</i> | Muscle | | | non décelée – trace | | µg/kg | | |
| Sellström <i>et al.</i> (1998) | Suède | 1995 | Grand brochet <i>Esox lucius</i> | Muscle | | | non décelée – trace | | µg/kg | | |
| Wang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Lichen | Spécimen entier | 1 | Aucune | | 1 572 | ng/g poids sec | | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Oligochète <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> | Spécimen entier | 1 | Aucune | | 11,37 | ng/g poids sec | | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Cochenille | Spécimen entier | 1 | Aucune | | 114 | ng/g poids sec | | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Zooplancton <i>Monia rectirostris</i> , <i>Monia micrura</i> , <i>Monia macrocopa</i> | Spécimen entier | 1 | Aucune | | 151,9 | ng/g poids sec | | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Carpe commune <i>Cyprinus carpio</i> | Spécimen entier | 4 | 75 % | | 5 | ng/g poids sec | | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Tilapia du Mozambique <i>Tilapia nilotica</i> | Spécimen entier | 3 | 100 % | | < 1 | ng/g poids sec | | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Poisson-chat <i>Silurus meridionalis</i> | Spécimen entier | 4 | Certains | | 19,32 | ng/g poids sec | Moyenne | 1 ng/g poids sec |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|---------------------------------------|--------------------------|-------------------|---|-----------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|----------------|--------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Cyprin doré <i>Carassius auratus</i> | Spécimen entier | 5 | Certains | | 1,79 | ng/g poids sec | Moyenne | 1 ng/g poids sec |
| Wang <i>et al.</i> (2008) | Chine | Sept. à déc. 2006 | Tortue de Reeves <i>Chinemys reevesii</i> | Spécimen entier | 3 | Certains | | 2,63 | ng/g poids sec | Moyenne | 1 ng/g poids sec |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Sciænidé <i>Pseudosiaena crocea</i> | Muscle | 13 | Certains | 117,4 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Bramidé <i>Platycephalus argenteus</i> | Muscle | 10 | Certains | 24,4 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Poisson à tête plate <i>Platycephalus indicus</i> | Muscle | 17 | Certains | 0 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Poisson plat <i>Cynoglossus robustus</i> | Muscle | 8 | Certains | 0 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Bombay duck <i>Harpodon nehereus</i> | Muscle | 9 | Certains | 0 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Crevette jinga <i>Metapenæus affinis</i> | Tissu mou | 10 | Certains | 0 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Crustacé <i>Metapenæus crocea</i> | Tissu mou | 10 | Certains | 30,0 | | ng/g | Médiane | |
| Xiang <i>et al.</i> (2007) | Chine | Avril à août 2004 | Squille-mante <i>Oratosquilla oratoria</i> | Tissu mou | 9 | Certains | 42,47 | | ng/g | Médiane | |
| <u>MAMMIFÈRES – HERBIVORES</u> | | | | | | | | | | | |
| Lichota <i>et al.</i> (2004) | Île de Vancouver, Canada | 2001 | Marmotte de l'île de Vancouver <i>Marmota vancouverensis</i> | Gras | | | 0,5 | | µg/kg | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2007) | Flandre, Belgique | 2001 | Mulot sylvestre <i>Apodemus sylvaticus</i> | Foie et muscle | 12 | Tous | < 17 | | ng/g | | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2007) | Flandre, Belgique | 2001 | Campagnol roussâtre <i>Clethrionomys glareolus</i> | Foie et muscle | 12 | Tous | < 17 | | ng/g | | |
| <u>MAMMIFÈRES – PRÉDATEURS</u> | | | | | | | | | | | |
| Mariussen <i>et al.</i> (2004) | Norvège | 1995 | Orignal <i>Alces alces</i> | Foie | Non indiqué | | 0,8 | | ng/g | Moyenne | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|----------------------------------|--------------------------------------|--------------|--|----------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------------------|--------|----------------------------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Christensen <i>et al.</i> (2005) | Côte de la Colombie-Britannique | 2003 | Grizzly <i>Ursus arctos horribilis</i> | Gras ou muscle | 6 | Non indiqué | ~ 0,1 à 2,77 | | µg/kg | Intervalle (tiré d'un graphique) | |
| Christensen <i>et al.</i> (2005) | Intérieur de la Colombie-Britannique | 2003 | Grizzly <i>Ursus arctos horribilis</i> | Gras ou muscle | 6 | Non indiqué | ~ 0,5 à 41,71 | | µg/kg | Intervalle (tiré d'un graphique) | |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Ours polaire <i>Ursus maritimus</i> | Petit lard | 4 | 0 | 0,03 à 0,16 (0,09) | | ng/g | Intervalle (moyenne) | |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Ours polaire <i>Ursus maritimus</i> | Petit lard | 4 | 0 | | 0,075 à 0,04 (0,0225) | ng/g | Intervalle (moyenne) | |
| Mariusson <i>et al.</i> (2004) | Norvège | 1993 et 1994 | Lynx <i>Lynx lynx</i> | Foie | 7 | | 0,1 | | ng/g | Moyenne | |
| Muir <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | | Ours polaire <i>Ursus maritimus</i> | Tissu adipeux | 15 | | < 1 | | ng/g | Moyenne | |
| Muir <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | | Ours polaire <i>Ursus maritimus</i> | Tissu adipeux | 44 | | < 1 | | ng/g | Moyenne | |
| Skaare (2004) | Svalbard | 2001 à 2003 | Ours polaire <i>Ursus maritimus</i> | Tissu adipeux | | | 1 | | ng/g | Moyenne | |
| Verrault <i>et al.</i> (2005) | Svalbard, Norvège | 2002 | Ours polaire (femelle) <i>Ursus maritimus</i> | Plasma | 15 | 93 % | | < 0,06 à 0,1 | ng/g | Intervalle | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006a) | Belgique | 2003 et 2004 | Renard roux <i>Vulpes vulpes</i> | Foie | 30 | 60 % | < 9,1 à 760 | | ng/g | Intervalle | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006a) | Belgique | 2003 à 2004 | Renard roux <i>Vulpes vulpes</i> | Muscle | 33 | 79 % | < 3,9 à 290 | | ng/g | Intervalle | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006a) | Belgique | 2003 et 2004 | Renard roux <i>Vulpes vulpes</i> | Tissu adipeux | 27 | 85 % | < 3,7 à 200 | | ng/g | Intervalle | |

POISSONS DE MER

| | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-------------------------------|------|---|--|--|--|--------------|-----------------|-------|--|
| Akutsu <i>et al.</i> (2001) | Mer intérieure de Seto, Japon | 1998 | Congre | | | | < 0,2 à 0,53 | < 0,020 à 0,029 | µg/kg | |
| Akutsu <i>et al.</i> (2001) | Mer intérieure de Seto, Japon | 1998 | Cardeau hirame <i>Paralichthys olivaceus</i> | | | | 1,9 à 3,2 | 0,015 à 0,022 | µg/kg | |
| Akutsu <i>et al.</i> (2001) | Mer intérieure de Seto, Japon | 1998 | Mulet cabot <i>Mugil cephalus</i> | | | | < 0,2 à 0,25 | < 0,010 à 0,013 | µg/kg | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|------------------------------|-------------------------------|-------------|--|------------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|-------------------|--------|--------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Akutsu <i>et al.</i> (2001) | Mer intérieure de Seto, Japon | 1998 | Chinchard | | | | < 0,2 à 1,4 | < 0,030 à 0,047 | µg/kg | | |
| Akutsu <i>et al.</i> (2001) | Mer intérieure de Seto, Japon | 1998 | Daurade japonaise <i>Pagrus major</i> | | | | < 0,2 à 0,74 | < 0,010 à 0,020 | µg/kg | | |
| Akutsu <i>et al.</i> (2001) | Mer intérieure de Seto, Japon | 1998 | Bar commun <i>Lateolabrax japonicus</i> | | | | 0,40 à 0,81 | 0,0087 à 0,017 | µg/kg | | |
| Burreau <i>et al.</i> (2004) | Estuaire Lumparn | Non révélée | Gardon <i>Rutilus rutilus</i> | Muscle | 8 | 5 | 48 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2004) | Estuaire Lumparn | Non révélée | Perche commune <i>Perca fluviatilis</i> | Muscle | 33 | 21 | 1,3 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2004) | Estuaire Lumparn | Non révélée | Grand brochet <i>Esox lucius</i> | Muscle | 25 | 21 | 1,7 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2006) | Mer Baltique | 1998 | Sprat <i>Sprattus sprattus</i> | Muscle | 6 | 3 | 0,082 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2006) | Mer Baltique | 1998 | Hareng <i>Clupea harengus</i> | Muscle | 5 | 1 | 0,24 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2006) | Mer Baltique | 1998 | Saumon de l'Atlantique <i>Salmo salar</i> | Muscle | 10 | 7 | 0,41 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2006) | Océan Atlantique Nord | 1999 | Petit hareng <i>Clupea harengus</i> | Muscle | 6 | 0 | 0,31 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2006) | Océan Atlantique Nord | 1999 | Hareng <i>Clupea harengus</i> | Muscle | 6 | 3 | 0,039 | | ng/g | Médiane | |
| Burreau <i>et al.</i> (2006) | Océan Atlantique Nord | 1999 | Saumon de l'Atlantique <i>Salmo salar</i> | Muscle | 10 | 0 | N/D | | ng/g | Médiane | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Maquereau <i>Scomber scombrus</i> | Muscle | | | | < 2 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Hareng <i>Clupea harengus</i> | Foie | | | < 4,6 à < 11 | < 0,300 à < 0,520 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Hareng <i>Clupea harengus</i> | Filet | | | < 1,4 à < 2,6 | < 0,160 à < 0,250 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Hareng <i>Clupea harengus</i> | Laitance et œufs | | | < 1,9 à < 5,0 | < 0,130 à < 0,200 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Morue | Foie | | | < 0,22 à < 53 | < 0,110 à 0,380 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Morue | Filet | | | < 8,1 à < 40 | < 0,049 à < 0,170 | µg/kg | | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|------------------------------|--|------------|--|--------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------|------------------------|-------------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Sillago <i>Merlangius merlangius</i> | Foie | | < 0,4 à < 1,2 | < 0,280 à < 0,610 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Sillago <i>Merlangius merlangius</i> | Filet | | < 6,5 à < 13 | < 0,042 à < 0,078 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Sprat <i>Sprattus sprattus</i> | Corps entier | | < 10 | < 0,5 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Sillago <i>Merlangius merlangius</i> | Corps entier | | < 33 | < 0,5 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Sillago <i>Merlangius merlangius</i> | Muscle | | < 33 à < 100 | < 0,5 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Sillago <i>Merlangius merlangius</i> | Foie | | < 1,56 | – | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Cardeau hirame <i>Paralichthys olivaceus</i> | Foie | | < 2,7 | < 0,5 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Escaut occidental, Pays-Bas | 1999 | Lançon commun <i>Hyperoplus lanceolatus</i> | | | < 18 à < 22 | < 0,2 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2003) | Pays-Bas | 1999 | Cardeau hirame <i>Paralichthys olivaceus</i> | | | | < 0,2 à < 6 | µg/kg | | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2003) | Pays-Bas | 1999 | Dorade | | | | < 0,03 à < 21 | µg/kg | | | |
| Fjeld <i>et al.</i> (2004) | Svolvaer, Lofoten, Norvège | 2002 | Morue <i>Gadus morhua</i> | Foie | 21 | 0,99 | | ng/g | Moyenne | | |
| Fjeld <i>et al.</i> (2004) | Varangerfjorden, Norvège | 1998, 2002 | Morue <i>Gadus morhua</i> | Foie | 21 | 0,98 | | ng/g | Moyenne | | |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Vivaneau cramoisi (d'élevage) <i>Lutjanus erythropterus</i> | Peau | 8 | | 1,47 ± 2,72 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec | |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Vivaneau cramoisi (d'élevage) <i>Lutjanus erythropterus</i> | Branchies | 8 | | 0,30 ± 0,55 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec | |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Vivaneau cramoisi (d'élevage) <i>Lutjanus erythropterus</i> | TGI | 8 | | 1,06 ± 2,99 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec | |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, | | Vivaneau cramoisi (d'élevage) <i>Lutjanus erythropterus</i> | Foie | 8 | | 0,59 ± 1,25 | ng/g poids | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | | |
|----------------------------|--|------|--|--------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|----------------------|----------------|------------------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | Statistiques | Seuil de détection |
| | Sud de la Chine | | | | | | | | sec | | |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Vivaneau cramoisi (d'élevage) <i>Lutjanus erythropterus</i> | Muscle | 8 | | | 0,048 ± 0,14 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Cohana doré <i>Nemipterus virgatus</i> | Peau | 8 | | | 15,54 ± 24,81 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Cohana doré <i>Nemipterus virgatus</i> | Branchies | 8 | | | 2,69 ± 5,47 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Cohana doré <i>Nemipterus virgatus</i> | TGI | 8 | | | ND | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Cohana doré <i>Nemipterus virgatus</i> | Foie | 8 | | | 0,31 ± 0,83 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Guo <i>et al.</i> (2009) | Delta de la rivière Pearl, Sud de la Chine | | Cohana doré <i>Nemipterus virgatus</i> | Muscle | 8 | | | 0,089 ± 0,25 | ng/g poids sec | Moyenne (± écart-type) | 10 ng/g poids sec |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Morue polaire <i>Boreogadus saida</i> | Corps entier | 7 | 0 | 0,05 à 0,42 (0,2) | | ng/g | Intervalle (moyenne) | |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Morue polaire <i>Boreogadus saida</i> | Corps entier | 7 | 0 | | 0,006 à 0,05 (0,024) | ng/g | Intervalle (moyenne) | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Perche <i>Bairdiella chrysoura</i> | Muscle | 6 | Tous | < 0,022 | | ng/g | MSD | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Mulet cabot <i>Mugil cephalus</i> | Muscle | 6 | Tous | < 0,022 | | ng/g | MSD | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Acoupa pintade <i>Cynoscion nebulosus</i> | Muscle | 7 | Tous | < 0,022 | | ng/g | MSD | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Tambour ocellé <i>Sciænops ocellatus</i> | Muscle | 11 | Tous | < 0,022 | | ng/g | MSD | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Poisson-chat <i>Arius felis</i> | Muscle | 8 | | | 4,5 | ng/g | Moyenne | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Raie <i>Dasyatis Sabina</i> | Muscle | 7 | | | 0,1 | ng/g | Moyenne | |
| Johnson-Restropo | Côtes de la | 2004 | Aiguillat commun | Muscle | 5 | | | 16,9 | ng/g | Moyenne | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|----------------------------------|----------------------------|--------------|---|-----------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------|-------------------|--------------|--------------------|
| | | | | | | Concentrations non décelées | Masse lipidique | Poids humide | | |
| (2005) | Floride | | <i>Squalus acanthias</i> | | | | | | | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2004 | Requin à nez pointu <i>Rhizoprionodon terraenovæ</i> | Muscle | 5 | | 514,3 | | ng/g | Moyenne |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 1993 et 1994 | Requin bouledogue <i>Carcharhinus leucas</i> | Muscle | 6 | | 39 | | ng/g | Moyenne |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | 2002 à 2004 | Requin bouledogue <i>Carcharhinus leucas</i> | Muscle | 7 | | 778 | | ng/g | Moyenne |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Mulet <i>Mugilidæ</i> | | 4 | | | | µg/kg | |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Gobie | | 2 | | | | µg/kg | |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Sardine | | 2 | | | | µg/kg | |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Bar commun | | 1 | | | | µg/kg | |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Chinchard | | 1 | | | | µg/kg | |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Maquereau <i>Scomber scombrus</i> | | 1 | | | | µg/kg | |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Ceinture d'argent | | 1 | | | | µg/kg | |
| <u>INVERTÉBRÉS MARINS</u> | | | | | | | | | | |
| Bureau <i>et al.</i> (2006) | Mer Baltique | 1999 | Zooplankton <i>Calanoid sp.</i> | Muscle | 3 | Aucune | 2,1 | | ng/g | Médiane |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Étoile de mer Asteroidea | Cæcum pylorique | | | < 2,0 à 8,9 | < 0,150 à 0,310 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Bernard l'ermite | Abdomen | | | < 1,1 à 7,0 | < 0,1600 à 0,470 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Buccin mâle Haustellum brandaris | Corps entier | | | < 1,9 à < 14 | < 0,052 à < 0,190 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Crevette | Corps entier | | | < 2,4 à < 5,6 | < 0,073 à < 0,081 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Crevette | Corps entier | | | < 100 | < 0,5 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Vers polychètes | Corps entier | | | < 50 | < 0,5 | µg/kg | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|-------------------------------|-----------------------------|-------------|--|----------------------------|--------------------------------|-----------------------------|-----------------|---------------|--------------|--------------------|
| | | | | | | Concentrations non décelées | Masse lipidique | Poids humide | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Étoile de mer | Corps entier et tentacules | | | < 9 | < 0,5 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Escaut occidental, Pays-Bas | 1999 | Mysis effilée | | | | < 20 à 93 | < 0,2 à 0,98 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Escaut occidental, Pays-Bas | 1999 | Copépode | | | | < 37 | < 0,3 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Escaut occidental, Pays-Bas | 1999 | Chabot tacheté | | | | < 6,0 à < 17 | < 0,1 à < 0,4 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (2003) | Pays-Bas | 1999 | Moules d'eau de mer | | | | | < 4 à < 5 | µg/kg | |
| Fjeld <i>et al.</i> (2004) | Svolvaer, Lofoten, Norvège | 2002 | Moules bleues <i>Mytilus edulis</i> | Muscle | 20 | | 33 | | ng/g | Moyenne |
| Fjeld <i>et al.</i> (2004) | Varangerfjorden, Norvège | 2002 | Moules bleues <i>Mytilus edulis</i> | Muscle | 50 | | 3,6 | | ng/g | Moyenne |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Amphipode <i>Gammarus wilkitzkii</i> | Corps entier | 1 (échantillon composite de 5) | 0 | 7,22 | | ng/g | Moyenne |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Amphipode <i>Gammarus wilkitzkii</i> | Corps entier | 1 (échantillon composite de 5) | 0 | | 0,28 | ng/g | Moyenne |
| Watanabe <i>et al.</i> (1987) | Japon | 1981 à 1985 | Lampsile rayée <i>Lampsilis radiata</i> | | 5 | 4 sur 5 | | 1,4 | µg/kg | 0,5 |

MAMMIFÈRES MARINS

| | | | | | | | | | | |
|------------------------------|---------------------|------|--|------------|--|--|--|-----------|-------|--|
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Baleine minke <i>Balænoptera acutorostrata</i> | Blanc | | | | < 1 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Grand cachalot <i>Physeter catodon</i> | Blanc | | | | < 3 à < 6 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Grand cachalot <i>Physeter catodon</i> | Foie | | | | < 3 | µg/kg | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Dauphin à nez blanc <i>Lagenorhynchus albirostris</i> | Petit lard | | | | < 10 | µg/kg | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|------------------------------|----------------------------|--------------|--|------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|--------|--------------|------------------------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Dauphin à nez blanc <i>Lagenorhynchus albirostris</i> | Foie | | | | < 1 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Phoque commun | Petit lard | | | | < 10 à < 15 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (1998) | Côte de la Hollande | 1995 | Phoque commun | Foie | | | | < 1 à < 2 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Marsouin commun | Foie | | | 1,2 à < 7,4 | – | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Marsouin commun | Petit lard | | | < 2,7 à 26 | – | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Phoque commun | Foie | 9 | | < 6,5 à 160 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Phoque commun | Petit lard | | | < 1,8 à 16 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à nez blanc | Petit lard | | | < 3,8 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à nez blanc | Rein | | | < 8,2 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à nez blanc | Cœur | | | < 4,9 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à nez blanc | Poumons | | | 35 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à nez blanc | Cerveau | | | < 0,8 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à nez blanc | Foie | | | 140 à 318 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à gros nez | Petit lard | | | < 2,5 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à gros nez | Foie | | | < 6,4 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à gros nez | Rein | | | < 3,0 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Mer du Nord | 1999 | Dauphin à gros nez | Muscle | | | < 7,7 | | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Dauphin | Petit lard | | | < 8,7 à < 9 | < 7,5 | µg/kg | | |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Phoque annelé <i>Phoca hispida</i> | Petit lard | 6 | 5 | 0,02 | | ng/g | | Seules les concentrations décelées |
| Sørmo <i>et al.</i> (2006) | Svalbard | 2003 | Phoque annelé <i>Phoca hispida</i> | Petit lard | 6 | 5 | | 0,006 | ng/g | | Seules les concentrations décelées |
| Johnson-Restropo (2005) | Côte ouest de la Floride | 1991 à 1996 | Dauphin à gros nez <i>Tursiops truncatus</i> | Petit lard | | | 0 | | ng/g | | Moyenne |
| Johnson-Restropo (2005) | Côte ouest de la Floride | 2000 et 2001 | Dauphin à gros nez <i>Tursiops truncatus</i> | Petit lard | | Tous | < 0,022 | | ng/g | | MSD |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|--------------------------------|---|-------------|---|------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|--------|--------------|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côte est de la Floride | 2001 à 2004 | Dauphin à gros nez <i>Tursiops truncatus</i> | Petit lard | | Tous | < 0,022 | | ng/g | MSD | |
| Johnson-Restropo (2005) | Côtes de la Floride | ?? | Dauphin bleu <i>Stenella caeruleoalba</i> | Petit lard | | Tous | < 0,022 | | ng/g | MSD | |
| Shaw <i>et al.</i> (2007; BFR) | Côte nord-ouest de l'Atlantique (Maine à Long Island) | 1991 à 2005 | Phoque commun <i>Phoca vitulina</i> | Petit lard | 4 | 2 sur 4 | N/D à 7,4 | | ng/g | Intervalle | |

OISEAUX AQUATIQUES ET DE MER

| | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|-----------------------------|--|---|--------|--------------------------------------|-------------|---------------|-----------------|-------|--------------------|--|
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Estuaire Tees, Royaume-Uni | 1999 | Cormorant <i>Corvus marinus</i> | Foie | | | < 17 à < 25 | < 0,5 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Escaut occidental, Pays-Bas | 1999 | Sterne pierregarin <i>Sterna hirundo</i> | Œufs | | | < 5,6 à 70 | < 0,46 à 7,1 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2001) | Escaut occidental, Pays-Bas | 1999 | Sterne pierregarin <i>Sterna hirundo</i> | Œufs | | | 4,4 à 27 | 0,45 à 2,9 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Grèbe huppé <i>Podiceps cristatus</i> | Foie | 4 | 3 sur 4 | < 1,5 à 9,1 | < 0,11 à 0,52 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Grèbe huppé <i>Podiceps cristatus</i> | Muscle | 3 | 2 sur 3 | < 8,1 à 31 | < 0,4 à 1,2 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Héron | Foie | 4 | Tous | < 2,3 à < 5,7 | < 0,08 à < 0,25 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Héron | Muscle | 5 | 4 sur 5 | < 6,3 à 563 | < 0,32 à 4,5 | µg/kg | | |
| de Boer <i>et al.</i> (2004) | Suède | Non précisée | Fou de Bassan <i>Morus bassanus</i> | Œufs | 12 | Tous | < 4 à < 57 | < 0,2 à < 2,2 | µg/kg | | |
| Gauthier <i>et al.</i> (2008) | Canada | 1982, 1987, 1992, 1995 à 2006, avril à mai | Goéland argenté <i>Larus argentatus</i> | Œufs | 10 à 13 œufs/site/année (homogénats) | Non indiqué | | 4,5 à 20 | ng/g | Intervalle | |
| Jaspers <i>et al.</i> (2006) | Belgique | 2003 et 2004 | Oiseaux aquatiques (héron/grèbe) | Divers | 12 | Tous | < 2,25 | | ng/g | | |
| Kunisie <i>et al.</i> (2008) | Eaux libres (Asie) | 1998 et 1999 | Albatross à pieds noirs <i>Diomedea nigripes</i> | Muscle | 5 | Tous | < 0,5 | | ng/g | Seuil de détection | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|-------------------------------|--------------------|-----------------|---|--------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|---------------|--------|--|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Eaux libres (Asie) | 1998 | Albatros de Laysan <i>Diomedea immutabilis</i> | Muscle | 5 | Tous | < 0,5 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Eaux libres (Asie) | 1999 | Fulmar boréal <i>Fulmarus glacialis</i> | Muscle | 5 | 0 | < 0,5_4,8 (1,9) | | ng/g | Intervalle (médiane entre parenthèses) | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Japon (littoral) | 1999 à 2001 | Goéland à queue noire <i>Larus crassirostris</i> | Muscle | 5 | Tous | < 0,5 | | ng/g | Seuil de détection | |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Hong Kong, Chine | Mars à mai 2004 | Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 2,6 ± 1,6 (< 0,5 à 3,8) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Hong Kong, Chine | Mars à mai 2004 | Bihoreau gris <i>Nycticorax nycticorax</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 14 ± 25 (0,62 à 59) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Xiamen, Chine | Mars à mai 2004 | Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 0,89 ± 0,64 (0,42 à 2,0) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Xiamen, Chine | Mars à mai 2004 | Bihoreau gris <i>Nycticorax nycticorax</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 1,8 ± 2,2 (< 0,5 à 5,2) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Xiamen, Chine | Mars à mai 2004 | Crabier chinois <i>Ardeola bacchus</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 99 ± 130 (3,1 à 290) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Xiamen, Chine | Mars à mai 2004 | Héron garde-bœufs <i>Bubulcus ibis</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 28 ± 36 (< 0,5 à 75) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Quanzhou | Mars à mai 2004 | Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> | Œufs | 5 | Non indiqué | 1,6 ± 0,55 (0,88 à 2,3) | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Lam <i>et al.</i> (2007) | Quanzhou | Mars à mai 2004 | Bihoreau gris <i>Nycticorax nycticorax</i> | Œufs | 5 | 5 | < 0,5 | | ng/g | Moyenne ± écart-type (intervalle) | 0,5 |
| Verrault <i>et al.</i> (2005) | Svalbard, Norvège | 2004 | Goéland bourgmestre (mâle) <i>Larus hyperboreus</i> | Plasma | 12 | 50 % | | < 0,05 à 0,21 | ng/g | Intervalle | |
| Verrault <i>et al.</i> (2005) | Svalbard, Norvège | 2004 | Goéland bourgmestre (femelle) <i>Larus hyperboreus</i> | Plasma | 15 | 64 % | | < 0,05 à 0,33 | ng/g | Intervalle | |
| Verrault <i>et al.</i> (2004) | Bjoroya, | 2002 à 2004 | Goéland bourgmestre | Plasma | 89 | | | 410 | ng/g | Moyenne | |

| Auteurs de l'étude | Lieu | Date | Espèce | Tissu | Nombre d'échantillons (N) | Concentrations non décelées | Données de concentration | | | Statistiques | Seuil de détection |
|----------------------------------|--------------------------------|-------------|---|----------------|---------------------------|-----------------------------|--------------------------|--------------|--------|--|--------------------|
| | | | | | | | Masse lipidique | Poids humide | Unités | | |
| Verrault <i>et al.</i> (2004) | Norvège Bjoroya, Norvège | 2002 à 2004 | <i>Larus hyperboreus</i> Goéland bourgmestre <i>Larus hyperboreus</i> | Œufs | 4 échantillons combinés | | 23 à 53 | | ng/g | Intervalle | |
| Verrault <i>et al.</i> (2004) | Svalbard | | Goéland bourgmestre <i>Larus hyperboreus</i> | Foie | 20 | | N/D à 170 | | ng/g | Intervalle | |
| <u>AUTRES OISEAUX</u> | | | | | | | | | | | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Japon (arrière-pays) | 2001 | Cormoran ordinaire <i>Phalacrocorax carbo</i> | Muscle | 4 | 0 | < 0,5 à 3,5 (1,4) | | ng/g | Intervalle (médiane entre parenthèses) | |
| Kunisue <i>et al.</i> (2008) | Japon (arrière-pays) | 1998 | Corbeau de Levaillant <i>Corvus macrorhynchos</i> | Muscle | 5 | 0 | 36 à 1 800 (440) | | ng/g | Intervalle (médiane entre parenthèses) | |
| Mariussen <i>et al.</i> (2004) | Norvège | 1990 à 1993 | Lagopède | Foie | | | 0,5 | | ng/g | Moyenne | |
| Voorspoels <i>et al.</i> (2006b) | Belgique | 2001, 2003 | Passereaux | Foie et muscle | 25 | Tous | < 17 | | ng/g | | |
| <u>VÉGÉTATION</u> | | | | | | | | | | | |
| Schlabach <i>et al.</i> (2002) | Skoganvarre, Norvège | 2002 | Mousse | N/D | 1 | | | 0,025 | ng/g | Moyenne | |
| Schlabach <i>et al.</i> (2002) | Valvik, Norvège | 2002 | Mousse | N/D | 1 | | | 0,12 | ng/g | Moyenne | |

Annexe B – Données de bioaccumulation, de bioamplification et d'amplification trophique

| Espèce, réseau trophique ou prédateur-proie | Écosystème | Genre d'étude | Tissu | Lieu | Paramètre ultime | Résultat | Statistiques | Référence | Remarques |
|---|------------|----------------|--------------|--------------|-----------------------------------|---|----------------------|------------------------------|--|
| Réseau trophique pélagique (zooplancton, grand corégone, meunier noir, méné émeraude, laquaiche aux yeux d'or, lotte, doré jaune) (<i>Calanoid sp.</i> , <i>Coregonus clupeaformis</i> , <i>Catostomus commersoni</i> , <i>Notropis atherinoides</i> , <i>Hiodon alosoides</i> , <i>Lota lota</i> , <i>Stizostedion vitreum</i>) | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Lac Winnipeg | FAT (normalisé pour les lipides) | 3,6 | Courbe de régression | Law <i>et al.</i> (2006) | Courbe statistiquement significative (P < 0,001) |
| Poisson-poisson | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Lac Winnipeg | BMF (normalisés pour les lipides) | 0,1 à 6,8 | Intervalle | Law <i>et al.</i> (2006) | Généralement remplacés par un FAT du même système, mais données à l'appui tout de même utiles. |
| Poisson-invertébrés | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Lac Winnipeg | BMF (normalisés pour les lipides) | 0,2 à 34 | Intervalle | Law <i>et al.</i> (2006) | Généralement remplacés par un FAT du même système, mais données à l'appui tout de même utiles. |
| Réseau trophique pélagique (zooplancton, sprat, hareng, saumon) (<i>Sprattus sprattus</i> , <i>Clupea harengus</i> , <i>Salmo salar</i>) | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Mer Baltique | FAT (normalisé pour les lipides) | ~ 0,6 (non significativement différent de 0) | Courbe de régression | Burreau <i>et al.</i> (2006) | Les concentrations observées dans le niveau trophique inférieur (zooplancton) étaient considérablement supérieures à celles des poissons; les relations alimentaires n'étaient pas décrites. |
| Réseau trophique pélagique (gardon, perche commune, grand brochet) (<i>Rutilus rutilus</i> , <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Esox lucius</i>) | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Mer Baltique | FAT (normalisé pour les lipides) | ~ 0,80 (non significativement différent de 0) | Courbe de régression | Burreau <i>et al.</i> (2004) | Les concentrations observées dans le niveau trophique inférieur (zooplancton) étaient considérablement supérieures à celles des poissons; les relations alimentaires n'étaient pas décrites. |
| Poisson-poisson | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Mer Baltique | BMF (normalisés pour les lipides) | 0,02 à 1,3 | Intervalle | Burreau <i>et al.</i> (2004) | |
| Poisson-zooplancton | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Mer Baltique | BMF (normalisés pour les lipides) | 0,04 à 0,11 | Intervalle | Burreau <i>et al.</i> (2006) | On ne savait pas clairement si les poissons étaient nourris |

| Espèce, réseau trophique ou prédateur-proie | Écosystème | Genre d'étude | Tissu | Lieu | Paramètre ultime | Résultat | Statistiques | Référence | Remarques |
|--|-------------------|----------------|--------------|-------------------|-----------------------------------|---------------|--------------|--------------------------------|---|
| | | | | | | | | | avec le zooplancton échantillonné. |
| Poisson-poisson | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Mer Baltique | BMF (normalisés pour les lipides) | 1,71 à 5 | Intervalle | Burreau <i>et al.</i> (2006) | |
| Alevins de truites grises <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Corps entier | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,3 | Moyenne | Tomy <i>et al.</i> (2004) | Il est peu probable que l'état d'équilibre ait été atteint durant l'expérience et le facteur de bioamplification (BMF) a été estimé à l'aide de la méthode cinétique. |
| Carpe commune <i>Cyprinus carpio</i> | Aquatique | En laboratoire | Corps entier | N/D | BCF (poids humide) | < 3 000 | | MITI (1992) | Seuil de détection dans les tissus divisé par la solubilité dans l'eau, très incertain. |
| Truite arc-en-ciel <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Carcasse | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,022 | Intervalle | Stapleton <i>et al.</i> (2006) | décaBDE seulement |
| Truite arc-en-ciel <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Carcasse | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,089 | Moyenne | Stapleton <i>et al.</i> (2006) | décaBDE + métabolites de bromodiphényléther |
| Truite arc-en-ciel <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Sérum | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,35 | Moyenne | Stapleton <i>et al.</i> (2006) | décaBDE seulement |
| Truite arc-en-ciel <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Sérum | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,52 | Moyenne | Stapleton <i>et al.</i> (2006) | décaBDE + métabolites de bromodiphényléther |
| Truite arc-en-ciel <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Foie | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 1,28 | Moyenne | Stapleton <i>et al.</i> (2006) | décaBDE seulement |
| Truite arc-en-ciel <i>Salvelinus namaycush</i> | Aquatique | En laboratoire | Foie | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 1,73 | Moyenne | Stapleton <i>et al.</i> (2006) | décaBDE + métabolites de bromodiphényléther |
| Morue polaire-amphipode <i>Boreogadus saida-Gammarus wilkitzkii</i> | Marin | Sur le terrain | Corps entier | Svalbard, Norvège | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,03 | Moyenne | Sørmo <i>et al.</i> (2005) | |
| Phoques gris <i>Halichoerus grypus</i> | Mammifères marins | En captivité | Sang | Mer du Nord | BMF (normalisé pour les lipides) | 8,3 à 20,8 | Intervalle | Thomas <i>et al.</i> (2005) | |
| Phoques gris <i>Halichoerus grypus</i> | Mammifères marins | En captivité | Petit lard | Mer du Nord | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,025 à 0,063 | Intervalle | Thomas <i>et al.</i> (2005) | Selon la concentration au jour 30 |
| Phoques gris <i>Halichoerus grypus</i> | Mammifères marins | En captivité | Petit lard | Mer du Nord | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,044 à 0,11 | Intervalle | Thomas <i>et al.</i> (2005) | Selon la concentration au jour 83 (ne représente probablement pas les conditions à l'état d'équilibre) |

| Espèce, réseau trophique ou prédateur-proie | Écosystème | Genre d'étude | Tissu | Lieu | Paramètre ultime | Résultat | Statistiques | Référence | Remarques |
|--|------------|----------------|----------------|---|---|--|----------------------|----------------------------------|--|
| Grizzly <i>Ursus arctos horribilis</i> | Terrestre | Sur le terrain | Gras et muscle | Côte et intérieur de la Colombie-Britannique | Courbe de bioaccumulation | Courbe négative (non significativement différent de 0) | Courbe de régression | Christensen <i>et al.</i> (2005) | Une courbe de bioaccumulation positive serait une preuve de bioamplification ou d'amplification trophique. |
| Ver de terre <i>Phylum annelida</i> | Terrestre | En laboratoire | Corps entier | | FABS sol (normalisé pour les lipides et le carbone organique) | 0,044 à 0,73 (0,3) | Intervalle (moyenne) | Sellstrom <i>et al.</i> (2005) | |
| Rat | Terrestre | En laboratoire | Corps entier | N/D | BMF (poids humide) | 0,05 | Moyenne | Huwe et Smith (2007a, b) | |
| Vache | Terrestre | En laboratoire | Tissu adipeux | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,037 | Moyenne | Kierkegaard <i>et al.</i> (2007) | Selon une concentration moyenne dans les produits d'ensilage |
| Vache | Terrestre | En laboratoire | Tissu adipeux | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,31 | Moyenne | Kierkegaard <i>et al.</i> (2007) | Selon la concentration dans les produits d'ensilage à la fin de l'expérience |
| Vache | Terrestre | En laboratoire | Corps entier | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,026 | Moyenne | Kierkegaard <i>et al.</i> (2007) | Selon une concentration moyenne dans les produits d'ensilage |
| Vache | Terrestre | En laboratoire | Corps entier | N/D | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,21 | Moyenne | Kierkegaard <i>et al.</i> (2007) | Selon la concentration dans les produits d'ensilage à la fin de l'expérience |
| Crapet-soleil <i>Lepomis gibbosus</i> | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Ruisseau Marlowe Creek, Roxboro, Caroline du Nord | FABS (normalisé pour les lipides et le carbone organique) | 0,0018 | Moyenne | La Guardia <i>et al.</i> (2007) | |
| Écrevisse <i>Campbarus puncticambarus sp.</i> | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Ruisseau Marlowe Creek, Roxboro, Caroline du Nord | FABS (normalisé pour les lipides et le carbone organique) | 0,013 | Moyenne | La Guardia <i>et al.</i> (2007) | |

| Espèce, réseau trophique ou prédateur-proie | Écosystème | Genre d'étude | Tissu | Lieu | Paramètre ultime | Résultat | Statistiques | Référence | Remarques |
|---|------------|----------------|-----------------------------|--|---|---|---|-------------------------------|--|
| Divers (voir les commentaires) | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Delta de la rivière Pearl, Chine | FABS (normalisé pour les lipides et le carbone organique) | 0 à 0,4 | Intervalle | Xiang <i>et al.</i> (2007) | Sciænidé (omnivore), bramidé (omnivore), poisson à tête plate (benthivore), poisson plat (benthivore), bombay duck (piscivore), crevette jinga (invertébré benthique), crustacé (invertébré benthique), squille-mante (invertébré benthique) |
| Poissons (voir les commentaires) | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Rivière Vero, Espagne | FABS (normalisé pour les lipides et le carbone organique) | 0,0011 à 0,0013 | Intervalle | Eljarrat <i>et al.</i> (2007) | Barbillon et carpe |
| Oligochète aquatique | Aquatique | En laboratoire | Corps entier | N/D | Accumulation | Minimal | | Ciparis et Hale (2005) | |
| Modiole <i>Modiolus modiolus</i> | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Île de Vancouver, Canada | FABS sédiments (normalisé pour les lipides et le carbone organique) | 0 à 3,53 | Intervalle | DeBruyn <i>et al.</i> (2009) | |
| Mammifères marins : poissons | Marin | Sur le terrain | Graisse et poissons entiers | Atlantique Nord, côte du Maine, États-Unis | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,67 à 1,3 | Intervalle (rapport de la concentration dans les tissus du prédateur contre la concentration dans les tissus de la proie) | Shaw <i>et al.</i> (2009) | Phoque commun (graisse) : plie canadienne (corps entier) – phoque commun (graisse) : maquereau (corps entier) – phoque commun (graisse) : merluche blanche (corps entier) |
| Réseau trophique : béluga, narval, morse, morue polaire, crevettes, myes, sébaste atlantique, mélange de zooplancton (<i>Delphinapterus leucas</i> , <i>Monodon monoceros</i> , <i>Odobenus rosmarus</i> , <i>Boreogadus saida</i> , <i>Pandalus borealis</i> et <i>Hymenodara glacialis</i>), <i>Mya truncata</i> , et <i>Serripes groenlandica</i> , | Marin | Sur le terrain | Graisse et organisme entier | Est de l'Arctique du Canada | FAT (normalisé pour les lipides) | 0,3 (courbe négative statistiquement significative) | Régression Courbe | Tomy <i>et al.</i> (2008) | Tissus échantillonnés : graisse – béluga, narval et morse – organisme entier : morue polaire, crevettes, myes, sébaste atlantique, mélange de zooplancton |

| Espèce, réseau trophique ou prédateur-proie | Écosystème | Genre d'étude | Tissu | Lieu | Paramètre ultime | Résultat | Statistiques | Référence | Remarques |
|--|------------|----------------|-----------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|--|---|---------------------------|---|
| <i>Sebastes mentella</i>) | | | | | | | | | |
| Mammifères marins : poissons | Marin | Sur le terrain | Graisse et organisme entier | Est de l'Arctique du Canada | BMF (normalisé pour les lipides) | < 1 | Intervalle (rapport ajusté de la concentration dans les tissus du prédateur contre la concentration dans les tissus de la proie dans le niveau trophique) | Tomy <i>et al.</i> (2008) | Béluga (graisse) : morue polaire (corps entier) – béluga (graisse) : sébaste atlantique (corps entier) |
| Poissons : invertébrés | Marin | Sur le terrain | Graisse et organisme entier | Est de l'Arctique du Canada | BMF (normalisé pour les lipides) | < 1 | Rapport ajusté de la concentration dans les tissus du prédateur contre la concentration dans les tissus de la proie dans le niveau trophique | Tomy <i>et al.</i> (2008) | Morue polaire (corps entier) : zooplancton (corps entier) |
| Réseau trophique : béluga, phoque annelé, morue polaire, hareng du Pacifique, cisco arctique, amphipode pélagique et copépode arctique (<i>Delphinapterus leucas</i> , <i>Phoca hispida</i> , <i>Boreogadus saida</i> , <i>Clupea pallasii</i> , <i>Coregonus autumnalis</i> , <i>Thermisto libelluala</i> , <i>Calanus hyperboreus</i>) | Marin | Sur le terrain | Graisse, foie et organisme entier | Ouest de l'Arctique du Canada | FAT (normalisé pour les lipides) | Non significatif sur le plan statistique | Régression Courbe | Tomy <i>et al.</i> (2009) | Tissus échantillonnés : graisse – béluga, phoque annelé – foie : morue polaire, hareng du Pacifique et cisco arctique – organisme entier : amphipode pélagique et copépode arctique |
| Mammifères marins : poissons | Marin | Sur le terrain | Graisse et foie | Ouest de l'Arctique du Canada | BMF (normalisé pour les lipides) | 0,3 à 0,9 | Intervalle (rapport ajusté de la concentration dans les tissus | Tomy <i>et al.</i> (2009) | Béluga (graisse) : morue polaire (foie) – phoque annelé (graisse) : hareng du Pacifique (foie) – béluga (graisse) : cisco arctique (foie) |

| Espèce, réseau trophique ou prédateur-proie | Écosystème | Genre d'étude | Tissu | Lieu | Paramètre ultime | Résultat | Statistiques | Référence | Remarques |
|--|------------|----------------|----------------------|--|----------------------------------|----------------------------------|---|---------------------------|---|
| | | | | | | | du prédateur contre la concentration dans les tissus de la proie dans le niveau trophique) | | |
| Poissons : invertébrés | Marin | Sur le terrain | Foie et corps entier | Ouest de l'Arctique du Canada | BMF (normalisé pour les lipides) | 4,8 à 12,7 | Intervalle (rapport ajusté de la concentration dans les tissus du prédateur contre la concentration dans les tissus de la proie dans le niveau trophique) | Tomy <i>et al.</i> (2009) | Morue polaire (foie) : copépode arctique (corps entier) – morue polaire (foie) : amphipode pélagique (corps entier) |
| Réseau trophique d'eau douce : serpent d'eau, poisson à tête de serpent, carpe de vase, carpe commune, carassin, crevette et vivipare chinoise (Enhydris chinensis, Channa argus, Cirrhinus molitorella, Cyprinus carpio, Carassius auratus, Macrobrachium nipponense, Cipangopaludina chinensi) | Aquatique | Sur le terrain | Corps entier | Réservoir à proximité de Qinyuan city (au sud de la Chine) | FAT (normalisé pour les lipides) | 0,26 (courbe négative, p = 0,53) | Régression Courbe | Wu <i>et al.</i> (2009) | Les auteurs considèrent les résultats comme étant statistiquement significatifs. |

Annexe C – Sélection du logarithme du K_{oe} en vue d'une modélisation QSAR du décaBDE

Une valeur de 6,265 comme logarithme du K_{oe} pour le mélange commercial de DécaBDE, telle qu'elle est déterminée à 25 °C par la CMABFRIP (1997a), est fréquemment citée dans la littérature. Cette valeur a été déterminée en appliquant la méthode de la « colonne génératrice » (*generator column method*) à un matériau composite composé de 97,4 % de décaBDE, de 2,5 % de nonaBDE et de 0,04 % d'octaBDE, obtenu auprès de la Great Lakes Chemical Corp., de l'Albemarle Corp. et de la Bromine Compounds Ltd. La méthode d'analyse utilisée, soit la chromatographie en phase gazeuse avec capture d'électrons, a permis de mesurer une concentration moyenne dans la solution aqueuse de 0,04 µg/l, tandis que la concentration moyenne dans la solution de réserve d'octanol était de 0,0738 g/l. La valeur résultante du K_{oe} était de $1,845 \times 10^6$, soit un logarithme du K_{oe} de 6,265. Il est intéressant de constater que le logarithme K_{oe} déterminé pour le décaBDE par la CMABFRIP était en fait inférieur au logarithme déterminé pour le mélange commercial d'OctaBDE (6,29; CMABFRIP, 1997b) et de PentaBDE (6,59; MacGregor et Nixon, 1997) avec la même procédure. On ne s'attendait pas à ce résultat car une augmentation des atomes de brome tend à accroître l'hydrophobie et la valeur du K_{oe} . Ce résultat ne reflète pas non plus l'information disponible au sujet de l'hydrosolubilité du mélange commercial de DécaBDE. La CMABFRIP (1997c) a déterminé que le seuil d'hydrosolubilité était de < 0,1 µg/l à 25 °C, tandis que pour le mélange commercial d'OctaBDE (CMABFRIP, 1997d), il était de 0,5 µg/l, et pour le mélange commercial de PentaBDE (Stenzel et Markly, 1997), de 13,3 µg/l. Selon les estimations disponibles obtenues par le modèle QSAR, le seuil d'hydrosolubilité du décaBDE devrait varier entre $2,841 \times 10^{-8}$ et $2,6078 \times 10^{-4}$ µg/l à 25 °C. On peut donc s'attendre à ce que les difficultés éprouvées pour mesurer des substances si peu hydrosolubles aient pu avoir une incidence sur la capacité de la CMABFRIP (1997b) à déterminer le logarithme du K_{oe} . Les Communautés européennes (2002) indiquent également que la présence de quantités traces d'octanol dans la phase aqueuse de l'étude pourrait avoir eu un effet apparent sur la concentration dans l'eau et sur la valeur du logarithme K_{oe} . Pour ces raisons, une valeur de logarithme K_{oe} de 6,265 pour le décaBDE est considérée comme étant trop faible et non pertinente aux fins de modélisation des facteurs de bioaccumulation et de bioamplification.

Watanabe et Tatsukawa (1990) ont publié un logarithme K_{oe} significativement plus élevé, soit de 9,97. Selon leur approche, qui s'appliquait à d'autres PBDE, ils ont démontré par une méthode de chromatographie liquide haute performance en phase inverse que le K_{oe} avait tendance à augmenter proportionnellement à l'augmentation des atomes de brome.

En général, l'intervalle des valeurs déclarées et mesurées du logarithme K_{oe} pour le décaBDE est révélateur d'un important degré d'incertitude et d'erreur de mesure. Les mesures et les estimations du logarithme K_{oe} dans ce rapport varient de 6,3 à 12,9. D'autres estimations sont disponibles, notamment : 7,68; 10,37; 10,14; 9,44; 12,11 et 11,48 (source : www.vcclab.org/lab/alogps/start.html). Selon la base de données exhaustive de la Syracuse Research Corporation, qui a été utilisée dans le cadre du programme KOWWIN, 11 135 valeurs sont attribuées au logarithme K_{oe} . La valeur

maximale mesurée dans cet ensemble de données est 11,3 et le 99,5^e percentile est 7,8 (renseignements obtenus par J.A. Arnot auprès d'Environnement Canada, le 15 février 2008; non cité en référence). Par conséquent, la plupart des estimations modélisées pour le décaBDE sont supérieures aux valeurs actuellement mesurées pour tous les autres produits chimiques organiques. Les limites d'analyse et les niveaux élevés d'erreur de mesure sont les principales raisons qui expliquent l'insuffisance de valeurs généralement supérieures à 8,0 pour le logarithme du K_{oe} (p. ex. Wania et Dugani, 2003). Wania et Dugani (2003) ont déclaré qu'une valeur de 8,7 comme logarithme K_{oe} du décaBDE était la donnée la plus sûre dans le cadre de la modélisation du transport sur de longues distances, conformément à l'établissement d'une relation quantitative structure-proprété (QSPR) pour les PBDE fortement bromés et au concept des trois solubilités. On a jugé que cette valeur représentait une valeur du logarithme K_{oe} plus réaliste aux fins de modélisation et elle a donc été utilisée pour la modélisation de la bioaccumulation dans le cadre du présent rapport. La valeur du log K_{oe} de 8,7 a servi à ajuster les log K_{oe} prédits pour les métabolites du décaBDE, et ce, avec la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale décrite dans le modèle KOWWIN. Cette méthode tient compte des différences de structure entre le métabolite et le composé d'origine (décaBDE) et permet de réajuster la valeur privilégiée de 8,7 en conséquence.

Annexe D – Paramètres d'entrée du modèle BAF–QSAR et prédictions du modèle de bioamplification terrestre pour les dérivés du décaBDE

(a) Paramètres d'entrée du modèle BAF–QSAR pour les PBDE moins bromés, les bromodiphényléthers hydroxylés et les bromodiphényléthers hydroxy-méthoxylés

| Métabolite | Log K _{oe} | Médiane k _M (1/j) (184 g de poisson à 15 °C) |
|-----------------------------|---------------------|--|
| OctaBDE hydroxy-méthoxylés | 6,5 ¹ | 0,02 ⁴ |
| HexaBDE hydroxy-méthoxylés | 4,7 ¹ | 0,02 ⁴ |
| PentaBDE hydroxy-méthoxylés | 3,9 ¹ | 0,02 ⁴ |
| HeptaBDE hydroxy-méthoxylés | 5,6 ¹ | 0,02 ⁴ |
| HexaBDE hydroxylés | 4,7 ¹ | 0,02 ⁴ |
| OctaBDE hydroxylés | 6,4 ¹ | 0,02 ⁴ |
| NonaBDE hydroxylés | 7,3 ¹ | 0,02 ⁴ |
| nonaBDE | 7,8 ² | 0,02 ⁵ |
| octaBDE | 6,9 ³ | 0,03 ⁶ |
| heptaBDE | 6,0 ² | 0,01 ⁷ |
| hexaBDE | 5,1 ² | 0,001 ⁸ |
| pentaBDE | 4,3 ¹ | 0,001 ⁹ |

Remarques :

¹ Estimé à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du modèle KOWWIN et un log K_{oe} de référence de 8,7 pour le décabromodiphényléther.

² Estimé à l'aide du modèle KOAWIN et du log K_{oe} corrigé grâce à la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du modèle KOWWIN.

³ Valeur maximale mesurée (Watanabe et Tatsukawa, 1990).

⁴ k_M selon Tomy *et al.* (2004), normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas (2004), à 15 °C. Bien que l'on s'attende à ce que ces métabolites soient davantage métabolisés, on ne connaît pas les taux métaboliques réels.

⁵ L'information sur la demi-vie et le k_M des nonaBDE est insuffisante dans la littérature; on a donc supposé que la demi-vie était de 26 jours (équivalente à celle du décaBDE). La valeur a été normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas (2004), à 15 °C.

⁶ Selon une demi-vie de 19 jours (Tomy *et al.*, 2004) et normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas, à 15 °C.

⁷ Selon une demi-vie de 38 jours (Stapleton *et al.*, 2004; Tomy *et al.*, 2004 – estimations variant entre 19 et 346 jours) et normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas (2004), à 15 °C.

⁸ Selon une demi-vie de 58 jours (Stapleton *et al.*, 2004; Tomy *et al.*, 2004 – estimations variant entre 23 et 231 jours) et normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas (2004), à 15 °C.

⁹ Selon une demi-vie de 50,7 jours (Stapleton *et al.*, 2004; Tomy *et al.*, 2004 – estimations variant entre 43 et 173 jours) et normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas (2004), à 15 °C.

(b) Paramètres d'entrée du modèle de bioamplification terrestre pour les PBDE moins bromés, les bromodiphényléthers hydroxylés et les bromodiphényléthers hydroxy-méthoxylés

| Nom et structure | Log K _{oe} | Log K _{oa} | E _A ⁹ | k _M (1/j) (normalisé au poids corporel du loup, soit 80 kg) |
|----------------------------|---------------------|---------------------|-----------------------------|---|
| OctaBDE hydroxy-méthoxylé | 6,5 ¹ | 17,2 ² | 99 % | 0,004 ⁵ |
| PentaBDE hydroxy-méthoxylé | 3,9 ¹ | 13,4 ² | 99 % | 0,004 ⁵ |
| HexaBDE hydroxy-méthoxylé | 4,7 ¹ | 14,6 ² | 99 % | 0,004 ⁵ |
| HeptaBDE hydroxy-méthoxylé | 5,6 ¹ | 15,9 ² | 99 % | 0,004 ⁵ |
| HexaBDE hydroxylé | 4,7 ¹ | 13,4 ² | 99 % | 0,004 ⁵ |
| OctaBDE hydroxylé | 6,4 ¹ | 15,9 ² | 98 % | 0,004 ⁵ |
| NonaBDE hydroxylé | 7,3 ¹ | 17,2 ² | 96 % | 0,004 ⁵ |
| NonaBDE | 7,8 ³ | 13,7 ² | 90 % | 0,007 ⁶ |
| OctaBDE | 6,9 ⁴ | 12,4 ² | 98 % | 0,003 ⁷ |
| HeptaBDE | 6,0 ³ | 11,1 ² | 99 % | 0,004 ⁸ |
| HexaBDE | 5,1 ³ | 9,82 | 99 % | 0,004 ⁸ |
| PentaBDE | 4,3 ³ | 8,6 ² | 99 % | 0,004 ⁸ |

¹ Estimé à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du modèle KOWWIN et un log K_{oe} de référence de 8,7 pour le décabromodiphényléther.

² Estimé à l'aide du modèle KOAWIN et du log K_{oe} corrigé grâce à la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale KOWWIN.

³ Les plus faibles estimations de la relation QSAR tirées du document de travail à l'appui (Environnement Canada, 2006b).

⁴ Valeur maximale mesurée (Watanabe et Tatsukawa, 1990).

⁵ Moyenne fondée sur les demi-vies les plus longues observées pour le décaBDE, les nonaBDE et les octaBDE par Huwe et Smith (2007), normalisée au poids corporel du loup dans le modèle de Gobas (80 kg).

⁶ Selon une demi-vie de 22,6 jours, soit la demi-vie la plus longue observée pour les nonaBDE par Huwe et Smith (2007), normalisée au poids corporel du loup dans le modèle de Gobas (80 kg).

⁷ Selon une demi-vie de 64,8 jours, soit la demi-vie la plus longue observée pour les octaBDE par Huwe et Smith (2007), normalisée au poids corporel du loup dans le modèle de Gobas (80 kg).

⁸ Selon une demi-vie de 43,7 jours (moyenne des demi-vies des nonaBDE et des octaBDE), normalisée au poids corporel du loup dans le modèle de Gobas (80 kg).

⁹ Estimé d'après les résultats de Kelly *et al.* (2004) ainsi que le modèle E_A pour les humains.

(c) Paramètres d'entrée des modèles BAF-QSAR et de bioamplification terrestre pour les bromodibenzofuranes

| Produit chimique | Smiles | Log K_{oe} ¹ | Log K_{oa} ² | Espèces aquatiques k_M ³ (1/j) | Mammifères k_M ⁴ (1/j) | E _A |
|------------------|--|---------------------------|---------------------------|---|-------------------------------------|----------------|
| triBDF | <chem>C12=CC(Br)=C(Br)C=C1OC3=C2C=C(Br)C=C3</chem> | 3,0 | 7,1 | 0,02 | 0,004 | 99 % |
| tétraBDF | <chem>C12=CC(Br)=C(Br)C=C1OC3=C2C=C(Br)C(Br)=C3</chem> | 3,9 | 8,2 | 0,02 | 0,004 | 99 % |
| pentaBDF | <chem>C12=CC(Br)=C(Br)C=C1OC3=C2C=C(Br)C(Br)=C3Br</chem> | 4,8 | 9,5 | 0,02 | 0,004 | 99 % |
| hexaBDF | <chem>C12=C(Br)C(Br)=C(Br)C=C1OC3=C2C=C(Br)C(Br)=C3Br</chem> | 5,6 | 10,7 | 0,02 | 0,004 | 99 % |

¹ Estimé à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale du modèle KOWWIN et un log K_{oe} de référence de 8,7 pour le décabromodiphényléther.

² Estimé à l'aide du modèle KOAWIN et du log K_{oe} corrigé grâce à la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale KOWWIN.

³ La constante k_M pour ces métabolites n'est fournie qu'à titre indicatif; elle correspond à une demi-vie de 26 jours et elle est normalisée au poids des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot et de Gobas (2004), à 15 °C.

Bien que l'on s'attende à ce que ces métabolites soient davantage métabolisés, on ne connaît pas les taux métaboliques réels.

⁴ Moyenne fondée sur les demi-vies les plus longues observées pour le décaBDE, les nonaBDE et les octaBDE par Huwe et Smith (2007a, b), normalisée au poids corporel du loup dans le modèle de Gobas (80 kg); la constante k_M pour ces métabolites n'est fournie qu'à titre indicatif et correspond à une demi-vie de 26 jours. Bien que l'on s'attende à ce que ces métabolites soient davantage métabolisés, on ne connaît pas les taux métaboliques réels.

Annexe E : Résumé des études de dégradation et de débromation du décaBDE dans l'environnement

(a) Photodégradation

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|---------------------------------|------------------|---------------------------------|--|--|--|---|
| Watanabe et Tatsukawa (1987) | Photodégradation | DécaBDE à 97 % et nonaBDE à 3 % | Lumière UV artificielle | Dissous dans des solvants organiques | ND | TriBDE à octaBDE; possiblement des furanes bromés |
| Söderström <i>et al.</i> (2004) | Photodégradation | Traces d'octaBDE et de nonaBDE | Lumière naturelle du soleil et lumière UV artificielle | Adsorbé à une mince couche de gel de silice, de sable, de sol ou de sédiments | ND | Débromation réductive produisant principalement des hexaBDE, des heptaBDE, des octaBDE et des nonaBDE; tétraBDF et pentaBDF |
| Jafvert et Hua (2001) | Photodégradation | 98 % | Lumière naturelle et artificielle du soleil | Adsorbé à des surfaces de verre et de particules de sable siliceuses hydratées, à des particules de silice revêtues d'acides humiques et à des surfaces de verre en contact avec une solution aqueuse. | Taux de dégradation de 12 à 71 % sur une période 60 à 72 h | L'identification des produits de débromation était en grande partie non concluante, même s'il y avait des preuves de la formation d'hexaBDE, d'heptaBDE, d'octaBDE et de nonaBDE. |
| Hua <i>et al.</i> (2003) | Photodégradation | ND | Lumière artificielle ou naturelle du soleil | Précipité sur du verre de silice, des particules de silice et des particules de silice revêtues d'acides humiques, hydratés | Taux de dégradation de 44 à 71 % sur une période de 60 à 72 h; la décomposition du décaBDE a été ralentie par les acides humiques. | Petites quantités de nonaBDE et d'octaBDE |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|-----------------------------------|----------------------------|---------------------------------|--|---------------------------------------|---|--|
| Palm <i>et al.</i> (2003) | Photodégradation | ND | Lumière artificielle de lampes au xénon | Dispersé dans des solvants organiques | Demi-vie ~ 30 min | Formation de trois isomères de nonaBDE puis de six isomères d'octaBDE, suivie d'une débromation produisant plusieurs isomères d'heptaBDE et finalement des quantités traces d'hexaBDE. Environ 75 % de la dégradation du décaBDE s'est faite par voie de débromation, tandis qu'il n'a pas été possible de déterminer les produits constituant le reste du décaBDE (25 %). |
| Palm <i>et al.</i> (2003) | Photodégradation/oxydation | ND | Lumière solaire simulée ou radicaux hydroxylés | Adsorbé aux aérosols (silice) | $< 6 \times 10^{13} \text{ cm}^3 \text{ molécule}^{-1} \text{ s}^{-1}$ | Produits non déterminés |
| Bezares-Cruz <i>et al.</i> (2004) | Photodégradation | ND | Lumière naturelle du soleil | DécaBDE dissous dans l'hexane | Réduction de 99 % de la concentration de décaBDE en aussi peu que 30 min | Des produits allant des triBDE aux nonaBDE ont été observés. |
| Eriksson <i>et al.</i> (2004). | Photodégradation | DécaBDE à 98 % | Lumière UV artificielle | Solvants organiques/mélanges d'eau | $4 \times 10^{-4}/\text{s}$ dans le mélange méthanol/eau (demi-vie ~ 0,5 h), $6,5 \times 10^{-4}/\text{s}$ dans le méthanol (demi-vie ~ 0,3 h), $8,3 \times 10^{-4}/\text{s}$ dans le tétrahydrofurane pur (demi-vie ~ 0,23 h) | 3 nonaBDE, au moins 7 octaBDE, 8 heptaBDE et de petites quantités d'hexaBDE |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|-------------------------------------|------------------|---------------------------------|-----------------------------|--|---|--|
| Eriksson <i>et al.</i> (2004). | Photodégradation | DécaBDE à 98 % | Lumière UV artificielle | Mélange d'eau et d'acides humiques | 3×10^{-5} /s dans un mélange d'eau et d'acides humiques (demi-vie ~ 6,4 h) | 3 nonaBDE, au moins 7 octaBDE, 8 heptaBDE et de petites quantités d'hexaBDE |
| Geller <i>et al.</i> (2006) | Photodégradation | 98 % | Lumière artificielle | Dissous dans le tétrahydrofurane | ND | Les produits de la photolyse comprenaient des heptaBDE, des octaBDE et des nonaBDE ainsi que des triBDF, tétraBDF, pentaBDF et hexaBDF. |
| Kuivikko <i>et al.</i> (2006) | Photodégradation | > 98,3 % | Lumière naturelle du soleil | Dissous dans l'isooctane; modélisation pour déterminer le taux de dégradation dans l'océan | Demi-vie de 0,03 jour dans l'isooctane Demi-vies prédites dans la mer de Baltique de 0,02 jour (surface) et de 1,2 jour (couche de mélange), et de 0,09 jour (couche de mélange) dans l'océan Atlantique | ND |
| Kuivikko <i>et al.</i> (2006, 2007) | Photodégradation | > 98,3 % | Lumière naturelle du soleil | Dissous dans l'isooctane; modélisation pour déterminer le taux de dégradation dans l'océan | Demi-vie de 0,03 jour dans l'isooctane; demi-vies de 1,8 jour (mer Baltique) et de 0,4 jour (océan Atlantique) dans la zone de mélange | Demi-vies de 1,8 jour (mer Baltique) et de 0,4 jour (océan Atlantique) dans la zone de mélange, qui étaient les mêmes pour les 2 concentrations de décaBDE |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|---------------------------|------------------|---------------------------------|---|--|--|--|
| Ahn <i>et al.</i> (2006a) | Photodégradation | 98 % | Lumière artificielle et lumière naturelle du soleil | Adsorbé à la montmorillonite, à la kaolinite, aux sédiments naturels riches en carbone organique (composés de 16,4 % de carbone organique), à l'hydroxyde d'aluminium, à l'oxyde de fer et au dioxyde de manganèse | Pour la lumière artificielle, demi-vies variant entre 36 et 178 jours Pour la lumière naturelle, demie-vies en présence de montmorillonite, de kaolinite et de sédiments étaient respectivement de 261, 408 et 990 jours (dégradation négligeable sur d'autres matrices). | Les produits identifiés lorsque la kaolinite et la montmorillonite étaient exposées à la lumière du soleil comprenaient des nonaBDE (BDE208, -207 -206), des octaBDE (BDE197, -196) ainsi que de petites quantités de triBDE, de tétraBDE, de pentaBDE, d'hexaBDE et d'heptaBDE. |
| Stapleton (2006b) | Photodégradation | ND | Lumière naturelle du soleil | Soit du décaBDE dans de la poussière domestique ou de la poussière domestique additionnée de décaBDE | $2,3 \times 10^{-3}$ /h dans la poussière additionnée de décaBDE et $1,7 \times 10^{-3}$ /h dans la poussière naturelle, ce qui représente, respectivement, des demi-vies de 301 et de 408 h à la lumière du soleil. | Pour la poussière additionnée de décaBDE : PBDE moins bromés, y compris des congénères heptaBDE, octaBDE et nonaBDE; 54 % des produits de dégradation n'ont pas été identifiés. |
| Gerecke (2006) | Photodégradation | 98 % | Lumière naturelle du soleil | DécaBDE (BDE209) adsorbé à la kaolinite. Substance irradiée dans un milieu sec ou dans l'eau. | Des demi-vies de 76 min (état sec) et de 73 min (état mouillé) ont été calculées; lien avec la pénétration de la lumière. | PBDE moins bromés (dans des conditions sèches); produits non identifiés (dans des conditions mouillées) |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|---|------------------|---------------------------------|-----------------------------|---|--|--|
| Stapleton (2006) (cité dans Royaume-Uni, 2007) | Photodégradation | ND | Lumière naturelle du soleil | Soit du décaBDE dans de la poussière domestique ou de la poussière domestique additionnée de décaBDE | Demi-vie du décaBDE estimée à 216 h | Trois nonaBDE, six octaBDE et un heptaBDE. Selon le bilan massique du décaBDE, environ 17 % du décaBDE initial ne pouvait être expliqué, ce qui fait penser que des produits de substitution (non identifiés) se seraient formés ou que des PBDE moins bromés se seraient volatilisés. |
| Hagberg <i>et al.</i> (2006) | Photodégradation | ND | Lumière artificielle | DécaBDE (BDE209) dissous dans le toluène | ND | Dibenzofuranes monobromés, dibromés, tribromés, tétrabromés, pentabromés et hexabromés; la majorité des produits étaient des tétraBDF, des pentaBDF et des hexaBDF; les PBDE moins bromés n'ont pas été mesurés. |
| Barcellos da Rosa <i>et al.</i> (2003) | Photodégradation | 98 % | Lumière artificielle | DécaBDE (BDE209) dissous dans le toluène | 3×10^{-4} /s | HeptaBDE à nonaBDE |
| Kajiwara <i>et al.</i> (2008) | Photodégradation | ND | Lumière naturelle du soleil | On a ajouté des polystyrènes choc à du toluène et à 100 µg/mL de DécaBDE (BDE209); le toluène s'est évaporé dans l'obscurité. Un sous-ensemble d'échantillons a été hydraté avec de l'eau afin d'examiner son effet sur la photolyse. | Échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE : réduction de 50 % du BDE209 après une semaine. Demi-vie du BDE209 dans polystyrènes choc estimée à 51 jours. Les échantillons hydratés ont montré une dégradation plus | Échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE : le nombre de congénères hexaBDE, heptaBDE, octaBDE et nonaBDE a augmenté de plusieurs fois après une semaine d'exposition; les niveaux sont ensuite demeurés constants |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|--------------------|---------------|---------------------------------|-----------------------------|--|--|---|
| | | | | <p>Des échantillons de caisson de téléviseur broyé ont également été testés.</p> | <p>rapide du BDE209 que les échantillons non hydratés.</p> <p>Aucune dégradation observée dans les échantillons témoins non exposés à la lumière.</p> <p>Aucune dégradation du BDE209 observée dans les échantillons de caisson de téléviseur broyé au cours des 224 jours d'irradiation à la lumière du soleil.</p> | <p>ou ont légèrement diminué.</p> <p>À la fin de la période d'exposition : la proportion de BDE209 parmi les PBDE totaux avait baissé de 90 % à 404%.</p> <p>L'étude a confirmé une formation photolytique de triBDF, de tétraBDF, de pentaBDF, d'hexaBDF, d'heptaBDF et d'octaBDF. On a noté une augmentation (de plus de 40 fois) de la concentration totale des PBDF au septième jour d'exposition, alors que la concentration du BDE209 avait diminué (échantillons à base de polystyrènes choc et de DécaBDE). Aucun produit de débromation n'a été relevé dans les échantillons de caisson de téléviseur broyé.</p> |

ND – non déterminé ou non indiqué

(b) Autre dégradation abiotique

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|---------------------------|---|---|---|---|--|--|
| Keum et Li (2005) | Débromation réductive | ND | Agents réducteurs du décaBDE (c.-à-d. BDE209) – fer zérovalent, sulfure de fer et sulfure de sodium | Dissous dans l'acétate d'éthyle | Transformation du décaBDE pouvant atteindre 90 % après 40 jours | Débromation progressive et présence de congénères monoBDE à hexaBDE après 40 jours (au début, présence de PBDE fortement bromés) |
| Li <i>et al.</i> (2007) | Débromation réductive | Mélange commercial DécaBDE DE-83R (> 97%, Great Lakes Chemical) | Fer zérovalent nanométrique | Dissous dans l'acétone, eau distillée ajoutée. 25 ± 0,5 °C | Demi-vie était de 2,5 h. | Débromation progressive produisant des triBDE à des nonaBDE. |
| Rahm <i>et al.</i> (2005) | Hydrolyse (substitution nucléophile aromatique) | ND | Réaction avec le méthylate de sodium | Dissous dans le méthanol | Demi-vie du décaBDE durant la réaction d'hydrolyse était de 0,028 h. | ND |
| Ahn <i>et al.</i> (2006b) | Débromation favorisée par un oxyde métallique | 98 % | Birnessite | Adsorbé à la birnessite dans des systèmes de tétrahydrofurane et d'eau, et d'eau et de catéchol | Tétrahydrofurane: eau – > 75 % de la transformation du décaBDE se produit en 24 h Catéchol: eau – dégradation observée seulement avec les concentrations élevées de catéchol (15 % de la dégradation sur une période de 23 jours) | Dans les systèmes tétrahydrofurane: eau – nonaBDE (BDE207, -208), octaBDE (BDE196, -197), heptaBDE (BDE183, -190 et huit inconnus), hexaBDE (BDE138, -153, -154 et cinq inconnus), pentaBDE (BDE99, -100, -118 et un inconnu) et tétraBDE (BDE49, -47, -66). Non déterminés pour les systèmes eau: catéchol |

ND – non déterminé ou non indiqué

(c) Biodégradation

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|------------------------------|---|---|---|--|---|---|
| MITI (1992) | Biodégradation | ND | Boues activées | Conditions aérobies | Aucune dégradation après 2 semaines | ND |
| CMABFRIP (2001) | Biodégradation | DécaBDE à 97,4 %, nonaBDE à 2,5 % et octaBDE à 0,04 % | Système sédiments/eau | Conditions anaérobies | < 1 % de minéralisation observée sur une période de 32 semaines | ND |
| He <i>et al.</i> (2006) | Biodégradation | 98 % | Bactéries anaérobies | DécaBDE (c.-à-d. BDE209) dissous dans le trichloroéthane et inoculé avec une culture ou un vecteur anaérobie | Dégradation observée uniquement en présence d'une culture (<i>S. multivorans</i>); 0,1 µM du décaBDE s'est dégradé en concentrations non décelables durant la période expérimentale de deux mois. | On pouvait déceler des octaBDE et des heptaBDE à la fin de l'expérience. |
| Knoth <i>et al.</i> (2007) | Étude de surveillance d'une station d'épuration des eaux usées (biodégradation) | ND | Boues d'épuration des stations d'épuration (primaires, secondaires et digérées) | Stations d'épuration des eaux usées – sur le terrain | ND | Aucune augmentation de la quantité de congénères PBDE moins bromés n'a été observée, ce qui indique qu'aucune transformation du décaBDE ne s'est produite durant le temps de rétention total dans la station d'épuration. |
| Gerecke <i>et al.</i> (2005) | Biodégradation | DécaBDE à 97,9 % et nonaBDE à 2,1 % | Boues d'épuration + amorces (1 acide 4-bromobenzoïque, 2,6-dibromobiphényle, tétrabromobisphénol A, hexabromocyclododécane et décabromobiphényle ou plus) | Conditions anaérobies | La concentration du décaBDE (c.-à-d. BDE209) a diminué de 30 % sur une période de 238 jours. Constante du taux de dégradation de $1 \times 10^{-3} \text{ j}^{-1}$ | Deux nonaBDE et six octaBDE. Montre qu'une débromation réductive s'est produite; perte d'un atome de brome en position para et méta. |

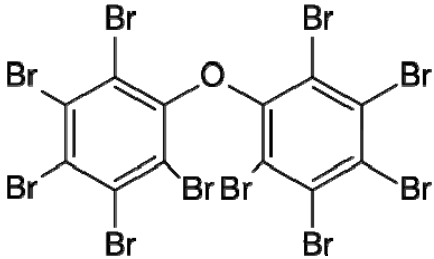
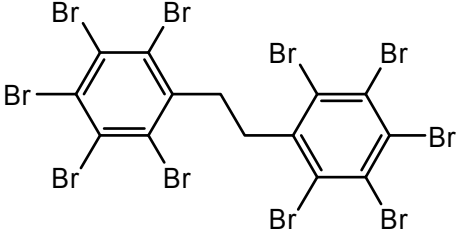
| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|---------------------------------|---|-------------------------------------|--|---|--|---|
| Gerecke <i>et al.</i> (2006) | Biodégradation | DécaBDE à 97,9 % et nonaBDE à 2,1 % | Boues d'épuration + amorces simples (soit le 2,6-dibromophénol, soit l'acide 4-bromobenzoïque) | Conditions anaérobies | Des demi-vies de 700 jours (en présence d'une amorce) et de 1 400 jours (sans amorce) ont été observées. La surveillance d'une station d'épuration des eaux usées en activité a démontré que la concentration de décaBDE dans les boues du cours d'eau émissif et dans celles de l'émissaire avait diminué. | Dans les expériences où une amorce était utilisée, le décaBDE se transformait lentement en BDE208. |
| La Guardia <i>et al.</i> (2007) | Étude de surveillance d'une station d'épuration des eaux usées (biodégradation) | N/D | Boues d'épuration d'une station d'épuration des eaux usées | ND | Preuve minimale d'une débromation dans les boues ou les sédiments de la station d'épuration | ND |
| Parsons <i>et al.</i> (2004) | Débromation réductive dans les sédiments | ND | Sédiments anaérobies | Suspensions de sédiments anaérobies dans un milieu anaérobie Sédiments recueillis dans l'Escaut occidental | Diminution significative du décaBDE sur une période de 2 mois; les résultats sont cependant très incertains étant donné qu'une diminution semblable a été observée dans les échantillons témoins abiotiques. | NonaBDE et possiblement des PBDE moins bromés |
| Parsons <i>et al.</i> (2007) | Débromation réductive dans les sédiments | ND | Sédiments anaérobies | Suspensions de sédiments anaérobies dans un milieu anaérobie Sédiments recueillis dans l'Escaut occidental | Aucune diminution statistiquement significative du décaBDE sur une période de 260 jours | Des nonaBDE ont été décelés dans les échantillons additionnés de décaBDE, mais la dégradation du décaBDE n'était pas significative. |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|---------------------------------|---|---------------------------------|--|---|--|---|
| Tokarz III <i>et al.</i> (2008) | Dé Bromation réductive dans les sédiments | ND | Sédiments anaérobies et système biomimétique additionné d'un cosolvant | Sédiments naturels n'affichant aucune concentration décelable de PBDE et recueillis au Celery Bog Park, à West Lafayette, en Indiana. PBDE dissous dans une solution de toluène ajoutée aux sédiments, puis évaporée. Ce mélange était ensuite mêlé aux sédiments mouillés. Dans le cadre de l'expérience biomimétique, on utilisait des fioles de verre avec bouchons en Teflon contenant 0,03 mM de BDE209, de BDE99 ou de BDE47, mélangé à 5,0 mM de citrate de titane et 0,2 mM de vitamine B12 dans une solution tampon de 0,33 M de TRIZMA contenant du tétrahydrofurane. | Le système biomimétique a démontré que la vitesse de la réaction de débromation réductive diminuait proportionnellement avec le nombre décroissant d'atomes de brome (p. ex. demi-vie de 18 secondes pour le BDE209 et de près de 60 jours pour le BDE47). Selon les observations échelonnées sur 3,5 ans, le BDE209 présent dans des microcosmes de sédiments naturels avait une demi-vie variant entre 6 et 50 ans, soit en moyenne 14 ans. | Voie de transformation proposée pour les deux systèmes combinés : BDE209 > nonaBDE (BDE206, -207 -208) > octaBDE (BDE196, -197) > heptaBDE (BDE191, -184, deux heptaBDE inconnus) > hexaBDE (BDE138, -128, -154, -153) > pentaBDE (BDE119, -99) > tétraBDE (BDE66, -47, -49) > triBDE (BDE28, -17) Plus précisément, au bout de 3,5 ans, leur analyse de la dégradation du BDE209 dans les sédiments a permis d'identifier les BDE208, -197, -196, -191, -128, -184, -138 et -128 ainsi que 3 octaBDE non identifiés et 2 heptaBDE non identifiés. |

| Auteurs de l'étude | Genre d'étude | Degré de pureté de la substance | Médiateur de la dégradation | Conditions expérimentales | Taux de dégradation | Produits de dégradation |
|-----------------------------|--------------------------------|---------------------------------|------------------------------|--|--|--|
| Kohler <i>et al.</i> (2008) | Débromation dans les sédiments | ND | Sédiments lacustres naturels | Sur le terrain – carottes de sédiments lacustres | Les carottes de sédiments révèlent que les décaBDE sont apparus dans les couches de sédiments au milieu des années 1970, il y a donc plus de 30 ans. | Malgré la forte persistance du décaBDE dans les sédiments, l'étude suggère l'occurrence d'une débromation de ce congénère dans l'environnement, comme le montre la détection d'un changement des tendances des congénères octaBDE et nonaBDE dans les sédiments, comparativement aux tendances de ces congénères dans les produits techniques de PBDE (p. ex. présence de BDE202). L'étude suggère également que des processus de transformation biotiques et abiotiques sont impliqués dans l'intervalle séparant le rejet de produits techniques dans l'environnement et la formation de leurs résidus finaux dans les sédiments. |

ND – non déterminé ou non indiqué

Annexe F : Diagrammes de la structure du décaBDE et du décaBDéthane

| Nom de la substance et numéro de registre CAS | Structure |
|---|--|
| <p>Décabromodiphényléter</p> <p>CAS : 1163-19-5</p> |  |
| <p>Décabromodiphénylétane</p> <p>CAS : 84852-53-9</p> |  |