

Ébauche d'évaluation préalable

1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododécane

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
3194-55-6**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Août 2010

SOMMAIRE

Conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont effectué une évaluation préalable du 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane, plus communément appelé hexabromocyclododécane, dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est 3194-55-6. L'hexabromocyclododécane fait partie des 123 substances de la *Liste intérieure* qui ont été choisies pour un projet pilote d'évaluation préalable. Durant la catégorisation visant la *Liste intérieure*, une priorité élevée a été accordée à l'évaluation préalable de cette substance, car elle répondait aux critères de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité intrinsèque pour la vie aquatique. Par conséquent, la présente évaluation est axée principalement sur les risques pour l'environnement.

L'hexabromocyclododécane est principalement utilisé comme agent ignifuge dans le polystyrène qui sert de matériau isolant dans l'industrie du bâtiment. Il est également utilisé pour l'ignifugation des textiles dans le rembourrage du mobilier résidentiel et commercial, la garniture des sièges dans l'industrie du transport, les revêtements muraux et les tentures. Il est aussi ajouté parfois aux liants au latex, aux adhésifs et aux peintures ainsi qu'au polystyrène choc et aux résines styrène-acrylonitrile utilisés pour l'équipement électronique et électrique.

La demande mondiale en hexabromocyclododécane a été estimée à 16 700 tonnes en 2001, ce qui représente 8,2 % de la demande totale en agents ignifuges bromés cette année-là. Selon les résultats d'une enquête menée pour l'année 2000 en vertu de l'*Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure des substances*, paru en application de l'article 71, il n'y a eu aucune fabrication d'hexabromocyclododécane au Canada en 2000, mais de 100 000 à 1 000 000 kg de cette substance y ont été importés cette année-là.

Environnement

Des études de surveillance rapportent la présence d'hexabromocyclododécane dans de nombreux milieux naturels, parfois en concentration élevée. Des analyses de carottes de sédiments indiquent clairement une augmentation croissante des concentrations d'hexabromocyclododécane depuis les années 1970, ce qui confirme une stabilité dans les sédiments profonds pouvant atteindre des périodes de 25 à 30 ans, voire plus. De même, des données confirment l'augmentation des concentrations d'hexabromocyclododécane dans le biote en Amérique du Nord et en Europe, à la fois au sein des espèces et le long des chaînes trophiques.

Des données mesurées et modélisées indiquent que l'hexabromocyclododécane entreprendra une dégradation primaire. Cependant, il a été impossible d'établir avec certitude la dégradation ultime de cette substance dans l'environnement. Des études en laboratoire portant sur l'eau, les sédiments, le sol et les boues confirment la présence de produits de dégradation primaire, notamment le 1,5,9-cyclododécatriène, une substance

qui n'est pas facilement biodégradable et qui peut s'avérer stable dans l'environnement. D'après les preuves disponibles, le 1,5,9-cyclododécatène est potentiellement très toxique pour la vie aquatique (les concentrations létales médianes, mesurées et prévues, étant inférieures à 1 mg/L) et est potentiellement très bioaccumulable dans les organismes aquatiques.

Ensemble, les éléments de preuve issus des études de dégradation et les données de surveillance établissent que l'hexabromocyclododécane peut demeurer stable dans l'environnement pendant plus d'un an. La substance répond donc aux critères de la persistance prévus dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE (1999) [demi-vie dans l'eau et le sol d'au moins 182 jours, et demi-vie dans les sédiments d'au moins 365 jours]. De plus, l'hexabromocyclododécane répond aux critères de la persistance dans l'air prévus dans le même Règlement (demi-vie d'au moins deux jours ou potentiel de transport atmosphérique de la source vers une région éloignée), selon une demi-vie atmosphérique prévue de 2,13 jours et des indications de présence dans des régions considérées comme étant éloignées de sources potentielles, notamment l'Arctique.

Comme l'indique la majorité des données expérimentales et prévues, l'hexabromocyclododécane répond aux critères de la bioaccumulation précisés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE (1999) [facteur de bioaccumulation ou facteur de bioconcentration de 5 000 ou plus] et il est susceptible de présenter un potentiel de bioaccumulation important dans l'environnement. Des facteurs de bioconcentration de 18 100 (truite arc-en-ciel) et de 12 866 (tête-de-boule, état stable) ont été obtenus au cours d'études en laboratoire. De plus, des études sur le terrain ont révélé qu'il y a une bioaccumulation et une bioamplification de l'hexabromocyclododécane dans les réseaux trophiques.

L'hexabromocyclododécane s'est révélé toxique pour les espèces aquatiques et terrestres et il a des effets néfastes importants sur la survie, la reproduction et le développement des algues, des daphnies et des vers annelés. Selon des études récentes, il pourrait nuire au fonctionnement normal des enzymes hépatiques et des hormones thyroïdiennes chez les poissons. En ce qui concerne les mammifères, l'exposition sublétales a été associée à des effets toxicologiques potentiels sur le foie et la thyroïde, y compris une détérioration des cellules, une hausse importante de l'activité enzymatique hépatique, une grande réduction des taux d'hormones thyroïdiennes en circulation et une hausse du poids de la thyroïde.

La combustion de l'hexabromocyclododécane dans certaines conditions peut mener à la production de polybromodibenzoparadioxines et de polybromodibenzofuranes. Des traces de ces composés et de leurs précurseurs ont été mesurées pendant la combustion de matériaux polystyrènes ignifugés contenant de l'hexabromocyclododécane. Ces produits de transformation constituent des analogues bromés des polychlorodibenzofuranes et des polychlorodibenzoparadioxines de la voie 1 énoncés dans la *Politique de gestion des substances toxiques*.

Par ailleurs, l'analyse des quotients de risque a permis de déterminer que les concentrations d'hexabromocyclododécane dans l'environnement au Canada peuvent nuire aux populations d'organismes pélagiques et benthiques, mais elles sont peu susceptibles d'avoir des effets nocifs directs sur les organismes du sol et les espèces sauvages. Il faut toutefois considérer le fait que la présence de d'hexabromocyclododécane dans l'environnement mérite qu'on s'en préoccupe à la lumière de solides données établissant que la substance y est persistante et bioaccumulable.

Même si l'on ne dispose d'aucune information détaillée récente sur la production et l'utilisation de l'hexabromocyclododécane, des études de surveillance semblent indiquer que l'utilisation de la substance en Amérique du Nord et à l'échelle mondiale serait à la hausse. En outre, des données indiquent que l'hexabromocyclododécane pourrait remplacer certains ignifugeants composés d'éther diphénylique polybromé (particulièrement la formule commerciale du décabromodiphényléther).

Selon l'ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de considérer l'hexabromocyclododécane comme une substance qui pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une 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.

Santé humaine

La population générale du Canada peut être exposée à l'hexabromocyclododécane par voie orale et par inhalation. Les milieux naturels (air ambiant, eau, sol et sédiments), la poussière domestique, l'air intérieur, le lait maternel et les produits de consommation traités avec de l'hexabromocyclododécane sont au nombre des sources connues d'exposition humaine à cette substance. L'hexabromocyclododécane peut être libéré de la matrice d'un produit au fil du temps par abrasion et utilisation, car il n'est pas lié par covalence. Étant donné sa faible pression de vapeur, l'hexabromocyclododécane ne se volatiliserait pas et ne dégagerait pas de gaz à partir d'un produit.

La caractérisation des risques que présente l'hexabromocyclododécane pour la santé humaine était fondée principalement sur l'évaluation de l'Union européenne, ainsi que sur la prise en compte de données plus récentes. La toxicité pour la reproduction constitue l'effet critique à considérer aux fins de la caractérisation des risques pour la santé humaine, les effets signalés comprenant une baisse de la fertilité et des effets sur la thyroïde. Les estimations les plus élevées de la limite supérieure de l'absorption d'hexabromocyclododécane seraient associées aux enfants qui sont allaités (ingestion de lait maternel) et portent des produits de consommation à leur bouche. Une comparaison de ces estimations d'exposition avec les concentrations associées à un effet critique, qui proviennent des résultats d'un essai de toxicité sur la reproduction mené sur deux générations, indique que les marges d'exposition protègent comme il convient la santé humaine. À la lumière des renseignements disponibles, il est proposé de considérer l'hexabromocyclododécane comme une substance qui ne pénètre pas dans

l'environnement en une quantité, à des concentrations ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des mesures de contrôle possibles définies à l'étape de la gestion des risques.

Conclusion proposée

D'après les renseignements disponibles concernant la santé humaine et l'environnement, il est proposé de conclure que l'hexabromocyclododécane répond au moins un des critères de l'article 64 de la LCPE (1999).

De plus, il est proposé de conclure que l'hexabromocyclododécane répond aux critères de la persistance et à ceux du potentiel de bioaccumulation prévus dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* et que sa présence dans l'environnement est principalement attribuable à l'activité humaine.

Introduction

La présente évaluation préalable a été effectuée conformément à l'article 74 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999). Cet article exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à des évaluations préalables des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés à l'article 73 de la *Loi* afin de déterminer si elles répondent ou pourraient répondre aux critères de l'article 64 de cette loi.

En se fondant sur l'information obtenue dans le processus de catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti) et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (hexabromocyclododécane ou HBCD, n° CAS 3194-55-6), un ignifugeant bromé, a été inséré dans une liste de 123 substances nécessitant une évaluation préalable dans le cadre d'un projet pilote, en vertu de la LCPE (1999). Les caractéristiques chimiques de la substance indiquent qu'elle peut être persistante, bioaccumulable et intrinsèquement toxique pour les organismes non humains. Il a été confirmé par la suite qu'elle répondait à ces critères de la catégorisation.

Même si l'évaluation des risques que présente l'HBCD pour l'environnement est jugée hautement prioritaire, cette substance ne répond ni aux critères de la catégorisation applicables au PFRE ou au REI, ni aux critères définissant un grave risque pour la santé humaine, compte tenu du classement attribué par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à sa cancérogénicité, à sa génotoxicité ou à sa toxicité sur le plan du développement ou de la reproduction. La présente évaluation est donc axée principalement sur les renseignements présentant de l'intérêt pour l'évaluation des risques touchant l'environnement.

Les évaluations préalables mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de l'article 64 de la *Loi*. Elles visent à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.

La présente ébauche d'évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers et les risques, les utilisations de la substance en question et l'exposition à celle-ci. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de l'HBCD sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment. Les renseignements obtenus jusqu'en mars 2009 ont été pris en compte en vue de leur inclusion dans les parties du document concernant l'évaluation des risques pour l'environnement, et les résultats de recherches documentaires menées jusqu'en janvier 2010 l'ont été pour les parties concernant l'évaluation des risques pour la santé humaine. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique; il est possible que les résultats de modélisation aient servi à formuler des conclusions. De plus, une enquête sur l'HBCD auprès de l'industrie a été menée en 2000 au moyen d'un avis paru dans la *Gazette du Canada*, conformément à l'article 71 de la LCPE (1999). Cette enquête a permis de recueillir des données sur la fabrication, l'importation, les utilisations et les rejets d'HBCD au Canada (Environnement Canada, 2001).

L'évaluation des risques pour la santé humaine suppose la prise en compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition (non professionnelle) de la population dans son ensemble et de l'information sur les dangers et les risques pour la santé (fondée principalement sur des évaluations effectuées par d'autres organismes selon la méthode du poids de la preuve et ayant servi à déterminer le caractère prioritaire de la substance). Les décisions concernant la santé humaine reposent sur la nature de l'effet critique ou sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données répertoriées sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable¹. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada, et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Le volet de la présente évaluation ayant trait à l'environnement a fait l'objet d'une étude scientifique consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers, et les commentaires reçus ont été pris en considération dans la production de ce document. Toxicology, Excellence for Risk Assessment a fait parvenir ses commentaires à propos des parties techniques pertinentes à la santé humaine. Bien que les commentaires externes aient été prises en considération,

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques pour l'environnement et/ou la santé humaine liés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut notamment les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) portant sur les substances énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de danger définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*. Ce dernier fait partie du cadre réglementaire applicable au Système d'information sur les matières dangereuses au travail pour les produits destinés à être utilisés au travail.

Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu et des conclusions de l'évaluation préalable des risques.

Les considérations et renseignements importants qui sous-tendent la présente évaluation sont présentés ci-après.

Identité de la substance

Aux fins du présent document, la substance est appelée HBCD, appellation tirée de son nom chimique, l'hexabromocyclododécane.

Les structures chimiques de l'HBCD sont présentées au tableau 1. L'HBCD est un bromure cycloaliphatique produit par la bromation du cyclododécatriène (n° CAS 27070-59-3, Mack, 2004). Le produit technique qui en résulte constitue principalement un mélange de trois diastéréo-isomères (stéréo-isomères) nommés alpha (α), bêta (β) et gamma (γ), définis selon leur ordre d'éluion dans une colonne de chromatographie liquide à haute performance (CLHP) en phase inverse. Des traces de deux autres diastéréo-isomères, delta (δ) et epsilon (ϵ), ont également été signalés. En principe, il est possible d'observer jusqu'à 16 stéréo-isomères, y compris 6 paires diastéréo-isomériques d'énantiomères et 4 structures méso, d'après les caractéristiques structurelles de la substance (Heeb *et al.*, 2004; Law *et al.*, 2005). Les isomères α , β et γ ont été observés dans des paires chirales, alors qu'aucune rotation optique n'a été décelée chez les stéréo-isomères δ et ϵ ; ces derniers ont donc été provisoirement désignés comme structures méso (Law *et al.*, 2005).

En général, l'HBCD commercial se compose d'un isomère γ à environ 80 à 85 %, d'un isomère α à 8 ou 9 % et d'un isomère β à 6 % (ACCBFRIP, 2005). Quatre formes commerciales d'HBCD sont disponibles, à savoir celles qui ont un point de fusion faible, moyen et élevé et celles qui sont thermiquement stables; chaque forme contient des proportions différentes des trois stéréo-isomères (Tomy *et al.*, 2004a). La forme de l'HBCD est sélectionnée en fonction de son utilisation finale.

Propriétés physiques et chimiques

Le tableau 2 présente les propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) de l'HBCD qui se rapportent à son devenir dans l'environnement.

Sources

On n'a trouvé dans les publications aucune mention de la présence naturelle d'HBCD dans l'environnement, et les sources d'exposition à cette substance sont anthropiques.

Les résultats d'une enquête menée auprès de l'industrie, déclarés en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), démontrent que l'HBCD n'a pas été fabriqué au-dessus des seuils de déclaration au Canada en 2000, quoique des quantités allant de 100 000 à 1 000 000 kg y ont été importées au cours de cette même année (Environnement Canada, 2001).

À l'échelle mondiale, l'HBCD est une substance chimique produite en grande quantité aux États-Unis, à savoir plus de 16 700 tonnes par année (Heeb *et al.*, 2005). Pour les années de déclaration 1994, 1998 et 2002, les volumes annuels de production et d'importation aux États-Unis se situaient entre 4 535 et 22 679 tonnes, soit entre 10 et

50 millions de livres (US EPA, 2002). La demande mondiale d'HBCD était estimée à 16 700 tonnes en 2001; cela représentait 8,2 % de la demande totale en agents ignifuges bromés cette année-là et plaçait l'HBCD au troisième rang de la production mondiale après le tétrabromobisphénol A et le décabromodiphényléther (BSEF, 2005). En 2001, les marchés principaux étaient l'Europe (9 500 tonnes), où l'HBCD est classé comme une substance chimique produite en grande quantité, l'Asie (3 900 tonnes) et les Amériques (2 800 tonnes).

Utilisations

L'HBCD est utilisé principalement comme ignifugeant dans les mousses de polystyrène expansé et les mousses de polystyrène extrudé servant d'isolants thermiques dans l'industrie de la construction (ACCBFRIP, 2005). Les mousses de polystyrène expansé et extrudé sont intégrées dans des matériaux comme les panneaux isolants d'immeubles industriels et résidentiels (Great Lakes Chemical Corporation, 2005a). Le polystyrène expansé est également utilisé comme isolant des glaciers et matériau d'emballage (courriel envoyé en 2007 par Dow Chemicals Canada Inc. à Environnement Canada; source non citée). Les concentrations d'HBCD dans les mousses en Europe sont supérieures à celles utilisées au Canada, afin de satisfaire aux normes européennes de prévention des incendies. Pour ce qui est des mousses européennes, les concentrations d'HBCD sont généralement d'environ 0,67 % dans le polystyrène expansé et elles vont de 1 à 3 % dans le polystyrène extrudé (EURAR, 2008). Au Canada, les concentrations d'HBCD dans les mousses de polystyrène extrudé vont généralement de 0,5 à 1 % (EPSMA *et al.*, 2009).

Une autre application de l'HBCD est l'ignifugation des textiles, pour laquelle la substance, emprisonnée dans un polymère, est appliquée à l'envers du tissu d'ameublement à des concentrations allant généralement de 6 à 15 % (ACCBFRIP, 2005). Parmi les produits finis ordinaires de cette application, on compte le mobilier résidentiel et commercial, les sièges automobiles, les rideaux et les revêtements muraux (FRCA, 1998). L'HBCD peut être ajouté aux liants au latex, aux adhésifs et aux peintures, pour les rendre ignifugeants (Albemarle Corporation, 2000a; Great Lakes Chemical Corporation, 2005a). Il peut aussi être ajouté au polystyrène choc employé dans l'équipement électrique et électronique, par exemple l'équipement audiovisuel, même si cette application n'est pas courante (BSEF, 2003). L'HBCD n'est pas utilisé dans les boîtiers d'équipement électronique de produits comme les téléviseurs et les ordinateurs, lesquels doivent satisfaire à des normes supérieures à celles d'autres produits en matière d'ignifugation (ACCBFRIP, 2005).

Les principales utilisations de l'HBCD au Canada (le polystyrène expansé, le polystyrène extrudé et les textiles) sont conformes aux profils d'utilisation mondiaux et européens mentionnés ci-dessus. Le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne sur l'HBCD (EURAR, 2008) donne quelques exemples de produits de consommation finale contenant de l'HBCD :

- mobilier rembourré (résidentiel et commercial) recouvert de tissu uni et à velours
- sièges rembourrés des moyens de transport, rideaux et revêtements muraux
- enveloppes de matelas
- textiles intérieurs (p. ex., les stores à enroulement)
- textiles intérieurs pour automobiles
- coussins de voiture
- panneaux isolants utilisés dans la construction de bâtiments, par exemple dans les murs, les caves, les plafonds intérieurs et les toitures inversées
- panneaux isolants utilisés pour empêcher le soulèvement par le gel des routes et des remblais de chemin de fer
- matériau d'emballage
- équipement électrique et électronique, par exemple les coffrets de distribution pour les lignes électriques
- boîtiers de vidéocassettes
- fils, câbles et revêtements textiles en polychlorure de vinyle
- peintures protectrices

L'HBCD est un ignifugeant de type additif. Ce type d'ignifugeant est combiné physiquement avec le matériau traité; il n'y est pas lié par une réaction chimique comme les ignifugeants réactifs. Par conséquent, une migration est possible, au moins dans une certaine mesure, dans la matrice polymérique. Plusieurs facteurs limitent la migration d'HBCD dans les polymères, y compris une faible pression de vapeur, une faible hydrosolubilité et une prévision élevée du coefficient de partage carbone organique-eau (K_{co}) de la substance (courriel envoyé en 2007 par Albemarle Corporation à Environnement Canada; source non citée). L'HBCD à la surface d'un polymère ou d'un produit pourrait être rejeté dans l'environnement lors de l'utilisation ou de l'élimination du produit. De faibles quantités de peroxydes organiques à effets synergiques sont fréquemment ajoutées à l'HBCD pour augmenter l'efficacité du rendement (US NRC, 2000), et des formes thermiquement stables d'HBCD sont requises pour les températures de traitement supérieures à 200 °C. Le peroxyde de dicumyle peut être utilisé comme agent synergique avec l'HBCD dans le polystyrène expansé afin d'améliorer l'ignifugation (courriel envoyé en 2007 par Dow Chemicals Canada Inc. à Environnement Canada; source non citée).

Sources de rejets

Des rejets d'HBCD dans l'environnement peuvent se produire pendant la production et la fabrication, le traitement, le transport, l'utilisation, la mauvaise manipulation, l'entreposage ou le confinement défectueux, les émissions par des sources ponctuelles, les rejets migratoires issus de l'utilisation de produits manufacturés et de l'élimination de la substance ou de produits contenant la substance. L'HBCD peut être rejeté dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments.

Étant donné que l'HBCD ne semble pas produit au Canada, les rejets éventuels liés à sa production ne seront pas davantage pris en considération dans la présente évaluation. L'HBCD rejeté pendant les activités de traitement peut pénétrer dans l'air ou être déversé dans les eaux usées. Comme ses principales utilisations sont associées à la production de polymères pour les industries de la construction et du textile, il serait rejeté en grande partie dans les secteurs urbains et industriels. De plus, on s'attend à ce que les rejets des activités de traitement soient considérablement inférieurs à ceux liés aux revêtements de textile contenant de l'HBCD (courriel envoyé en 2007 par Albemarle Corporation à Environnement Canada; source non citée). Que l'HBCD soit présent dans des particules de poussière atmosphérique ou adsorbé sur des particules, sa densité relativement élevée (2,1 à 2,37 g/mL, voir le tableau 2) indique qu'il peut être éliminé de l'atmosphère par sédimentation. L'HBCD rejeté dans les eaux usées sera probablement transporté vers une installation de traitement. Les coefficients de partage carbone organique-eau et octanol-eau ($\log K_{oe}$ de 5,625 à 5,81 et une estimation du $\log K_{co}$ de 5,097) semblent indiquer que la plupart de l'HBCD pénétrant dans une installation de traitement est retenue dans les boues. Cependant, de petites quantités (p. ex., 1 260 ng/L; Deuchar, 2002) ont été mesurées dans les effluents terminaux déversés dans les eaux réceptrices. On prévoit que l'HBCD pénétrant dans les eaux de surface se répartira dans les matériaux du lit après avoir été adsorbé sur particules en suspension dans l'eau et avoir subi une sédimentation par la suite. Des rejets dans le sol pourraient se produire pendant l'épandage de biosolides sur des terres agricoles et des pâturages.

Au cours de la vie utile des produits finaux, l'HBCD peut être rejeté sous forme de vapeur ou de particules dans l'air ou par lixiviation dans l'eau. Les rejets devraient être observés initialement dans l'air, mais la sédimentation et l'élimination de particules entraîneraient des pertes dans le sol et l'eau. Des pertes peuvent également se produire par abrasion et dégradation de produits polymères finaux. Il est peu probable que l'HBCD présent dans la mousse isolante soit exposé aux conditions climatiques une fois la construction de l'immeuble terminée. Par contre, avant et pendant la construction, ainsi que pendant la démolition, l'isolation peut subir des altérations atmosphériques, une désintégration physique et une usure, ce qui pourrait entraîner un rejet de particules contenant de l'HBCD. Une fois emprisonnés, ces matériaux de construction peuvent subir une certaine désintégration au fil du temps et entraîner le rejet d'HBCD par la suite. Toutefois, on estime que les rejets de matériaux emprisonnés seraient faibles, étant donné que la poussière et la fragmentation seraient probablement minimales et que la volatilisation de l'HBCD issue de produits serait faible. L'HBCD emprisonné dans les matériaux de revêtement de textile sera plus enclin à subir les altérations atmosphériques et l'usure pendant la durée de vie utile du produit polymère, notamment par le lavage et le

nettoyage au moyen de produits chimiques. Les pertes seront probablement observées surtout dans les déchets solides et les eaux usées. Par contre, dans le cas des matériaux de construction, des rejets dans le sol pourraient se produire et être suivis d'émissions atmosphériques ou d'un ruissellement. Ces pertes s'appliquent à l'HBCD dans les produits fabriqués au Canada ainsi qu'à l'HBCD dans les produits finis et semi-finis importés au pays.

Les produits et matériaux contenant de l'HBCD dans les sites d'enfouissement subiront des altérations atmosphériques, en rejetant des particules de la substance essentiellement dans le sol et, dans une moindre mesure, dans l'eau et l'air. On prévoit que l'HBCD rejeté dans le sol lors des activités d'enfouissement sera adsorbé sur les particules et la matière organique, et qu'il restera en grande partie immobile. Par exemple, un certain transport de surface limité peut se produire dans l'eau, en raison de l'entraînement de la substance par l'eau de pluie et le ruissellement. Toutefois, étant donné la faible pression de vapeur de la substance, il est improbable qu'elle se volatilise à partir de la surface du site d'enfouissement. Il existe peu d'information sur la solubilité de l'HBCD dans le lixiviat du site d'enfouissement. Cependant, étant donné la faible hydrosolubilité de la substance, la lixiviation à partir de la surface des produits polymères dans le site d'enfouissement est probablement limitée. De faibles concentrations d'HBCD (maximum de 9 ng/L; Remberger *et al.*, 2004) ont été mesurées dans deux échantillons de lixiviat prélevés dans un site d'enfouissement suédois servant aux déchets issus de la construction et de la démolition. Des concentrations sensiblement plus élevées (poids sec maximum de 36 000 ng/g) étaient présentes dans la phase particulaire de l'eau de lixiviation aux Pays-Bas (Morris *et al.*, 2004). Toutefois, ces échantillons ont été prélevés à partir de l'eau de lixiviation avant qu'elle soit traitée et rejetée dans l'eau de surface. La tendance d'adsorption de l'HBCD sur les particules, son hydrosolubilité limitée et les preuves selon lesquelles la substance subira une biodégradation anaérobie laissent penser que le risque de contamination de l'eau souterraine par des produits contenant de l'HBCD est probablement faible dans les sites d'enfouissement.

L'HBCD est instable à des températures supérieures à 200 °C (Albemarle Corporation, 2000a) et, par conséquent, il se décompose lors de l'incinération. Des résultats expérimentaux confirment que dans certaines conditions, l'HBCD et les produits qui en contiennent peuvent rejeter de petites quantités de polybromodibenzoparadioxine et de polybromodibenzofurane durant leur incinération. Des traces de ces composés ont été mesurées pendant la combustion de matériaux polystyrènes ignifugés contenant de l'HBCD (Dumler *et al.*, 1989; Desmet *et al.*, 2005). Les polybromodibenzoparadioxines et les polybromodibenzofuranes présents dans les déchets d'HBCD seront probablement détruits par les températures très élevées des incinérateurs fonctionnant efficacement. Néanmoins, ces substances peuvent être rejetées par des incinérations non contrôlées, des incendies fortuits et des incinérateurs fonctionnant mal. Une étude récente menée par Desmet *et al.* (2005) a documenté la formation de bromophénols, précurseurs reconnus des polybromodibenzodioxines et des polybromodibenzofuranes, au cours de la combustion d'un polystyrène extrudé ignifugeant contenant de l'HBCD. Cependant, cette étude n'a pas révélé la formation de dioxines et de furanes.

Devenir dans l'environnement

Le tableau 2 résume certaines des propriétés physiques et chimiques mesurées et prévues de l'HBCD.

À cause de l'utilisation de l'HBCD comme ignifugeant, les rejets de cette substance dans l'environnement au Canada devraient être diffus et avoir lieu principalement dans les eaux usées. Des rejets dans le sol pourraient également se produire pendant l'épandage de boues d'épuration comme biosolides sur les terres agricoles et les pâturages. Des rejets peuvent se produire tant dans l'environnement intérieur que dans l'environnement extérieur. Les concentrations dans la poussière, l'alimentation, le sérum et l'air intérieur sont présentées dans les tableaux 12 à 14.

La faible hydrosolubilité ($3,4 \times 10^{-3}$ mg/L à 25 °C; voir le tableau 2), la faible pression de vapeur ($6,27 \times 10^{-5}$ Pa à 21 °C) et les coefficients de partage élevés (log K_{oe} de 5,625 à 5,81, estimation du log K_{co} de 5,097) indiquent que l'HBCD rejeté dans l'environnement ne se répartira probablement pas dans l'air et l'eau et qu'il se déposera plutôt dans les sédiments et dans le sol. Les coefficients de partage élevés indiquent que l'HBCD rejeté dans l'eau devrait s'adsorber sur la fraction organique des matières solides en suspension et des sédiments. Si l'HBCD est rejeté dans le sol, il devrait être très légèrement mobile, d'après la valeur estimée du log K_{co} . D'après sa faible pression de vapeur, la substance ne devrait pas se volatiliser à partir des surfaces de sol sèches. Les résultats du modèle de fugacité de niveau III confirment l'attente selon laquelle l'HBCD se retrouve en grande partie dans le sol et les sédiments, selon son milieu de rejet. La modélisation de la fugacité de niveau III, réalisée à l'aide du modèle EPIWIN, a prévu les pourcentages de répartition suivants, respectivement dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments : 0,0007 %, 2,1 %, 40 % et 58 % (EPI Suite, 2007).

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

La demi-vie prévue pour la dégradation de l'HBCD dans l'atmosphère causée par la réaction avec les radicaux hydroxyles est de 2,13 jours (AOPWIN, 2000).

L'HBCD ne devrait pas subir d'hydrolyse dans l'environnement, en raison d'un manque de groupes fonctionnels hydrolysables et d'une faible hydrosolubilité (Harris, 1990; ACC, 2002). La Velsicol Chemical Corporation (1979) a mené une expérience sur l'hydrolyse en utilisant le produit commercial appelé Firemaster 100. Aucune hydrolyse importante ne s'est produite au cours de la période d'essai de 39 jours.

Le MITI (1992) a observé une biodégradation d'à peine 1 % sur une période de 28 jours dans le cadre d'un essai de biodégradation immédiate effectué pour l'HBCD. Les résultats indiquent que la demi-vie de dégradation ultime de l'HBCD dans l'eau est probablement sensiblement supérieure à 182 jours (plus de cinq ans si on suppose une cinétique de

dégradation de premier ordre) et que, par conséquent, la substance sera probablement persistante dans l'environnement. De même, aucune biodégradation n'a été observée lors de l'essai de biodégradation immédiate de 28 jours effectué sur un échantillon composite d'HBCD (pureté de 93,6 %) qui comprenait un isomère α à 6,0 %, un isomère β à 8,5 % et un isomère γ à 79,1 % (CMABFRIP, 1996; ACC, 2002).

Même s'il existe des données expérimentales sur la biodégradation de l'HBCD dans l'eau, des estimations modélisées tirées des relations quantitatives structure-activité ont également été prises en considération (Environnement Canada, 2007; voir le tableau 3). Le sous-modèle 4 du modèle BIOWIN (2000) prévoit que l'HBCD se prête bien à la dégradation primaire (demi-vie \leq 182 jours). Cependant, en ce qui a trait à la dégradation ultime, le sous-modèle 3 prévoit que l'HBCD se biodégrade lentement. D'après le modèle BIOWIN (2000), les sous-modèles 5 et 6 (deux modèles de biodégradation ultime) prévoient aussi une faible probabilité de biodégradation rapide. Le modèle canadien CPOP (2008), qui prévoit une biodégradation ultime, estime une demande biochimique en oxygène (DBO) de seulement 0,1 %, ce qui indique encore une biodégradation très lente. Lorsque les résultats des essais empiriques de biodégradation immédiate sont comparés aux données modélisées, il semble probable que l'HBCD subisse une certaine forme de biodégradation primaire dans l'eau, mais que la durée de biodégradation ultime pourrait dépasser 182 jours, ce qui laisse supposer que la substance est persistante dans ce milieu. De même, tel qu'il est mentionné ci-dessous, des preuves indiquent la formation d'un produit de transformation stable et éventuellement persistant, soit le cyclododéca-1,5,9-triène.

L'ACCBFRIP (2003b) et Davis *et al.* (2005) ont examiné la dégradabilité de l'HBCD en utilisant les microcosmes et les sols aérobies et anaérobies de l'eau et des sédiments. Les demi-vies de dégradation étaient de 11 et 32 jours dans les microcosmes aérobies, de 1,1 et 1,5 jour dans les microcosmes anaérobies, et de 6,9 jours dans le sol anaérobie. Aucun produit de dégradation n'a été décelé dans les sédiments, l'eau sus-jacente ou l'espace libre des microcosmes. Dans son analyse de l'étude, le rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne (EURAR, 2008) précisait que la récupération d'HBCD dans les récipients d'essai variait de 33 à 125 %, la plupart des récupérations étant inférieures à 70 %. Un pic chromatographique interférant avec les caractéristiques semblables à celle de l'isomère *gamma* (γ)-HBCD était également présent dans un des deux échantillons de sédiments de rivière, ce qui indiquait une contamination possible de l'échantillon par de l'HBCD. En outre, la très faible concentration initiale d'HBCD a donné, au terme de l'essai, des concentrations de diastéréo-isomères α et β inférieures aux limites de détection. Ainsi, la quantification n'était possible que pour l'isomère γ , et aucun renseignement n'est disponible au sujet du devenir des isomères *alpha* (α)-HBCD et *bêta* (β)-HBCD. Ce fait est particulièrement important compte tenu des preuves de prépondérance de l'isomère α dans le biote, ce qui semble indiquer que cet isomère peut avoir une plus grande stabilité environnementale (voir la section Bioaccumulation ci-dessous). Comme aucun produit de dégradation, ni même du dioxyde de carbone, n'a été décelé dans le cadre de l'étude, les processus biotiques ne pouvaient pas être liés de manière concluante à la disparition rapide observée de l'HBCD. Par conséquent, les

résultats sont exprimés en périodes de disparition plutôt qu'en taux de biodégradation (EURAR, 2008).

Dans une étude de grande qualité, l'EBFRIP (2004b) et Davis *et al.* (2006) ont examiné la biodégradation de l'HBCD dans les boues activées et les boues de digestion, les sédiments de rivière et les sols de surface. Les objectifs de l'étude ont mis l'accent sur la détermination des voies et des produits de dégradation, et les demi-vies de la transformation n'ont pas été signalées pour les divers milieux d'essai. Une transformation considérable s'est produite dans les boues de digestion anaérobies ainsi que dans les microcosmes aérobies et anaérobies des sédiments d'eau douce. Les taux de dégradation étaient plus lents dans les échantillons de boues activées, et aucune dégradation de l'HBCD n'a été observée dans les microcosmes des sols aérobies. Le tétrabromocyclododécène, le dibromocyclododécadiène et le cyclododéca-1,5,9-triène ont été relevés comme produits de biotransformation primaire, ce qui démontre que la dégradation de l'HBCD dans l'environnement peut se produire par un processus de débromation séquentielle.

Gerecke *et al.*, 2006 ont signalé une demi-vie de dégradation de 0,66 jour pour l'HBCD technique incubé avec des boues d'épuration digérées dans des conditions anaérobies. Les isomères β -HBCD et γ -HBCD se sont dégradés plus rapidement que l'isomère α -HBCD; ainsi, les chercheurs en ont conclu que les taux de dégradation différentiels peuvent contribuer à l'enrichissement relatif de l'isomère α -HBCD observé dans les échantillons de biote. Les constatations de l'étude étaient contradictoires par rapport à celles de l'EBFRIP (2004b), selon lesquelles il n'existait aucune différence entre le comportement de transformation des trois isomères.

Aucun renseignement n'a été trouvé sur les propriétés de dégradation et la toxicité du tétrabromocyclododécène et du dibromocyclododécadiène. Par contre, certaines données limitées sont disponibles pour le cyclododéca-1,5,9-triène, produit final de la débromation. La substance est classée comme n'étant pas immédiatement biodégradable; on observe un taux de biodégradation de seulement 1 % dans l'essai normalisé de biodégradation immédiate de 28 jours (du Pont, 2003). Bridié *et al.* (1979a, 1979b) ont mesuré une DBO de 0,02 g/g et une CL_{50} (concentration létale médiane) de 4 mg/L sur 24 heures pour le cyprin doré (*Carassius auratus*), ce qui indique que le cyclododéca-1,5,9-triène résiste à l'oxydation microbienne et qu'il peut être toxique pour les espèces aquatiques. D'autres données mesurées et estimées soutiennent la constatation selon laquelle la substance présente un risque élevé pour les organismes aquatiques. Par exemple, le NITE (2002) enregistre une CL_{50} de 0,166 mg/L sur 48 heures pour le poisson de rizière (*Oryzias latipes*) et ECOSAR (2009) prévoit que le niveau de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques est inférieur à 1 mg/L (c.-à-d., $CL_{50} = 0,104$ mg/L sur 96 heures pour le poisson; $CL_{50} = 0,098$ mg/L sur 48 heures pour la daphnie; $CE_{50} = 0,214$ mg/L sur 96 heures pour les algues vertes; voir l'annexe A). Des données du NITE (2002) indiquent également que la substance démontre un potentiel de bioconcentration élevé; les valeurs de facteur de bioconcentration (FBC) mesurées chez la carpe vont de 2 360 à 12 500 et de 1 920 à 14 800, après une exposition pendant 10 semaines à 0,01 et 0,001 mg/L, respectivement. À l'aide du modèle de bioaccumulation d'Arnot et de Gobas

(2003), les valeurs de FBC calculées pour le cyclododéca-1,5,9-triène vont de 9 813 (correction adaptée à la transformation métabolique) à 18 620 L/kg (sans transformation métabolique), et les valeurs de facteur de bioaccumulation (FBA) vont de 66 360 (correction adaptée à la transformation métabolique) à 177 828 (sans transformation métabolique; voir l'annexe A). L'amélioration de l'essai de biodégradation aérobie immédiate à l'aide de l'isomère (1-*trans*, 5-*trans*, 9-*trans*)-cyclododéca-1,5,9-triène a permis de déterminer que même si la substance ne se biodégrade pas immédiatement, elle subira une biodégradation primaire à la fin d'une phase de latence d'environ 14 jours (EBFRIP, 2006). Dans le cadre de l'étude, il a été impossible d'obtenir des résultats concluants sur la minéralisation complète. Une étude menée ultérieurement dans des conditions semblables, en utilisant de plus faibles concentrations (Davis, 2006), a permis de documenter la formation du dioxyde de carbone au cours d'une période d'essai de 77 jours, ce qui indique que la minéralisation de la substance s'est produite dans les conditions de l'étude. Bien que la présente étude fournisse des preuves selon lesquelles le cyclododéca-1,5,9-triène subira une biodégradation dans les conditions de l'essai amélioré de biodégradation aérobie immédiate, des renseignements sont nécessaires au sujet du potentiel de biodégradation dans des conditions de faible teneur en oxygène, car ces conditions prévalent dans les couches inférieures du sol et dans les sédiments où l'HBCD a tendance à se répartir. Par ailleurs, la minéralisation complète de l'HBCD n'a pas encore été démontrée, ce qui indique que les produits de dégradation comme le cyclododéca-1,5,9-triène demeurent stables dans certaines conditions de l'étude. D'après les renseignements disponibles, le cyclododéca-1,5,9-triène est considéré comme potentiellement persistant dans l'environnement.

Des études menées sur des carottes de sédiments en Europe et au Japon ont révélé des concentrations d'HBCD dans des couches sédimentaires qui datent des années 1960 et 1970 (Remberger *et al.*, 2004; Minh *et al.*, 2007; Kohler *et al.*, 2008; Tanabe, 2008). Remberger *et al.* (2004), par exemple, ont mesuré des concentrations d'HBCD dans des couches sédimentaires âgées d'environ 30 à 40 ans prélevées dans des carottes de l'archipel de Stockholm; ces concentrations, qui contenaient de 25 à 33 % d'HBCD, ont été observées dans la couche supérieure des carottes. Les études précitées indiquent que la demi-vie de dégradation sur le terrain n'est pas aussi courte que pourraient l'indiquer des études de simulation de la dégradation (ACCBFRIP, 2003b; EURAR, 2008).

Pour résumer, les données sur l'HBCD dans les sédiments indiquent que la substance y est persistante. La demi-vie de dégradation primaire est relativement longue, mais probablement inférieure à 365 jours. Cependant, selon un rapport d'extrapolation de 1:4 pour l'eau et les sédiments, la demi-vie de dégradation ultime est probablement sensiblement supérieure à 365 jours (Boethling *et al.*, 1995). En outre, les mesures effectuées sur des carottes de sédiments indiquent que la dégradation dans l'environnement peut être de l'ordre de plusieurs années, voire de plusieurs décennies. D'après les renseignements recueillis à ce jour sur les produits de dégradation de l'HBCD, on s'attend à ce que ceux-ci soient bioaccumulables et toxiques, comme l'HBCD lui-même.

L'ACCBFRIP (2003c) a également examiné la dégradation de l'HBCD dans les microcosmes de sols aérobies et anaérobies. Une diminution moyenne du taux d'HBCD

de 75 % a été observée dans les microcosmes de sols aérobies au cours de la période d'essai de 119 jours. Dans le système d'essai anaérobie, le taux d'HBCD a diminué de 92 % au cours de la période de 21 jours dans les microcosmes d'essai. Les résultats de l'étude ont révélé une demi-vie de dégradation de 63 et 6,9 jours dans les sols aérobies et anaérobies, respectivement. Aucun produit de dégradation n'a été décelé dans le sol ou l'espace libre des microcosmes. Comme pour l'étude sur les microcosmes d'eau et de sédiments décrite ci-dessus, il a été noté dans l'EURAR (2008) que seul l'isomère γ a été quantifié; dès lors, cette étude ne renseigne aucunement sur le devenir des isomères α -HBCD et β -HBCD dans le sol. De plus, un seul type de sol a fait l'objet d'essais; il est donc difficile d'évaluer la représentativité de la demi-vie déterminée en regard des conditions dans l'environnement. Enfin, à défaut de produits de transformation définis, le mécanisme expliquant la disparition de l'HBCD reste vague; il peut être causé en partie par l'absorption au sol, si on considère les grandes différences observées entre les concentrations mesurées et nominales de l'HBCD dans le sol au début de l'essai (EURAR, 2008).

L'absence d'une observation de dégradation de l'HBCD dans les microcosmes de sols aérobies de l'EBFRIP (2004b) s'oppose de façon marquée aux résultats obtenus par l'ACCBFRIP (2003c). Ce dernier a signalé une demi-vie de dégradation de 63 jours dans les sols aérobies. Les substances d'essai utilisées dans les deux études avaient une composition comparable, mais l'EBFRIP (2004b) a utilisé une dose plus élevée et la substance d'essai qu'il a utilisée contenait une proportion accrue de l'isomère γ , c'est-à-dire une composition plus proche de celle du produit commercial courant. Les échantillons de sols ont été prélevés à différents moments de l'année (en avril pour l'ACCBFRIP, 2003c, et en novembre pour l'EBFRIP, 2004b), au même site dans le Dakota du Nord (EBRIP, 2004b), et les périodes d'exposition étaient comparables (119 et 112 jours). La période de stabilisation plus longue avant l'essai de 35 jours utilisée dans l'étude de l'ACCBFRIP (2003c) peut avoir donné lieu à une population microbienne plus stable au début de l'essai. Par contre, la période de 15 jours utilisée par l'EBFRIP (2004b) respectait la fourchette de 2 jours à 4 semaines recommandée dans les lignes directrices de l'OCDE (OCDE, 2002). Une différence essentielle consistait en l'ajout de boues activées aux microcosmes de l'ACCBFRIP (2003c), une procédure visant à déterminer les résultats possibles de la dégradation après l'ajout de biosolides contenant de l'HBCD aux sols de surface au cours du traitement par épandage. Bien que l'ACCBFRIP (2003f) ait signalé une inhibition de près de 30 % des micro-organismes dans les boues activées après le traitement à l'HBCD, il est probable que la présence de ces organismes dans les microcosmes de sol de l'ACCBFRIP (2003c) ait fait augmenter considérablement le taux de dégradation comparativement à celui de l'EBFRIP (2004b).

Pour résumer la section sur les sols, les données existantes sur l'HBCD semblent indiquer que la substance est persistante dans le sol. D'après un rapport d'extrapolation de 1:1 pour l'eau et le sol, la demi-vie de biodégradation ultime de l'HBCD dans le sol est probablement supérieure à 182 jours (Boethling *et al.*, 1995). Les taux de dégradation primaire semblent varier, mais ils peuvent également dépasser les 182 jours (EBFRIP, 2004b).

D'après les données empiriques et modélisées, l'HBCD répond aux critères de la persistance dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments (demi-vie dans l'air ≥ 2 jours, demi-vie dans le sol et l'eau ≥ 182 jours, et demi-vie dans les sédiments ≥ 365 jours) énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Wania (2003) a employé une approche de modélisation pour évaluer le potentiel de transport atmosphérique à grande distance de l'HBCD et a conclu que, d'après les propriétés physiques et chimiques de la substance, il est peu probable qu'elle atteigne des régions éloignées. Lors d'une étude ultérieure, Brown et Wania (2008) ont défini l'HBCD comme un contaminant potentiel dans l'Arctique d'après une demi-vie prévue par oxydation atmosphérique supérieure à deux jours et des similitudes structurelles par rapport aux contaminants connus dans l'Arctique. La faible volatilité de l'HBCD entraîne probablement une adsorption considérable sur les particules atmosphériques et, de ce fait, le potentiel de transport atmosphérique à grande distance de l'HBCD peut dépendre du comportement de transport des particules atmosphériques sur lesquelles il s'adsorbe. L'HBCD a été mesuré dans des échantillons d'air, de sédiments et de biote prélevés dans des régions éloignées comme l'Arctique (p. ex., Remberger *et al.*, 2004; Verrault *et al.*, 2005, 2007a, 2007b; Muir *et al.*, 2006; Evenset *et al.*, 2007; Svendsen *et al.*, 2007; Tomy *et al.*, 2008). Comme il n'existe aucune preuve de production naturelle d'HBCD, ces données indiquent une contamination par des sources anthropiques. Bien que cette contamination puisse provenir d'une source locale, il est également possible que les constatations représentent des preuves selon lesquelles l'HBCD peut, dans certaines circonstances, subir un transport atmosphérique sur de grandes distances et vers des régions éloignées. D'après les renseignements disponibles, on considère que l'HBCD répond au critère de la persistance selon lequel il est susceptible de subir un transport atmosphérique à partir de sa source jusqu'à une région éloignée, comme l'énonce la LCPE (1999) (voir le tableau 4).

Une autre preuve de la persistance de l'HBCD réside dans son potentiel de bioamplification (voir la section ci-dessous : études menées par Morris *et al.*, 2004; Tomy *et al.*, 2004a; Law *et al.*, 2006a). La présence de bioamplification constitue également une indication de la persistance de la substance dans l'environnement et d'une absence de métabolisme important, car pour subir une bioamplification considérable, une substance doit persister suffisamment longtemps pour être transférée d'un niveau trophique inférieur à un niveau trophique supérieur et elle ne doit pas faire l'objet d'une transformation métabolique.

Potentiel de bioaccumulation

Veith *et al.* (1979) ont mesuré un facteur de bioconcentration (FBC) de 18 sur 100 chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), qui a été exposée pendant 32 jours à 0,0062 mg/L d'HBCD, tandis que le CMABFRIP (2000) a calculé des FBC se situant dans la fourchette de 4 650 à 12 866 chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), après une exposition de 35 jours à 0,0034 mg/L d'HBCD.

Law *et al.* (2006b) et Law (2006) ont mesuré des facteurs de bioamplification (FBAmP) de 9,2, 4,3 et 7,2 pour les isomères α -HBCD, β -HBCD et γ -HBCD, respectivement, en intégrant au régime des alevins de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) des concentrations d'un seul isomère variant de 12 ng/g à 29 ng/g poids lipidique. La bioaccumulation de l'isomère γ -HBCD était linéaire, alors que celle des isomères α -HBCD et β -HBCD a augmenté de façon exponentielle, avec des temps de doublement respectifs de 8,2 et 17,1 jours. Les isomères β -HBCD et γ -HBCD ont suivi une cinétique de dépuración de premier ordre, avec une constante du taux de dépuración (k_d) de $0,44 \times 10^{-2}$ et de $0,48 \times 10^{-2} \text{ j}^{-1}$, respectivement, et une demi-vie calculée de 157 (± 71) et 144 (± 60) jours, respectivement. On n'a pas pu calculer une valeur k_d et une demi-vie pour l'isomère α -HBCD, car la dépuración à partir du tissu musculaire n'a pas suivi un processus de premier ordre. L'efficacité d'assimilation de l'HBCD, calculée en comparant les concentrations mesurées chez le poisson à celles dans les aliments, était de 31,1, 41,4 et 46,3 % pour les isomères α , β et γ , respectivement. Une bioisomérisation de l'HBCD a également été rapportée dans le cadre de l'étude, révélant des quantités statistiquement significatives de l'isomère α -HBCD mesuré dans le tissu musculaire de la truite exposée exclusivement à l'isomère γ . De même, les isomères α -HBCD et γ -HBCD étaient présents en quantités statistiquement significatives chez le poisson exposé seulement à l'isomère β -HBCD. Les résultats laissent penser que les alevins de truite arc-en-ciel ont bioisomérisé les isomères β -HBCD et γ -HBCD et qu'ils ont entraîné la formation préférentielle de l'isomère α . Ce dernier α semblait résister à la bioisomérisation chez cette espèce de poisson. La bioisomérisation sélective de l'HBCD peut sensiblement contribuer à la détermination du partage des isomères dans les organismes.

Tomy *et al.* (2004a) ont signalé une corrélation linéaire forte et positive entre les concentrations d'HBCD dans les tissus et le niveau trophique dans le réseau trophique pélagique du lac Ontario, ce qui prouvait que la bioaccumulation et la bioamplification se produisaient dans le réseau. Parmi les espèces soumises à l'étude, on comptait un prédateur de niveau trophique supérieur, le touladi (*Salvelinus namaycush*), ainsi que des proies comme le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*), le chabot visqueux (*Cottus cognatus*), le mysidacé (*Mysis relicta*), l'amphipode (*Diporeia hoyi*) et des espèces de zooplancton comme les copépodes et les cladocères. Les FBAmP normalisés par rapport aux lipides dépassaient la valeur 1 pour la plupart des relations d'alimentation et ils étaient compris entre 0,4 et 10,8 pour l'isomère α et entre 0,2 et 9,9 pour l'isomère γ -HBCD. On n'a pas déterminé de FBAmP pour l'isomère β dans le cadre de l'étude. On a calculé un facteur d'amplification trophique pour l'HBCD dans le réseau trophique en comparant les concentrations d'HBCD à celles de l'isotope 15 stable de l'azote ($\delta^{15}\text{N}$). Les facteurs d'amplification trophique d'environ 0 semblent indiquer qu'une substance chimique parcourt le réseau trophique sans être bioamplifiée, alors que ceux dépassant le chiffre 1 révèlent une bioamplification (Broman *et al.*, 1992; Fisk *et al.*, 2001). Un facteur d'amplification trophique de 6,3 a été calculé pour l'HBCD; ce résultat est comparable à celui des substances connues qui subissent une bioamplification, par exemple les composés *p,p'*-DDE organochlorés persistants (6,1) et les biphényles polychlorés (5,7).

Law *et al.* (2006a) ont calculé des facteurs d'amplification trophique dans un réseau trophique pélagique du lac Winnipeg en utilisant du zooplancton, des moules (*Lampsilis radiata*), le doré jaune (*Stizostedion vitreum*), le grand corégone (*Coregonus commersoni*), le méné émeraude (*Notropis atherinoides*), la lotte (*Lota lota*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et la laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*). Les facteurs d'amplification trophique pour les isomères α -HBCD, β -HBCD et γ -HBCD étaient de 2,3, 2,3 et 4,8, respectivement, alors que celui de l'HBCD total était de 3,1. Chaque facteur de bioamplification le plus élevé, pris séparément, a été associé aux paires prédateur/proie suivantes : laquaiche aux yeux d'or/moule (8,2), lotte/méné émeraude (6,3), doré jaune/grand corégone (5,3), lotte/moule (5,0) et méné émeraude/plancton (5,0). Les résultats ont indiqué qu'une bioamplification avait lieu, mais à un taux inférieur à celui d'un réseau trophique comparable du lac Ontario (Tomy *et al.*, 2004a).

La bioamplification de l'HBCD dans un réseau trophique de la mer du Nord a été évaluée en comparant les concentrations d'HBCD à divers niveaux trophiques chez des espèces (Morris *et al.*, 2004). Les concentrations chez les prédateurs de niveau trophique supérieur tels que le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) et le phoque commun (*Phoca vitulina*) étaient supérieures, de plusieurs ordres de grandeur, à celles mesurées chez les macro-invertébrés aquatiques comme l'étoile de mer (*Asterias rubens*) et le buccin commun du Nord (*Buccinum undatum*) recueillies dans la même région. De même, des concentrations élevées d'HBCD ont été décelées dans des échantillons hépatiques de Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*), un oiseau prédateur de niveau trophique supérieur, ainsi que dans les œufs de la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*). On a trouvé des quantités intermédiaires chez la morue (*Gadus morhua*) et l'anguille jaune (*Anguilla anguilla*). Les résultats de l'étude ont été pris en considération pour indiquer la bioaccumulation et la bioamplification en remontant la chaîne alimentaire aquatique.

La Velsicol Chemical Corporation (1980) a signalé un métabolisme rapide de l'HBCD dans le sang, les muscles, le foie et les reins de rats auxquels on a administré, par voie orale, une seule dose de la substance radiomarquée. Les rats ont éliminé la substance principalement dans leurs selles (70 %) et leur urine (16 %), et 86 % du carbone radioactif ont été éliminés dans les trois jours qui ont suivi le dosage. La substance d'essai s'est répartie dans le corps tout entier, et les quantités les plus importantes étaient localisées dans les tissus adipeux, ensuite dans le foie, les reins, les poumons et les gonades. La concentration d'HBCD est demeurée presque inchangée dans les tissus adipeux. L'étude a permis de conclure que l'HBCD pouvait s'accumuler dans les tissus adipeux des rats après des expositions répétées.

Le CMABFRIP (2001) a examiné la présence de chaque diastéréo-isomère dans les tissus adipeux de rats ayant reçu une dose de 1 000 mg/kg de poids corporel par jour pendant une période allant jusqu'à 90 jours. Les concentrations de l'isomère α de l'HBCD ont dépassé celles des isomères β -HBCD et γ -HBCD, et elles représentaient 65 à 70 % de la concentration totale d'HBCD présente dans les tissus. L'isomère γ -HBCD représentait 14 à 20 % de la concentration totale, alors que l'isomère β en représentait 9 à 15 %. Ces résultats étaient nettement opposés aux proportions décelées dans la substance d'essai, qui

contenait l'isomère γ à 84,5 %, l'isomère α à 8,9 % et l'isomère β à 6,6 %. Les plus fortes concentrations dans les tissus ont été relevées le 89^e jour de l'étude, et elles étaient invariablement plus élevées chez les rats femelles que chez les rats mâles.

Bien que des données empiriques sur la bioaccumulation de l'HBCD soient disponibles, on a également appliqué des modèles de relations quantitatives structure-activité (RQSA; Environnement Canada, 2007) à l'aide des modèles de prévision présentés dans le tableau 5. Les estimations modélisées vont d'environ 275 400 à 6 457 000 pour le FBA et de 20 400 à 24 000 pour le FBC.

D'après les données empiriques et modélisées, l'HBCD satisfait aux critères de la bioaccumulation (facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration de 5 000 ou davantage) énoncés par le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Évaluation de l'exposition de l'environnement

Même si les données canadiennes et nord-américaines sur l'exposition à l'HBCD sont limitées, on a détecté cette substance dans tous les milieux naturels de nombreuses régions du monde, les plus fortes concentrations ayant été décelées dans les zones urbaines et industrielles (tableaux 6 et 7).

Air

Des concentrations allant jusqu'à 0,011 ng/m³ ont été mesurées dans la phase particulaire d'échantillons atmosphériques prélevés en 2002 et en 2003 sur cinq sites allant du lac Michigan au Golfe du Mexique en passant par le Midwest américain (Hoh et Hites, 2005). D'après les similitudes observées entre la répartition spatiale des concentrations d'HBCD et de PBDE-209 (décabromodiphényléther), un polybromodiphényléther utilisé comme ignifugeant, les chercheurs ont supposé que le marché des ignifugeants bromés pourrait passer des produits de diphényléther à des produits d'HBCD (Hites et Hoh, 2005).

Des échantillons de précipitations prélevés dans le bassin des Grands Lacs contenaient jusqu'à 35 ng/L d'HBCD (Backus *et al.*, 2005). Les trois principaux diastéréo-isomères ont été décelés, leur répartition moyenne étant de 77 %, 15 % et 8 % pour les isomères α -HBCD, β -HBCD et γ -HBCD, respectivement.

Les concentrations européennes ont tendance à être supérieures à celles mesurées en Amérique du Nord. Remberger *et al.* (2004) ont analysé les concentrations d'HBCD dans les échantillons d'air et d'eau de pluie prélevés en 2000 et 2001 à divers endroits en Suède. Les concentrations atmosphériques à proximité de sources potentielles (p. ex., une usine de fabrication de polystyrène extrudé, un site d'enfouissement de déchets provenant d'activités de construction et de démolition, et une usine de textile) se situaient dans une fourchette comprise entre 0,013 ng/m³ et 1070 ng/m³, alors qu'à des stations urbaines à Stockholm, elles variaient entre 0,076 ng/m³ et 0,61 ng/m³. La plus forte concentration,

soit 1 070 ng/m³, a été enregistrée près de l'orifice d'évacuation d'air d'un système de ventilation dans une usine de fabrication de polystyrène extrudé.

Eaux de surface

Law *et al.* (2006a) ont fait état d'une concentration moyenne de 0,011 ng/L en phase dissoute pour l' α -HBCD dans des échantillons d'eau de surface prélevés dans le bassin sud du lac Winnipeg en 2004. On n'a pas détecté d'isomère β -HBCD et γ -HBCD (limite de détection : 0,003 ng/L). Les chercheurs ont fait remarquer que la détection de l'isomère α -HBCD seul dans les échantillons correspondait à son hydrosolubilité beaucoup plus importante ($4,88 \times 10^4$ ng/L; voir le tableau 2) par rapport à celle des isomères β ($1,47 \times 10^4$ ng/L) et γ ($2,08 \times 10^3$ ng/L). Les échantillons instantanés prélevés dans les couches sédimentaires superficielles provenant de la même région contenaient une concentration moyenne de 0,05 ng/g poids sec de l'isomère γ -HBCD. On n'a pas non plus décelé d'isomères α -HBCD et β -HBCD dans les échantillons (limite de détection : de 0,04 ng/g pour les isomères β - et γ -HBCD à 0,08 ng/g poids sec pour l'isomère α -HBCD). Les résultats confirmaient que l'isomère γ était le plus hydrophobe des trois isomères.

Dans le cadre d'une étude préliminaire, des échantillons d'eau de surface filtrée et de matières solides en suspension ont été prélevés en amont d'une station de traitement des eaux usées au Royaume-Uni. Les échantillons d'eau de surface filtrée contenaient 57 à 1 520 ng/L; on n'a trouvé d'HBCD (limite de détection : 50 ng/L) dans aucun échantillon prélevé à environ un kilomètre en aval de l'usine (Deuchar, 2002). Les concentrations d'HBCD décelées dans les matières solides en suspension des échantillons prélevés en amont allaient jusqu'à 1 310 ng/L, alors que l'unique échantillon prélevé en aval contenait 215 ng/L. Deux sites au Royaume-Uni considérés comme éloignés par rapport aux activités industrielles contenaient des concentrations comprises entre moins de 50 ng/L et 210 ng/L.

Sédiments

Marvin *et al.* (2004, 2006) ont mesuré les concentrations d'HBCD dans les sédiments en suspension prélevés le long de la rivière Détroit, soit du lac Sainte-Claire à son exutoire jusqu'au lac Érié, et ils ont déterminé que la présence de la substance était étroitement liée aux activités urbaines et industrielles. Les concentrations moyennes annuelles se situaient dans la fourchette de 0,012 à 1,14 ng/g poids sec; les concentrations les plus élevées se trouvaient en aval du secteur urbain entourant la ville de Détroit. Environ deux tiers des échantillons avaient des profils isomériques semblables à ceux trouvés dans les mélanges techniques commerciaux, ce qui montrait une concentration prépondérante d'isomère γ de l'HBCD, alors que les échantillons restants étaient dominés par l'isomère α . L'isomère β était présent en concentrations beaucoup plus faibles, une constatation en accord avec sa prévalence inférieure dans les mélanges commerciaux. Les chercheurs ont conclu que la répartition de l'HBCD dans la rivière Détroit semblait fortement influencée par l'HBCD associé aux activités urbaines et industrielles le long des rives. En outre, la présence répandue de concentrations relativement faibles d'HBCD indique que les grandes zones urbaines peuvent servir de sources diffuses d'HBCD.

Quatre échantillons instantanés prélevés dans des couches sédimentaires superficielles en 2003 sur quatre sites du bassin sud du lac Winnipeg contenaient une concentration moyenne de γ -HBCD de 0,05 ng/g poids sec (Law *et al.*, 2006a). On n'a pas décelé d'isomères α -HBCD et β -HBCD dans les échantillons (limite de détection : de 0,04 ng/g pour les isomères β et γ à 0,08 ng/g poids sec pour l'isomère α). Les chercheurs ont déclaré que les résultats confirmaient que l'isomère γ était le plus hydrophobe des trois isomères.

On a mesuré des concentrations d'HBCD de moins de 1,7 à 1 680 ng/g poids sec dans des sédiments fluviaux et estuariens prélevés entre 2000 et 2002 à divers endroits au Royaume-Uni (Morris *et al.*, 2004). Les plus fortes concentrations ont été mesurées à proximité d'une usine de fabrication d'ignifugeants bromés située au nord-est de l'Angleterre; cette usine a fermé ses portes en 2003 et elle a été démolie en 2004 (EURAR, 2008). Dans le cadre de la même étude, on a examiné des sédiments de la région entourant l'Escaut occidental (aux Pays-Bas) et le bassin de l'Escaut (en Belgique). On a relevé des concentrations allant jusqu'à 950 ng/g poids sec dans les échantillons; les plus fortes d'entre elles ont été observées à proximité des activités industrielles. La plupart des échantillons contenaient des formes isomériques semblables à celles des formules commerciales, avec une prépondérance de l'isomère γ -HBCD. Dans certains cas, par contre, les sédiments contenaient des concentrations plus élevées des isomères α -HBCD et β -HBCD. On a documenté la réorganisation thermique des isomères d'HBCD à des températures supérieures à 160 °C, qui entraîne la transformation de l'isomère γ -HBCD en isomère α -HBCD (Peled *et al.*, 1995). Comme ces températures sont couramment employées dans les processus visant à intégrer l'HBCD dans une matrice polymérique, les chercheurs ont tenu compte de la présence de proportions plus élevées d'isomères α et β dans les échantillons de sédiments afin d'indiquer l'utilisation de l'HBCD dans les activités de transformation telles que les applications liées aux polymères et aux textiles (Morris *et al.*, 2004).

Sol

La documentation actuelle contient peu de renseignements sur les concentrations d'HBCD dans le sol. Quatre échantillons de sol mince (profondeur réelle non indiquée) prélevés à proximité d'une usine de fabrication de revêtements ignifugeants au Royaume-Uni en 1999 contenaient entre 18 700 et 89 600 ng/g poids sec d'HBCD (concentration moyenne de 62 800 ng/g poids sec; Dames et Moore, 2000a). Remberger *et al.* (2004) ont analysé des échantillons de sol prélevés en 2000 à des distances de 300, 500 et 700 mètres d'une usine suédoise reconnue pour la fabrication de polystyrène extrudé contenant de l'HBCD. Les concentrations d'HBCD dans les échantillons variaient entre 140 et 1 300 ng/g poids sec et elles diminuaient à mesure que l'on s'éloignait de l'usine.

Rejets d'effluents et sous-produits

Les revues scientifiques n'ont révélé aucune donnée pour l'Amérique du Nord au sujet des concentrations d'HBCD dans les produits de traitement des déchets.

Morris *et al.* (2004) ont examiné, en 2002, des échantillons prélevés dans le lixiviat de sites d'enfouissement situés au sud-est de l'Angleterre, en Irlande et aux Pays-Bas. On n'a

pas décelé d'HBCD dans les échantillons prélevés au Royaume-Uni (limites de détection : 15 ng/L pour la phase dissoute et 3,9 ng/g poids sec pour la phase particulaire; de Boer *et al.*, 2002). Par contre, dans les échantillons recueillis aux Pays-Bas, on a mesuré des concentrations d'HBCD allant de 2,5 à 36 000 ng/g poids sec (moyenne de 5 906 ng/g poids sec). La substance a été décelée seulement dans la phase particulaire, et l'isomère γ était prédominant dans les échantillons.

On a mesuré des concentrations d'HBCD de 3 et 9 ng/L dans deux échantillons de lixiviat prélevés en 2000 sur un site d'enfouissement de déchets de matériaux de construction et de démolition, à proximité de Stockholm (Remberger *et al.*, 2004). Les sédiments du bassin de sédimentation du lixiviat contenaient des concentrations inférieures à la limite de détection de 0,1 ng/g poids sec.

On a mesuré des concentrations d'HBCD allant jusqu'à 29,4 ng/g poids sec (particules) et 24 ng/L (phase dissoute) dans des échantillons d'influents prélevés en 2002 dans cinq stations de traitement des eaux usées situées au sud-est de l'Angleterre (Morris *et al.*, 2004). La substance n'a pas été décelée (limite de détection : 3,9 ng/g poids sec) dans les effluents, mais elle était présente à des concentrations comprises entre 531 et 2 683 ng/g poids sec (moyenne de 1 401 ng/g poids sec) dans les échantillons de boues prélevés sur les sites. L'isomère γ de l'HBCD était prédominant dans les échantillons, tandis que les isomères α -HBCD et β -HBCD étaient présents en quantités inférieures et presque égales. Les chercheurs en ont déduit que les rejets d'HBCD issus de poussières contaminées, par exemple la poussière d'un bureau contenant des ignifugeants bromés, peuvent expliquer, du moins en partie, la présence de la substance dans les influents et les boues des stations de traitement des eaux usées.

Des échantillons de boues prélevés en 2000 dans 50 stations de traitement des eaux usées en Suède contenaient des concentrations d'HBCD allant de 3,8 à 650 ng/g poids sec (moyenne de 45 ng/g poids sec; Law *et al.*, 2006c). Des concentrations plus élevées ont été observées dans des échantillons recueillis à proximité de sources connues ou soupçonnées, notamment des usines de textiles, des producteurs de polystyrène extrudé et une entreprise qui effectue le rembourrage de sièges automobiles.

Il y avait de l'HBCD dans les 19 échantillons prélevés dans 16 usines suisses de traitement des eaux usées de mai à juillet 2003 et en janvier 2005 (Kupper *et al.*, 2008). Les concentrations dans les échantillons variaient de 39 à 597 ng/g poids sec; la concentration moyenne était de 149 ng/g poids sec et la concentration médiane, 123 ng/g poids sec.

Zennegg *et al.* (2005) ont signalé des concentrations comprises entre 19 et 170 ng/g poids sec (moyenne de 85 ng/g poids sec) dans des échantillons de compost urbain prélevés dans six installations de compostage en Suisse. L'étude évaluait également les concentrations de plusieurs autres ignifugeants bromés comme les polybromodiphényléthers (congénères de PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183 et 209) et le tétrabromobisphénol A. L'HBCD représentait l'ignifugeant bromé prédominant dans les échantillons.

Biote

On a décelé de l'HBCD chez des organismes en Amérique du Nord et dans d'autres régions au monde.

Des échantillons archivés de touladis (*Salvelinus namaycush*) prélevés dans le lac Ontario contenaient des concentrations totales d'HBCD allant de 16 à 33 ng/g poids lipidique (de 2 à 4 ng/g poids humide); ces concentrations ont diminué considérablement de 1979 à 2004 (Ismail *et al.*, 2009). L'isomère α était prédominant dans les échantillons (de 15 à 27 ng/g poids lipidique; de 1,7 à 3,4 ng/g poids humide), et les concentrations étaient inférieures pour l'isomère β -HBCD (de 0,16 à 0,94 ng/g poids lipidique; de 0,03 à 0,11 ng/g poids humide) et l'isomère γ -HBCD (de 1,4 à 6,5 ng/g poids lipidique; de 0,23 à 0,77 ng/g poids humide). Les chercheurs ont proposé que les changements apportés au réseau trophique dans le lac, notamment les changements d'alimentation du touladi et à la base du réseau trophique, ainsi que d'éventuelles variations temporelles dans les chargements de contaminants et les mesures de limitation volontaire des émissions entreprises par l'industrie, pourraient constituer des facteurs dans la tendance décroissante des concentrations. Ils ont toutefois insisté sur la nécessité de mener des études plus approfondies, compte tenu des résultats conflictuels de tendances temporelles croissantes signalées dans d'autres études (voir ci-dessous).

Entre 2000 et 2002, on a mesuré des concentrations moyennes d'HBCD de 3 à 65 ng/g poids lipidique chez des poissons, des moules et des zooplanctons recueillis dans le bassin sud du lac Winnipeg (Law *et al.*, 2006a). L'isomère β de l'HBCD a été décelé invariablement à des concentrations bien inférieures à celles des isomères α et γ , alors que les proportions des isomères α -HBCD et γ -HBCD variaient d'une espèce à l'autre.

Tomy *et al.* (2004a) ont examiné la bioaccumulation et la bioamplification de l'HBCD dans un réseau trophique pélagique du lac Ontario en mesurant les concentrations de la substance chez le touladi (*Salvelinus namaycush*, un prédateur du niveau trophique supérieur) et plusieurs de ses principales proies. Les isomères α -HBCD et γ -HBCD ont été décelés à tous les niveaux trophiques, les plus grandes concentrations étant présentes chez le touladi (moyenne totale d'HBCD de 1,68 ng/g poids sec). Les concentrations de l'isomère α -HBCD étaient invariablement supérieures à celles de l'isomère γ -HBCD, alors que celles de l'isomère β étaient inférieures à la limite de détection de la méthode (estimée à 0,03 ng/g poids humide) chez toutes les espèces à l'étude.

Des regroupements d'homogénats d'œufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*) prélevés dans six colonies situées autour des Grands Lacs contenaient entre 2,1 et 20 ng/g poids humide de l'isomère α -HBCD (Gauthier *et al.*, 2007). Les plus grandes concentrations ont été mesurées à Gull Island, au nord du lac Michigan, ce qui découle probablement du fait que ce lac est le plus urbanisé et le plus industrialisé des Grands Lacs (Norstrom *et al.*, 2002). On n'a pas décelé d'isomère β -HBCD dans les échantillons; toutefois, de faibles concentrations de l'isomère γ -HBCD étaient présentes dans deux des six colonies. Il convient de noter, par contre, que les portions au sud du lac sont les plus fortement industrialisées comparativement aux zones où les échantillons ont été prélevés. Les

résultats confirment la présence d'HBCD dans le réseau trophique en milieu aquatique associé aux Goélands argentés qui se trouvent dans les Grands Lacs; les mères sont exposées par voie alimentaire et elles transmettent donc *in vivo* la substance à leurs œufs (Gauthier *et al.*, 2007).

On n'a pas décelé d'HBCD (limite de détection : 0,01 ng/g poids humide) dans les 29 échantillons de sang prélevés de 2001 à 2003 chez des oisillons de Pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) en Colombie-Britannique et au Sud de la Californie (McKinney *et al.*, 2006). Les échantillons ont été prélevés à quatre emplacements au sud-ouest de la Colombie-Britannique (Barkley Sound, Nanaimo/Crofton, Delta/Richmond et Abbotsford/Chilliwack), à un emplacement au nord de la Colombie-Britannique (Fort St. James) et à un emplacement au sud de la Californie (Santa Catalina Island).

Des échantillons de graisse et de foie prélevés sur des dauphins à flancs blancs de l'Atlantique (*Lagenorhynchus acutus*) échoués sur la côte Est des États-Unis entre 1993 et 2004 contenaient des concentrations d'HBCD comprises entre 14 et 280 ng/g poids humide (de 19 à 380 ng/g poids lipidique) et entre 0,051 et 3,6 ng/g poids humide (de 2,9 à 140 ng/g poids lipidique), respectivement (Peck *et al.*, 2008). L'isomère α -HBCD était présent dans tous les échantillons, alors qu'il n'y avait aucune trace d'isomères β et γ (limite de détection : 0,4 ng/g poids humide pour les deux isomères). Les échantillons n'ont révélé aucune tendance de concentration significative au fil du temps.

Presque tous les échantillons de poissons (50 sur 52) recueillis en 2003 dans la baie de Chesapeake, au nord-est des États-Unis, contenaient au moins un stéréo-isomère d'HBCD (Larsen *et al.*, 2005). Les concentrations totales d'HBCD variaient entre 1,0 (baret) et 73,9 ng/g (barbue de rivière) poids lipidique, et les plus grandes concentrations ont été mesurées dans des échantillons prélevés dans des zones contaminées par le passé. La répartition des isomères d'HBCD variait considérablement entre les poissons benthiques (p. ex., la barbue et l'anguille), qui révélaient une prépondérance d'isomères α -HBCD, et les espèces pélagiques (p. ex., le bar rayé), dans lesquelles dominait l'isomère γ .

Johnson-Restrepo *et al.* (2008) ont mesuré des concentrations d'HBCD dans la graisse du dauphin à gros nez (*Tursiops truncatus*) et dans le tissu musculaire du requin bouledogue (*Carcharhinus leucas*) et du requin à nez pointu de l'Atlantique (*Rhizoprionodon terraenovae*); ces échantillons ont été prélevés de 1991 à 2004 dans les eaux côtières de la Floride. Il y avait de l'HBCD dans tous les échantillons, en concentrations allant de 0,460 à 72,6 ng/g poids lipidique chez le dauphin à gros nez, de 9,15 à 413 ng/g poids lipidique chez le requin bouledogue, et de 1,83 à 156 ng/g poids lipidique chez le requin à nez pointu. L'isomère α de l'HBCD était prédominant dans les échantillons, même si la plupart des échantillons contenaient des concentrations inférieures d'isomères β -HBCD et γ -HBCD.

Les concentrations dans le biote européen ont tendance à être supérieures à celles mesurées en Amérique du Nord, ce qui reflète probablement la demande commerciale beaucoup plus élevée en HBCD, voire la plus grande densité de population humaine.

Allchin et Morris (2003) ont signalé des concentrations d'HBCD allant de 39,9 à 75 ng/g poids humide chez l'anguille jaune (*Anguilla anguilla*) et des concentrations allant de moins de 1,2 à 6 758 ng/g poids humide chez la truite brune (*Salmo trutta*) recueillies à huit emplacements le long des rivières Skerne et Tees au Royaume-Uni.

Morris *et al.* (2004) ont examiné, de 1998 à 2001, la bioamplification de l'HBCD dans le réseau trophique de la mer du Nord en comparant les concentrations de la substance chez les espèces à divers niveaux trophiques. Les plus grandes concentrations ont été décelées chez des prédateurs du niveau trophique supérieur, notamment le marsouin commun (*Phocoena phocoena*; de 440 à 6 800 ng/g poids lipidique), le phoque commun (*Phoca vitulina*; de 63 à 2 055 ng/g poids lipidique) et le Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*; de 138 à 1 320 ng/g poids lipidique), ainsi que dans les œufs de la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*; de 330 à 7 100 ng/g poids lipidique). L'HBCD était présent également chez la morue (*Gadus morhua*; maximum de 50 ng/g poids lipidique), l'anguille jaune (*Anguilla anguilla*; maximum de 690 ng/g poids lipidique), l'étoile de mer (*Asterias rubens*; maximum de 84 ng/g poids lipidique) et le buccin commun du Nord (*Buccinum undatum*; maximum de 47 ng/g poids lipidique). L'isomère α prédominait fortement dans le profil diastéréo-isomérique, surtout chez les espèces prédatrices du niveau trophique supérieur telles que les poissons.

De l'HBCD a été décelé dans les 85 échantillons de graisse prélevés sur des marsouins communs entre 1994 et 2003; il s'agissait d'animaux échoués ou piégés au large de la côte du Royaume-Uni (Law *et al.*, 2006d). L'isomère α de la substance prédominait dans les échantillons, les concentrations variant de 10 à 19 200 ng/g poids humide. Les concentrations dans la graisse ont brusquement augmenté à partir de 2001, ce qui semble indiquer un changement dans les modes d'utilisation de l'HBCD. Les chercheurs ont posé comme postulat que les limites sur la production et l'utilisation de deux formules commerciales du polybromodiphényléther (PBDE), c'est-à-dire, les formules commerciales du pentaBDE et de l'octaBDE, ont peut être provoqué l'augmentation, car l'HBCD peut servir de solution de rechange pour ces formulations dans certaines applications.

Lors d'une étude ultérieure menée de 2003 à 2006, les chercheurs ont analysé un prélèvement de 138 échantillons supplémentaires provenant de la même région (Law *et al.*, 2008). Les concentrations totales d'HBCD dans les échantillons variaient de moins de 10 à 11 500 ng/g poids humide (jusqu'à 12 800 ng/g poids lipidique), la valeur maximale ayant été déterminée chez un animal échoué ou piégé en 2003. De 2003 à 2004, on a observé une baisse statistiquement importante des concentrations, lesquelles ont continué à baisser de 2004 à 2006. Les chercheurs ont supposé que cette baisse était la conséquence possible de la fermeture, en 2003, d'une usine de fabrication d'HBCD au nord-est de l'Angleterre et de deux mécanismes volontaires entrés en vigueur en 2006 afin de réduire les émissions dans l'environnement.

Lindberg *et al.* (2004) ont analysé des œufs de Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) recueillis entre 1991 et 1999 dans des populations reproductrices sauvages et en captivité en Suède. Les œufs d'une population reproductrice sauvage du nord contenaient des

concentrations d'HBCD comprises entre 34 et 590 ng/g poids lipidique, alors que les œufs provenant du sud contenaient 79 à 2 400 ng/g poids lipidique de la substance. On n'a pas décelé d'HBCD dans les œufs recueillis de la population reproductrice en captivité (limites de détection : de 4 à 8 ng/g poids lipidique). Les chercheurs ont jugé que les différences de régime alimentaire constituaient la principale cause de la fourchette observée dans les concentrations d'HBCD. Les proies principales de ces oiseaux de la population sauvage du nord sont des espèces aquatiques comme des échassiers et des canards, alors que ceux au sud se nourrissent d'oiseaux du réseau trophique terrestre (Lindberg et Odsjö, 1983). La population reproductrice en captivité a été soumise à un régime contrôlé de poulets domestiques. Ces échantillons ont été réexaminés par la suite avec des œufs recueillis dans les mêmes régions entre 1987 et 1999. Ces essais ont confirmé des concentrations plus élevées d'HBCD chez les deux populations sauvages par rapport aux concentrations chez la population en captivité (Johansson *et al.*, 2009).

Des études menées en Asie indiquent que l'HBCD est largement réparti chez la plupart des espèces aquatiques dans la région Asie-Pacifique. Ueno *et al.* (2006) ont signalé une concentration maximale de 45 ng/g poids lipidique dans des échantillons musculaires de bonite à ventre rayé (*Katsuwonus pelamis*) prélevés entre 1997 et 2001 dans les eaux côtières du Japon, de Taïwan, des Philippines, de l'Indonésie, des Seychelles et du Brésil, ainsi qu'à divers endroits dans la mer du Japon, les mers de Chine occidentale et orientale, l'océan Indien et les eaux du Pacifique Nord. La présence d'HBCD dans 62 échantillons sur 65, y compris ceux prélevés dans des régions isolées au milieu de l'océan Pacifique, a été considérée comme une indication de la contamination généralisée dans l'environnement marin mondial. Des concentrations similaires ont été décelées dans des échantillons de thon prélevés dans des régions isolées de l'océan Pacifique Nord (jusqu'à 29 ng/g poids lipidique) et des régions côtières de l'Asie (de 28 à 45 ng/g poids lipidique dans des échantillons au large du Japon et dans la mer de Chine orientale). Ces résultats révèlent une source de pollution locale inconnue dans le Pacifique Nord ou le transport atmosphérique à grande distance de l'HBCD, accompagné d'un dépôt ultérieur dans les régions aux eaux froides par le processus de distillation planétaire, ou les deux conditions. D'autres études récentes révèlent la présence d'HBCD chez les invertébrés aquatiques (Ramu *et al.*, 2007), les poissons (Xian *et al.*, 2008) et les mammifères aquatiques (Isobe *et al.*, 2008) recueillis dans les zones côtières de la Corée et de la Chine, ainsi que chez les vertébrés terrestres au Japon (Kunisue *et al.*, 2008).

Présence dans les régions isolées ou éloignées

L'HBCD a été mesuré dans des échantillons d'air, de sédiments et de biote prélevés dans des régions considérées comme isolées ou éloignées de sources éventuelles, y compris l'Arctique.

Remberger *et al.* (2004) ont signalé des concentrations d'HBCD allant jusqu'à 0,28 ng/m³ dans des échantillons d'air prélevés à des sites d'échantillonnage isolés en Suède et dans les zones arctiques de la Finlande.

Les chercheurs ont relevé des concentrations de 0,43 ng/g poids sec (isomère α) et de 3,88 ng/g poids sec (isomère γ) dans des sédiments prélevés au lac Ellasjøen, sur l'île de

Bjørnøya (île aux Ours), dans l'Arctique norvégien (Evenset *et al.*, 2007). On n'a pas décelé l'isomère β dans les échantillons (limite de détection : 0,06 ng/g poids sec).

Une couvée fraîchement éclos d'un Cormoran huppé (*Phalacrocorax aristotelis*), un prédateur du niveau trophique supérieur se nourrissant de poisson, contenait des jaunes d'œufs ayant une concentration moyenne de 417 ng/g poids lipidique d'HBCD (Murvoll *et al.*, 2006a). Les échantillons ont été prélevés en 2002 sur une île norvégienne considérée comme isolée et sans pollution. L'HBCD était présent dans les 30 échantillons prélevés. Les échantillons ont également été analysés pour plusieurs des congénères de PBDE plus persistants et bioaccumulables. La concentration moyenne d'HBCD dans les échantillons de jaune d'œufs dépassait celle de tout congénère de PBDE mesurée, y compris le PBDE-47 (concentration moyenne de 5,59 ng/g poids humide), le PBDE-99 (1,56 ng/g poids humide) et le PBDE-100 (6,16 ng/g poids humide), ainsi que la totalité des PBDE (17,2 ng/g poids humide; somme de sept congénères de triBDE à hexaBDE).

Une étude semblable a été menée sur la Mouette tridactyle de l'Atlantique Nord (*Rissa tridactyla*); des échantillons de jaune d'œuf ont été prélevés sur une île au large de la Norvège et à Svalbard, dans l'Arctique norvégien (Murvoll *et al.*, 2006b). Les échantillons de jaune d'œuf prélevés sur des œufs fraîchement éclos contenaient des concentrations moyennes d'HBCD de 260 ng/g poids lipidique (site insulaire) et de 118 ng/g poids lipidique (site arctique). La présence d'HBCD chez des oisillons de la Mouette tridactyle de l'Arctique révèle encore la possibilité de transport de la substance vers des régions éloignées de sa source.

Muir *et al.* (2006) ont signalé une concentration totale d'HBCD dans les tissus adipeux d'ours blancs (*Ursus maritimus*) prélevés en Alaska, dans l'est du Groenland et à Svalbard, dans l'Arctique norvégien. Les chercheurs ont mesuré des concentrations allant jusqu'à 35,1 ng/g poids lipidique pour deux des huit femelles, dans des échantillons prélevés de 1994 à 2002 dans les mers de Béring et de Tchoukotka, en Alaska. Les mâles de la région ne présentaient aucune trace décelable d'HBCD (limite de détection : 0,01 ng/g poids lipidique). L'HBCD était présent dans les 11 échantillons prélevés entre 1999 et 2001 sur des ours blancs dans l'Est du Groenland. Les concentrations variaient entre 32,4 et 58,6 ng/g poids lipidique dans les échantillons. Les 15 échantillons prélevés en 2002 sur des femelles dans la région de Svalbard contenaient également de l'HBCD, à des concentrations variant entre 18,2 et 109 ng/g poids lipidique.

Des concentrations d'HBCD allant de 0,07 à 1,24 ng/g poids humide ont été décelées dans des échantillons de plasma sanguin de Goélands bourgmestres (*Larus hyperboreus*) adultes prélevés dans l'Arctique norvégien en mai et en juin 2004 (Verreault *et al.*, 2005). Les échantillons de plasma prélevés sur des ours blancs (*Ursus maritimus*) vivant dans la même région contenaient jusqu'à 0,85 ng/g poids humide. Même si l'HBCD était présent sur les 27 échantillons prélevés sur des goélands, seulement 2 échantillons de plasma d'ours blancs sur 15 contenaient des concentrations supérieures à la limite de détection (0,03 ng/g poids humide). Les chercheurs ont émis l'hypothèse selon laquelle les concentrations inférieures chez l'ours pourraient indiquer une capacité supérieure de détoxification et d'élimination de l'HBCD. Par ailleurs, les concentrations inférieures

pourraient refléter des différences dans le régime et la fréquence d'alimentation entre les deux espèces. Les concentrations dans le plasma étaient comprises, en moyenne, entre 1,73 et 2,07 ng/g poids humide dans le plasma des goélands prélevé dans la même région en mai et en juin 2006 (Verreault *et al.*, 2007a). On a décelé de l'HBCD dans environ 60 % des 49 échantillons de plasma sanguin. Cependant, la substance était présente dans les 31 œufs de goélands échantillonnés dans le cadre de l'étude, avec une concentration moyenne dans le jaune d'œuf de 19,8 ng/g poids humide et une concentration maximale de 63,9 ng/g poids humide. Les résultats prouvent le potentiel de transfert maternel de l'HBCD aux œufs des Goélands bourgmestres.

Une étude antérieure menée par Verreault *et al.* (2007b) a permis de mesurer des concentrations moyennes, dans des échantillons de sang et de foie, de 3,29 ng/g et 75,6 ng/g poids humide, respectivement. Ces échantillons ont été prélevés sur des Goélands bourgmestres dans l'Arctique norvégien au début du mois de juillet 2002. Les concentrations corporelles totales, les plumes y compris, variaient entre 52,6 et 270 ng/g poids humide (moyenne de 117 ng/g poids humide) et, sans les plumes, entre 38,4 et 194 ng/g poids humide (concentration moyenne de 91,0 ng/g poids humide).

Sørmo *et al.* (2006) ont analysé des espèces représentatives de différents niveaux trophiques de la chaîne alimentaire de l'ours blanc, à l'aide d'échantillons prélevés entre 2002 et 2003 à Svalbard, dans l'Arctique norvégien. Les concentrations d'HBCD étaient inférieures aux limites de détection (concentration minimale de 0,012 ng/g poids lipidique) chez l'amphipode *Gammarus wilkitzkii*. Les concentrations d'HBCD ont augmenté, de la morue polaire (*Boreogadus saida*; de 1,38 à 2,87 ng/g poids lipidique) au phoque annelé (*Phoca hispida*; de 14,6 à 34,5 ng/g poids lipidique), mais elles ont diminué chez le prédateur du niveau trophique supérieur, l'ours blanc (*Ursus maritimus*, de 5,31 à 16,51 ng/g poids lipidique). Les résultats ont suggéré qu'une bioamplification considérable de l'HBCD se produisait de la morue polaire au phoque annelé, mais qu'aucune bioamplification ne s'était produite du phoque annelé à l'ours blanc. Les chercheurs ont considéré que les concentrations inférieures dans les échantillons prélevés sur des ours blancs pourraient indiquer une capacité métabolique améliorée chez l'ours.

Gebbink *et al.* (2008) ont mesuré une concentration moyenne d'HBCD de 41 ng/g poids humide dans les échantillons de tissu adipeux prélevés sur dix ours blancs adultes et dix ourses blancs adultes au centre-est du Groenland entre 1999 et 2001. La substance n'a pas été décelée dans les échantillons de sang, de cerveau et de foie des ours (limite de détection non précisée). Morris *et al.* (2007) ont signalé une concentration de 0,38 ng/g poids lipidique dans des échantillons de graisse de phoques annelés (*Phoca hispida*) provenant du détroit de Barrows, au Nunavut.

Tomy *et al.* (2008) ont étudié l'accumulation propre aux isomères de l'HBCD à plusieurs niveaux trophiques d'un réseau trophique marin de la région Est de l'Arctique canadien. Les isomères α -HBCD et γ -HBCD étaient présents dans toutes les espèces examinées (béluga, *Delphinapterus leucas*; morse, *Odobenus rosmarus*; narval, *Monodon monoceros*; morue polaire, *Boreogadus saida*; sébaste atlantique, *Sebastes mentella*; crevette, *Pandalus borealis* et *Hymenodora glacialis*; mye, *Mya truncata* et *Serripes*

groenlandica; et un mélange de zooplancton) avec des concentrations totales d'HBCD variant de 0,6 ng/g (moyenne géométrique) à 3,9 ng/g poids lipidique. Tous les échantillons prélevés ont révélé que l'isomère bêta était inférieur aux limites de détection (de 0,0004 à 0,0059 ng/g poids lipidique). Aucune tendance n'était évidente dans le profil diastéréo-isomérique des animaux, mais l'isomère α -HBCD a contribué à plus de 70 % au fardeau total de l'HBCD chez la crevette, le sébaste, la morue polaire, le narval et le béluga, alors que le zooplancton, la mye et le morse contenaient plus de 60 % d'isomères γ -HBCD. Les différences observées dans la prédominance des diastéréo-isomères ont été attribuées, du moins en partie, au devenir et au comportement différents des isomères dans l'environnement; l'isomère gamma le moins hydrosoluble se diffusera très probablement passivement de l'eau au zooplancton, lequel a une proportion de lipides relativement élevée. Ainsi, en tant qu'organismes filtreurs benthiques, les myes peuvent vraisemblablement absorber une grande proportion de l'isomère gamma à partir des sédiments environnants, où cette forme isomérique semble être prédominante. La présence de proportions importantes d'isomère α -HBCD, comme chez le béluga et le narval, peut indiquer une amélioration de la capacité métabolique, d'après les preuves de la biotransformation propre aux stéréo-isomères de l'isomère gamma en la forme alpha (voir, par exemple, Zegers *et al.*, 2005; Law *et al.*, 2006b). Les chercheurs ont signalé une relation positive importante entre l'isomère α -HBCD et le niveau trophique, ce qui indique une bioamplification dans l'ensemble du réseau trophique, alors qu'une relation négative importante a été observée entre les concentrations de l'isomère γ -HBCD et le niveau trophique (c.-à-d., une dilution trophique).

Tendances temporelles

Remberger *et al.* (2004) ont fait état de concentrations comprises entre 0,8 et 1,5 ng/g poids sec dans les sédiments de surface (de 2 à 4 cm en profondeur) prélevés en 1996 et en 1997 sur trois sites à Stockholm. Des carottes plus profondes (de 20 à 32 cm en profondeur) prélevées aux mêmes sites contenaient de 0,2 à 0,5 ng/g poids sec. Les chercheurs considéraient que les concentrations plus élevées dans les sédiments de surface indiquaient un dépôt décroissant au fil du temps. Selon la datation isotopique, on a estimé que les sédiments de surface dataient du milieu des années 1990, alors que ceux des couches plus profondes représentaient un dépôt remontant aux années 1950 et 1960.

Kohler *et al.* (2008) ont signalé une augmentation rapide et linéaire des concentrations d'HBCD dans les couches successives d'une carotte sédimentaire prélevée en 2003 à partir du point le plus profond d'un lac suburbain peu profond en Suisse. L'HBCD est apparu pour la première fois dans une couche sédimentaire vers le milieu des années 1970; il atteignait alors une concentration maximale de 2,5 ng/g poids sec à la surface de la carotte, dont on estime qu'elle est de 2001 à peu près. Une tendance semblable était évidente dans une carotte sédimentaire prélevée dans un lac suisse pré-alpestre profond; les concentrations étaient inférieures à 0,1 ng/g poids sec dans des échantillons datant d'avant 1980 et elles augmentaient rapidement à une concentration maximale d'environ 0,7 ng/g poids sec dans la couche de surface, qui correspondait au début des années 2000 (Kohler *et al.*, 2007).

Il y avait de l'HBCD dans les trois carottes sédimentaires et les six échantillons de sédiments de surface prélevés en 2002 dans la baie de Tokyo (Minh *et al.*, 2007). Les concentrations d'HBCD variaient de 0,056 à 2,3 ng/g poids sec, les plus élevées ayant été relevées à proximité de zones très peuplées et industrialisées. L'HBCD est apparu pour la première fois dans des carottes sédimentaires prélevées à des profondeurs de 20 à 25 cm qui, d'après les estimations, datent de la fin des années 1960 et du début des années 1970. Les concentrations ont augmenté progressivement aux plus hauts niveaux à la surface. D'après les données, Tanabe (2008) a estimé le temps de doublement des concentrations d'HBCD dans les sédiments entre 7,1 et 12 ans.

De nombreuses études examinent les concentrations d'HBCD dans le biote au fil du temps comme un moyen de déterminer les tendances possibles dans les niveaux de contamination. Braune *et al.* (2007) ont signalé des concentrations moyennes comprises entre 2,1 et 3,8 ng/g poids lipidique dans des échantillons combinés d'œufs de Mouette blanche (*Pagophila eburnea*) prélevés de 1976 à 2004 dans l'Arctique canadien. Les concentrations ont diminué de la plus haute valeur de 3,8 ng/g poids lipidique en 1976 à 3,0 ng/g poids lipidique en 1987, puis à 2,1 ng/g poids lipidique en 2004.

Stapleton *et al.* (2006) ont mesuré des concentrations de 0,71 à 11,85 ng/g poids humide dans les échantillons de graisse prélevés sur des otaries de Californie (*Zalopus californianus*) échouées le long de la côte californienne entre 1993 et 2003. L'HBCD était présent dans 80 % des échantillons analysés, l'isomère α étant prédominant dans tous les échantillons. Les concentrations ont augmenté à un rythme presque exponentiel au cours de la période d'étude sur dix ans et, bien que les chercheurs aient prévenu que la taille de l'échantillon de 26 individus était peut-être trop limitée pour permettre une estimation exacte des taux d'accumulation, le temps de doublement des concentrations dans la graisse de l'otarie pendant la période d'étude était d'environ deux ans, si l'augmentation était présumée exponentielle (Stapleton *et al.*, 2006).

Sellström *et al.* (2003) ont observé une augmentation constante et considérable ($p < 0,001$) des concentrations d'HBCD présentes dans les œufs du Guillemot marmette (*Uria aalge*) recueillis de 1969 à 2001 dans la mer Baltique. L'augmentation observée a été attribuée à l'utilisation croissante de l'HBCD, même si cette constatation a été difficile à prouver en raison du manque de renseignements sur la production industrielle et l'utilisation de l'HBCD. On a considéré que la présence d'HBCD dans les œufs indiquait la possibilité d'une bioamplification de la substance (Kierkegaard *et al.*, 1999).

Une augmentation marquée des concentrations d'HBCD était évidente dans les échantillons de graisse prélevés sur de jeunes phoques gris mâles (*Halicoerus grypus*) dans la mer Baltique de 1980 à 2000 (Roos *et al.*, 2001). Les concentrations variaient de 16 à 177 ng/g poids lipidique; les concentrations les plus faibles chez les phoques ont été relevées au début des années 1980.

La morue (*Gadus morhua*) a fait l'objet d'une étude en 2003 dans la région industrialisée du Sud de la Norvège, près d'Oslo; les échantillons prélevés contenaient jusqu'à 16,9 ng/g poids humide (56,9 ng/g poids lipidique), tandis que ceux prélevés dans la même région

en 1998 contenaient jusqu'à 2,70 ng/g poids humide (22,67 ng/g poids lipidique; Bytingsvik *et al.*, 2004). Il s'agit d'une augmentation de plus de six fois lorsqu'on étudie cette différence sur la base du poids humide (une augmentation de 2,5 fois pour ce qui est du poids lipidique).

Différences diastéréo-isomériques

Des études donnant une répartition de chaque diastéréo-isomère indiquent généralement une prépondérance de l'isomère α -HBCD dans les échantillons du biote, ainsi que des concentrations d'isomères γ et β inférieures ou en dessous des limites de détection. Ce profil des congénères est nettement opposé au profil observé dans les formules commerciales et les échantillons de sédiments, dans lesquels l'isomère γ domine le plus souvent. La tendance isomérique observée dans le biote peut refléter des différences dans le potentiel d'exposition, l'absorption, le métabolisme ou la dépuration des trois isomères. Des preuves confirment que la conversion de l'isomère γ -HBCD en isomère α -HBCD se produit à des températures supérieures à 160 °C (Peled *et al.*, 1995), ce qui semble indiquer que les produits finis soumis à des températures élevées lors de la transformation peuvent comporter une proportion de l'isomère α beaucoup plus élevée que celle de la formule technique initiale. Cette condition peut accroître le potentiel d'exposition de l'organisme à l'isomère α -HBCD lors de l'utilisation et de l'élimination du produit. Par ailleurs, l'isomère α -HBCD a une hydrosolubilité plus élevée (voir le tableau 2), ce qui indique qu'il peut pénétrer dans les tissus de l'organisme plus facilement par le transfert préférentiel de particules dans l'eau (Morris *et al.*, 2004). Janák *et al.* (2005) ont signalé des concentrations systématiquement plus élevées de l'isomère α comparativement à celles de l'isomère γ -HBCD dans des échantillons de foie de plusieurs espèces de poissons, et ils ont considéré que ceci indiquait que l'isomère γ était métabolisé plus facilement. Des essais *in vitro* ont fourni d'autres preuves des taux de biotransformation différentiels; lors de ces essais, les isomères β -HBCD et γ -HBCD étaient considérablement métabolisés par des microsomes de foie prélevés chez des rats et des phoques communs, tandis que les concentrations de l'isomère α sont restées presque inchangées (Zegers *et al.*, 2005). Le résultat net était l'accumulation de l'isomère α par rapport à celle des deux autres isomères.

Des études menées par Law *et al.* (2006b) ont démontré que la bioformation ou la bioisomérisation de l'HBCD semblait se produire chez certaines espèces. Du point de vue statistique, des concentrations importantes d' α -HBCD ont été relevées dans des échantillons de tissus musculaires de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposées au γ -HBCD exclusivement par voie alimentaire. De même, les isomères α -HBCD et γ -HBCD étaient présents en quantités statistiquement significatives chez le poisson exposé seulement à l'isomère β -HBCD. Les résultats semblaient indiquer que la bioisomérisation sélective de l'HBCD, conjointement avec la formation préférentielle de l'isomère alpha, peuvent sensiblement contribuer à la détermination de la répartition des isomères dans l'environnement. L'isomère alpha semblait récalcitrant face à la bioisomérisation chez les poissons, un facteur qui peut également faire augmenter proportionnellement ses concentrations dans les échantillons tissulaires du biote.

Évaluation des effets sur l'environnement

La base de données écotoxicologiques sur l'HBCD comprend des valeurs de paramètres obtenues à plusieurs niveaux trophiques pélagiques (poissons, invertébrés et algues), ainsi que des données sur les espèces benthiques et terrestres. La plupart des données ont été obtenues au moyen de méthodes et d'espèces standards, bien que la documentation ait aussi fait état de résultats issus de nouvelles études. Les résultats des essais de toxicité aiguë ou chronique (ou les deux) sur le cycle de vie partiel sont disponibles pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), le cladocère (*Daphnia magna*), l'algue verte (*Selenastrum capricornutum*, *Chlorella* sp.) et les diatomées (*Skeletonema costatum*, *Thalassiosira pseudonana*). Les données de toxicité sont également disponibles pour les organismes benthiques (*Lumbriculus variegatus*, *Hyaella azteca*), le lombric (*Eisenia fetida*) et six espèces végétales terrestres. Même si la plupart des études n'ont pas permis de déterminer une valeur numérique pour les paramètres, en indiquant seulement qu'on peut s'attendre à ce que les concentrations minimales avec effet dépasseront les plus grandes concentrations observées, la quantité et la qualité des études disponibles font de l'HBCD une source de données riche par rapport à la plupart des ignifugeants bromés.

Il convient de noter qu'en général, les études de toxicité utilisent le mélange commercial de l'HBCD. De ce fait, les organismes sont exposés à différentes quantités de chaque diastéréo-isomère présent dans le produit commercial. Il est impossible de déterminer quel diastéréo-isomère est responsable des effets observés, étant donné que les organismes sont exposés simultanément à divers diastéréo-isomères de l'HBCD.

On n'a trouvé aucune information sur un mode d'action toxique éventuel de l'HBCD. ECOSAR (2004) classe l'HBCD comme une substance organique neutre en raison de sa structure chimique. En tant que substance organique neutre, l'HBCD devrait avoir des effets avec une narcose non polaire (p. ex., par l'interruption non spécifique de l'intégrité de la membrane cellulaire ou de son fonctionnement, ou les deux).

L'HBCD a démontré sa toxicité chez des organismes aquatiques et terrestres, il a montré des effets nocifs sur la survie, la reproduction et le développement des algues, des invertébrés aquatiques, des poissons et des vers annelés terrestres. Chez les espèces aquatiques, en particulier le cladocère *Daphnia magna*, on a déterminé une concentration sans effet observé (CSEO) après 21 jours et une concentration minimale avec effet observé (CMEO) de 3,1 µg/L et 5,6 µg/L, respectivement, selon un taux de croissance réduit considérablement (CMABFRIP, 1998). Les daphnies exposées à la concentration la plus élevée de 11 µg/L présentaient des réductions statistiquement importantes de leur longueur, de leur poids sec et du nombre de leurs jeunes.

Walsh *et al.* (1987) ont examiné l'effet de l'HBCD sur la densité de population de deux algues marines unicellulaires, *Skeletonema costatum* et *Thalassiosira pseudonana*, en utilisant six milieux nutritifs. Selon le milieu nutritif utilisé, les valeurs de la concentration efficace médiane (CE₅₀) sur 72 heures, fondées sur une réduction de la densité de la population, variaient entre 9,3 et 12,0 µg/L chez le *S. costatum* et entre 50 et 370 µg/L chez le *T. pseudonana*.

Ronisz *et al.* (2004) ont soumis de jeunes truites arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* à des injections d'HBCD dissous dans de l'huile d'arachide et ils ont observé les effets sur plusieurs biomarqueurs liés à la fonction enzymatique hépatique et à l'activité hormonale. L'activité de l'éthoxyrésorufine-*O*-déséthylase a été inhibée de façon significative chez des poissons ayant reçu environ 5×10^5 µg/kg de poids corporel (kg p.c.) sur une période de 28 jours, alors que des poissons ayant reçu des doses de 5×10^4 et 5×10^5 µg/kg p.c. sur 5 jours ont présenté un accroissement considérable de l'activité de catalase. Les augmentations significatives des concentrations d'HBCD dans l'indice hépato-somatique (IHS; poids du foie en tant que pourcentage du poids corporel total) étaient évidentes chez les poissons ayant reçu une dose élevée, après une période d'exposition de 28 jours. L'induction de la catalase au jour 5, combinée à l'augmentation de l'indice hépato-somatique chez les poissons exposés après 28 jours, laissaient penser que l'HBCD pourrait être un proliférateur de peroxyosomes, une réaction hormonale négative. D'autres études de cette possibilité menées par les chercheurs ont donné des résultats non concluants. Les proliférateurs de peroxyosomes sont considérés comme étant des agents promoteurs de tumeurs par un mécanisme non génotoxique (Waxman, 1999 et Vanden Heuvel, 1999), et ils ont été associés à l'hépatocarcinogénèse (Ackers *et al.*, 2000).

Une altération de l'état thyroïdien, y compris des changements liés aux concentrations d'hormones thyroïdiennes dans le plasma sanguin et à l'activité des enzymes métaboliques hépatiques, a été rapportée chez de jeunes truites arc-en-ciel; leur alimentation contenait des concentrations d'HBCD (isomères α , β et γ) corrigées en fonction des lipides, soit 29,14 µg/kg, 11,84 µg/kg et 22,84 µg/kg, respectivement (soit environ de 10 à 30 µg/kg p.c.) après 56 jours, suivis d'une période de clairance de 112 jours (Palace *et al.*, 2008). Les résultats ont permis de confirmer que l'exposition à l'HBCD peut entraver le système thyroïdien des poissons et que les effets de cette exposition augmentent à de plus fortes concentrations.

Le saumon atlantique (*Salmo salar L.*), exposé à de faibles concentrations d'HBCD (0,011 µg/L) dans l'eau douce pendant 30 jours au cours de la période de pointe de la smoltification naturelle, et transféré ensuite dans de l'eau de mer propre pendant 20 jours, a présenté des changements considérables dans les concentrations et les formes des hormones thyroïdiennes en circulation (Lower et Moore, 2007). Ces hormones jouent un rôle clé dans la smoltification et elles sont essentielles pour l'empreinte de la mémoire olfactive, qui permet aux poissons de retourner à leur rivière natale pour le frai. Les concentrations d'hormones thyroïdiennes (T4, T3) étaient beaucoup plus élevées chez les sujets de référence à la suite de leur transfert dans l'eau de mer, et elles affichaient un pic au moment de ce transfert. Par contre, les concentrations d'hormones thyroïdiennes chez les poissons exposés à l'HBCD n'ont pas affiché cette augmentation au moment de leur transfert dans l'eau de mer; elles ont montré un pic plus tôt, à la fin de leur exposition à l'eau douce. En outre, la sensibilité olfactive a diminué de façon importante chez les poissons exposés à l'HBCD. Les chercheurs ont conclu que, bien que tous les poissons semblent achever avec succès la transformation des tacons en saumoneaux et être en mesure de survivre et d'effectuer une osmorégulation dans des conditions salines pendant 20 jours, les poissons exposés à l'HBCD ont manifesté une perturbation de l'homéostasie

des hormones thyroïdiennes pendant leur développement, ce qui pourrait influencer l'empreinte et d'autres comportements chez les poissons adultes.

On a pu observer une augmentation de l'activité des enzymes microsomales et du stress oxydatif chez des vairons rares chinois (*Gobiocypris rarus*) adultes (de 4 à 6 mois) exposés à des concentrations d'HBCD dans l'eau d'au plus 500 µg/L pendant des périodes allant de 28 à 42 jours (Zhang *et al.*, 2008). Les chercheurs ont conclu que l'accroissement de la durée d'exposition à l'HBCD a provoqué les enzymes microsomales comme l'éthoxyrésorufine-*O*-déséthylase et le pentaoxyrésorufin-*O*-dépentylase, et il a causé la formation d'espèces excessivement réactives à l'oxygène, ce qui a finalement entraîné des dommages oxydatifs pour les lipides, les protéines et l'ADN, et diminué les capacités antioxydantes des poissons.

Kuiper *et al.* (2007) ont signalé que de jeunes flets d'Europe (*Platichthys flesus*) exposés pendant 78 jours à une large fourchette de concentrations d'HBCD dans les sédiments et l'alimentation (jusqu'à 800 µg/g de carbone organique total [COT] et 3 000 µg/g poids lipidique dans les systèmes expérimentaux sédiments/aliments et 8 000 µg/kg de carbone organique total dans les systèmes expérimentaux de sédiments seulement) n'ont présenté aucune indication de déclenchement d'enzymes microsomales hépatiques, aucun changement ni à l'activité de leur glande thyroïde, ni dans les concentrations d'hormones thyroïdiennes, et aucune indication d'effets endocriniens, selon les mesures tirées de la production de la protéine précurseur du vitellus, la vitellogénine.

Des essais sur les sédiments menés pendant 28 jours chez l'oligochète d'eau douce (*Lumbriculus variegates*), ont révélé des CSEO et des CMEO de $3,25 \times 10^3$ et $2,93 \times 10^4$ µg/kg de sédiments (poids sec), respectivement, d'après une diminution considérable du nombre total de vers (Oetken *et al.*, 2001). Les chercheurs ont conclu que la proportion d'HBCD liée aux sédiments est biodisponible et exerce des effets. L'ACCBFRIP (2003d, 2003e) a effectué des essais pendant 28 jours en utilisant les mêmes espèces, de même que l'amphipode *Hyalella azteca* et le chironomidé *Chironomus riparius*, mais il n'a observé d'effet statistiquement important chez aucune des trois espèces quant à la réaction aux doses, jusqu'à des concentrations de 1×10^6 µg/kg de sédiments (poids sec).

Les effets de l'HBCD sur l'émergence et la croissance de semis de plantes terrestres ont été évalués dans le cadre d'une étude de 21 jours menée sur le maïs (*Zea mays*), l'oignon (*Allium cepa*), l'ivraie (*Lolium perenne*), le concombre (*Cucumis sativa*), le soja (*Glycine max*) et la tomate (*Lycopersicon esculentum*) (ACCBFRIP, 2002). Aucun effet indésirable lié au traitement n'a été observé sur l'émergence, la survie et la croissance des semis des six espèces faisant objet de l'étude. Par ailleurs, la CSEO sur les 21 jours était égale ou supérieure à la concentration d'essai la plus élevée de 5×10^6 µg/kg de sol (poids sec).

Une étude de toxicité menée sur le lombric (*Eisenia fetida*) pendant 56 jours a déterminé une CSEO et une CMEO de $1,28 \times 10^5$ et de $2,35 \times 10^5$ µg/kg de sol (poids sec), respectivement, d'après une reproduction considérablement réduite (ACCBFRIP, 2003a).

Sur une période de 56 jours, la CE₁₀ (inhibition de 10 %) et la CE₅₀ (inhibition de 50 %) pour la reproduction étaient de $2,16 \times 10^4$ et de $7,71 \times 10^5$ µg/kg de sol (poids sec), respectivement. Étant donné que la valeur calculée de la CE₁₀ était inférieure à la plus faible concentration mise à l'essai, on a considéré qu'il ne s'agissait que d'une estimation. Aucune incidence considérable n'a été observée sur la survie du lombric adulte, et la CSEO après 28 jours pour la survie était égale ou supérieure à la concentration d'essai la plus élevée de $4,19 \times 10^6$ µg/kg de sol (poids sec).

Aucun rapport décrivant les effets potentiels de l'HBCD sur la faune n'a été publié. Par contre, plusieurs études ont examiné la toxicité de la substance chez les rongeurs. Ces études sont résumées dans la partie de la présente évaluation portant sur la santé humaine.

Crump *et al.* (2008) ont signalé une régulation en hausse considérable des enzymes participant au métabolisme des xénobiotiques (enzymes cytochromes et uridine 5'-diphospho-glucuronosyltransférase) chez des hépatocytes de poulet de culture (*Gallus domesticus*) après des périodes d'exposition de 24 et 36 heures à des concentrations d' α -HBCD ou d'HBCD technique allant de 1 à 30 µM. Une régulation en baisse considérable des protéines associées au mécanisme d'hormones thyroïdiennes et à la régulation des lipides s'est également produite dans cette fourchette de concentrations.

Les résumés des principales études toxicologiques utilisées dans le cadre de l'évaluation des effets de l'HBCD sont fournis au tableau 16.

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

La démarche suivie dans la présente évaluation écologique préalable consistait à examiner diverses données à l'appui et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve, conformément au paragraphe 76.1 de la LCPE (1999). L'évaluation préalable est une évaluation prudente, destinée à représenter un scénario raisonnable de la pire éventualité. Elle intègre une exposition connue ou potentielle à la substance ciblée ayant des effets connus ou potentiels sur l'environnement.

Le potentiel de persistance dans l'environnement et d'accumulation dans les organismes que représente l'HBCD formait les principaux éléments de preuve donnés à l'appui d'une décision liée aux effets nocifs sur l'environnement. Les éléments démontrant la persistance et la bioaccumulation d'une substance, conjugués avec des preuves d'activités commerciales, constituent une forte indication du fait que cette substance peut pénétrer dans l'environnement dans des conditions de nature à causer des effets nocifs à long terme (Environnement Canada, 2006). Les substances persistantes demeurent longtemps dans l'environnement après y avoir été rejetées, ce qui accroît l'ampleur et la durée possibles de l'exposition. Celles dont la demi-vie dans les milieux mobiles (l'air et l'eau) est longue et qui persisteront dans ces milieux peuvent causer une contamination généralisée. Par ailleurs, le rejet de faibles quantités de substances bioaccumulables peut donner lieu à des concentrations internes élevées chez les organismes exposés. Les substances fortement bioaccumulables et persistantes sont particulièrement préoccupantes en raison de la bioamplification possible dans les réseaux trophiques, ce qui peut

entraîner une exposition interne très élevée, en particulier chez les prédateurs des niveaux trophiques supérieurs. Les éléments indiquant qu'une substance est à la fois persistante et bioaccumulable, regroupés avec d'autres données (comme des preuves de toxicité à des concentrations relativement faibles et des indications d'utilisations et de rejets), peuvent donc suffire pour indiquer que la substance peut causer des effets écologiques nocifs.

On a relevé de l'HBCD dans tous les milieux naturels, et il existe des preuves selon lesquelles la substance répond aux critères de la persistance de la LCPE (1999) (demi-vie dans l'air de deux jours ou plus, demi-vie dans le sol et l'eau de 182 jours ou plus, et demi-vie dans les sédiments de 365 jours ou plus; voir le tableau 3). En outre, la substance est présente dans des échantillons prélevés dans des régions considérées comme éloignées de sources potentielles, notamment l'Arctique, ce qui révèle qu'elle est suffisamment stable dans l'environnement pour être transportée dans l'air ou l'eau (ou les deux) sur de grandes distances. Le transport atmosphérique d'une substance vers une zone éloignée de sa source constitue un critère de la persistance dans l'air, aux termes du *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE (1999).

Les ouvrages publiés rapportent des mesures de facteurs de bioconcentration jusqu'à 18 100. D'après ces données, l'HBCD satisfait aux critères de la bioaccumulation de la LCPE (1999) (facteurs de bioaccumulation et de bioconcentration de plus de 5 000; voir le tableau 4).

L'HBCD s'est montré toxique tant chez les espèces aquatiques que chez les espèces terrestres (p. ex., une CMEQ de 5,6 µg/L après 21 jours a réduit le taux de croissance du *Daphnia magna*; CMABFRIP, 1998), et il présentait des effets nocifs significatifs pour la survie, la reproduction et le développement d'algues, de daphnies et de vers annelés. Des études récentes indiquent un lien possible entre l'HBCD et une modification de l'état hormonal chez le poisson, avec des répercussions sur l'activité et le fonctionnement normal des enzymes hépatiques (Ronisz *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2008) et des hormones thyroïdiennes (Lower et Moore, 2007; Palace *et al.*, 2008). L'isomère α -HBCD a affiché une plus grande capacité de perturbation du fonctionnement hormonal *in vitro*, ce qui s'avère préoccupant, étant donné la prévalence supérieure de cet isomère par rapport aux deux autres dans les échantillons de biote.

Tel qu'il a été mentionné précédemment, la combustion d'HBCD, dans certaines conditions, peut entraîner la formation de polybromodibenzoparadioxines et de polybromodibenzofuranes, des analogues bromés des polychlorodibenzoparadioxines et des polychlorodibenzofuranes de la voie 1 énoncés dans la Politique de gestion des substances toxiques. Des traces de ces composés et de leurs précurseurs ont été mesurées pendant la combustion de matériaux polystyrènes ignifugés contenant de l'HBCD.

La demande d'HBCD pourrait être à la hausse en Amérique du Nord et ailleurs dans le monde. Des concentrations plus élevées de la substance ont été relevées dans les couches superficielles de carottes sédimentaires comparativement à celles des couches plus profondes, ce qui indique une augmentation du dépôt au fil du temps (Remberger *et al.*,

2004; Minh *et al.*, 2007; Kohler *et al.*, 2008). De plus, des analyses de tendances temporelles effectuées au début des années 1990 sur des oiseaux (Sellström *et al.*, 2003) et des mammifères marins (Roos *et al.*, 2001; Stapleton *et al.*, 2006; Law *et al.*, 2006d) mettent en évidence l'augmentation quasi exponentielle des concentrations dans le biote. Alors que l'HBCD a été introduit pour la première fois sur le marché des ignifugeants bromés dans les années 1960, son application dans la production de polystyrène extrudé n'a commencé que dans les années 1980 (courriel envoyé en 2007 par Dow Chemicals Canada Inc. à Environnement Canada; source non citée). En outre, des données démontrent que l'HBCD remplace les ignifugeants de polybromodiphényléther (PBDE), dont certains ne sont plus produits. Les structures des concentrations spatiales de l'HBCD dans des échantillons d'air prélevés aux États-Unis étaient semblables à celles du PBDE-209, ce qui annonce peut-être le remplacement des produits de PBDE par des produits d'HBCD (Hoh et Hites, 2005). Cette suggestion est appuyée davantage par des études comparatives faisant état de concentrations avoisinant ou dépassant celles du PBDE dans le compost (Zennegg *et al.*, 2005) et le jaune des œufs des oiseaux (Murvoll *et al.*, 2006a, 2006b).

Les renseignements disponibles sur la persistance, le potentiel de bioaccumulation, la toxicité, l'utilisation et les rejets d'HBCD au Canada peuvent donc laisser entendre que cette substance peut avoir des effets nocifs sur l'environnement au Canada.

Des méthodes d'estimation des risques quantitatifs sont également utilisées pour évaluer les effets nocifs écologiques potentiels. Le tableau 17 présente un résumé des données utilisées dans l'analyse du quotient de risque de l'HBCD. Les données sur l'exposition utilisées dans la détermination des concentrations environnementales estimées (CEE) prévues se trouvent dans les tableaux 6 et 7. Étant donné le manque général de concentrations d'HBCD dans l'eau de surface et les sédiments au Canada, on a appliqué une méthode de modélisation de la fugacité, fondée sur des principes décrits par Cahill *et al.* (2003) et, de façon plus générale, par Mackay (1991), afin d'estimer l'exposition et de déterminer les CEE dans l'eau et les sédiments (voir l'annexe B). La base de données sur les concentrations d'HBCD dans le sol a également été jugée inadéquate; la CEE dans le sol a donc été calculée à l'aide d'une simple méthode de calcul qui comprend l'épandage de boues d'épuration sur les terres agricoles et les pâturages. Les données sur la toxicité utilisées pour déterminer les valeurs critiques de toxicité (VCT) et les concentrations estimées sans effet (CESE) sont résumées au tableau 16.

Pour les organismes pélagiques, les quotients de risque étaient supérieurs à 1, ce qui indique un risque possible dans les scénarios d'eau de surface associés à la manipulation de matières premières et de la composition de l'HBCD. L'application de procédés de traitement secondaire a réduit considérablement le risque possible, mais les valeurs d'exposition prévues dépassaient toujours les concentrations minimales avec effet observé dans les cas associés aux grandes quantités de production (p. ex., 100 000 kg par année) ou à l'utilisation du traitement primaire des eaux usées seulement. On a observé des tendances similaires dans le milieu benthique, dans lequel les concentrations prévues d'HBCD dans les sédiments en vrac dépassaient les concentrations minimales avec effet pour les installations manipulant d'importants volumes de matières premières (p. ex.,

100 000 kg par année) et pour les installations traitant de plus petits volumes (p. ex., 10 000 kg par année) ayant recours uniquement au traitement primaire des eaux usées. Les concentrations prévues d'HBCD dans les sédiments en vrac étaient inférieures à 1 dans les cas associés aux installations de composition, ce qui laisse penser que l'estimation des concentrations d'exposition actuelles d'HBCD provenant des activités de composition au Canada ne devrait pas dépasser les concentrations minimales avec effet chez les organismes.

Les quotients de risque pour le milieu des sols ont été déterminés au moyen des valeurs d'exposition calculées à partir des concentrations mesurées dans des boues d'épuration. Cette approche a été utilisée, car l'épandage des boues d'épuration sur les terres agricoles et les pâturages est considéré comme une voie d'entrée directe de l'HBCD dans le sol. À défaut de données canadiennes ou nord-américaines caractérisant les concentrations d'HBCD dans les boues d'épuration, des valeurs européennes ont été sélectionnées pour représenter des concentrations potentielles dans des régions peuplées du Canada, par exemple le Sud de l'Ontario. Les quotients de risque ont indiqué que l'estimation des concentrations d'exposition actuelles dans les sols canadiens ne devrait pas dépasser les concentrations qui entraînent des effets nocifs pour les organismes.

Le quotient de risque obtenu pour les espèces fauniques souligne le potentiel d'absorption après la consommation d'aliments contenant de l'HBCD. Dans cette analyse, la valeur critique de toxicité est fondée sur des réductions importantes des niveaux d'hormones thyroïdiennes en circulation chez les rats recevant par voie orale des doses allant de 1×10^5 µg/kg à 1×10^6 µg/kg p.c. par jour sur une période de 90 jours (CMABFRIP, 2001). Il convient de noter que cette dose représente la dose minimale avec effet et non la plus faible dose avec effet nocif observé, car aucun effet nocif n'était évident chez les animaux touchés. Toutefois, le paramètre est jugé pertinent pour les répercussions potentielles chez les populations fauniques, car les perturbations de l'homéostasie des hormones thyroïdiennes peuvent modifier les processus métaboliques essentiels comme le développement du système nerveux central et les taux métaboliques des cellules (Dorland, 2006). Une échelle allométrique a servi à extrapoler les données obtenues grâce à des études de laboratoire sur l'alimentation de rats et d'une espèce faunique servant de substitut, le vison d'Amérique. Les résultats ont indiqué que les concentrations actuelles d'HBCD dans le biote au Canada ne devraient pas dépasser les concentrations minimales avec effet.

L'analyse des quotients de risque a déterminé que les concentrations d'HBCD dans l'environnement au Canada peuvent nuire aux populations d'organismes pélagiques et benthiques, mais il est peu probable qu'elles aient des effets nocifs directs sur les organismes du sol et la faune. Toutefois, il faut considérer que la présence d'HBCD dans l'environnement, même en quantités minimales, est préoccupante, à la lumière de preuves solides selon lesquelles la substance peut être persistante et bioaccumulable dans l'environnement.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Il règne une certaine incertitude concernant les propriétés physiques et chimiques de chaque diastéréo-isomère d'HBCD et la façon dont ils influent sur la persistance, la biodisponibilité, le potentiel de bioaccumulation et la toxicité de l'HBCD dans l'environnement.

L'évaluation révèle que, d'après des études de laboratoire, l'HBCD peut se biodégrader. Bien qu'il puisse y avoir un certain manque de compréhension à l'égard des transformations diastéréo-isomériques dans l'environnement (y compris le biote), l'étude des données modélisées sur l'HBCD et de celles ayant trait à sa surveillance indique un niveau élevé de persistance dans l'environnement ainsi qu'une transportabilité vers des endroits isolés ou éloignés. L'HBCD est extrêmement bioaccumulable dans le biote aquatique; toutefois, il existe certaines incertitudes à l'égard du potentiel de bioaccumulation de cette substance dans les organismes présents dans le sol et les sédiments, ainsi que par rapport à la bioamplification dans la faune terrestre.

Le rôle de la répartition dans les particules atmosphériques et le potentiel de transport atmosphérique à grande distance de l'HBCD lié aux particules méritent d'être examinés de plus près.

Il y a un manque généralisé de données sur les concentrations d'HBCD dans l'environnement au Canada, surtout dans les sédiments, les sols, les boues d'épuration et le biote.

Des éclaircissements sont également requis concernant la toxicité pour les organismes présents dans le sol et les sédiments. Des essais menés pendant 28 jours chez le *Lumbriculus* ont donné des résultats nettement divergents (une CSEO de 5 et égale ou supérieure à 1 000 mg/kg de sédiments [poids sec]), ce qui indique que les effets notés lors des essais menés sur le sol et les sédiments peuvent être fortement influencés par les méthodes utilisées pour intégrer la substance d'essai, notamment l'utilisation d'une substance porteuse. D'autres incertitudes sont associées à la toxicité pour la faune, notamment les voies et produits métaboliques éventuels, ainsi que les effets d'une exposition prolongée (p. ex., pendant la durée de vie et sur plusieurs générations) sur les espèces pélagiques, benthiques et fauniques et sur celles vivant dans le sol.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Les tableaux 8 à 14 présentent une comparaison des concentrations nord-américaines et européennes d'HBCD dans le lait maternel, le sérum (dans le sang maternel et le cordon ombilical), les aliments, les tissus adipeux et la poussière. D'après ces données, au Canada et en Amérique du Nord, les concentrations d'HBCD dans le lait maternel, le sang de la mère ou du cordon ombilical et l'alimentation, ainsi que l'absorption

alimentaire d'HBCD sont soit comprises dans les fourchettes relevées en Europe, soit inférieures à celles-ci, comme on pourrait s'y attendre en raison de la répartition mondiale de l'utilisation d'HBCD dans la fabrication de produits de consommation et de produits industriels d'utilisation finale. Par conséquent, on s'attend à ce que l'exposition à l'HBCD au Canada soit inférieure à celle estimée pour l'Europe. Les scénarios rapportés par l'Union européenne comprennent ceux qui figurent dans le tableau 15 (EURAR, 2008).

Les estimations de la limite supérieure pour l'ensemble de la population canadienne sont présentées à l'annexe D.

Dans une étude menée par Roosens *et al.* (2009), les concentrations sériques d'HBCD étaient mises en corrélation avec l'exposition à la poussière, mais pas avec l'exposition par voie alimentaire. Les auteurs ont indiqué que l'enrichissement de l'énantiomère du (-)- α -HBCD chez l'humain semble être dû à une excrétion ou à un métabolisme énantiosélectif *in vivo* plutôt qu'à une ingestion de poussière ou à des aliments en contenant (Roosens *et al.*, 2009).

La concentration la plus élevée d'HBCD relevée dans le lait maternel au Canada était de 28 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids lipidique. Elle a été obtenue au moyen d'échantillons prélevés dans le cadre d'une étude auprès de femmes canadiennes ($n = 35$) de la région de Hamilton en 2005; 23 échantillons mesurés contenaient de l'HBCD. Selon cette étude, de faibles concentrations d'HBCD (ppb) étaient présentes dans les lipides du lait maternel en Amérique du Nord. Les valeurs d'HBCD étaient 20 à 100 fois inférieures à celles du BDE47 (un congénère du tétrabromodiphényléther utilisé comme marqueur d'exposition à cette classe d'ignifugeants bromés) dans les mêmes échantillons. Les données mondiales sur l'HBCD indiquent que l'exposition humaine est relativement uniforme. Il s'agissait de la première fois qu'on faisait état de la présence de l'isomère α -HBCD et non du β -HBCD ou du γ -HBCD dans des échantillons humains et également d'une sélectivité chirale potentielle de l'HBCD chez l'humain (Ryan *et al.*, 2006a). Comme le pourcentage de la teneur lipidique du lait maternel est inférieur à 6 % en poids et qu'il tourne souvent autour des 3 %, la teneur lipidique de 3 % sera utilisée pour obtenir une estimation de l'absorption.

Les concentrations d'HBCD dans les produits alimentaires représentatifs en Amérique du Nord ont été obtenues grâce à une étude américaine sur le panier de provisions (Schechter *et al.*, 2009). Dans la partie I de cette étude d'envergure, on a mesuré l'HBCD total dans 310 échantillons composites issus de 31 types d'aliments. L'HBCD total variait au sein des groupes alimentaires et entre eux. On a estimé l'absorption d'HBCD à 16 ng/jour principalement avec la consommation de viande. Les limites de détection ont été utilisées pour les cas de non-détection. Les estimations de la limite supérieure d'absorption à partir de l'alimentation étaient les suivantes : a) viande : 0,86 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; b) produits laitiers : 0,261 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; c) œufs : 0,01 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; d) produits halieutiques : 1,46 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; e) matières grasses : 0,810 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; f) céréales : 0,180 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; g) fruits : 0,022 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide; h) légumes : 0,018 $\mu\text{g}/\text{kg}$ poids humide.

Il s'est avéré que la consommation de poisson provenant d'un lac contaminé était liée aux concentrations sériques d'HBCD (Thomsen *et al.*, 2008). Les concentrations sériques élevées d'HBCD chez les Norvégiens étaient également liées à l'exposition par voie alimentaire à cette substance par suite de la consommation de fruits de mer. Pour cette raison, la consommation de poisson ayant une concentrations d'HBCD de 4,6 µg/kg poids humide (consommation de touladis dans le lac Ontario, au Canada) a été intégrée au calcul des estimations de la limite supérieure d'exposition pour l'ensemble de la population canadienne (Alee *et al.*, 2004). Le tableau 7 présente des données supplémentaires sur les concentrations d'HBCD dans les aliments.

La concentration d'HBCD dans l'air ambiant extérieur des régions de l'Arctique canadien et russe qui a été retenue était de 1,8 pg/m³ ou $1,8 \times 10^{-6}$ µg/m³ pour Alert, Tagish et l'île Dunai (TPSGC-AINC-PLCN, 2003). Comme on n'a relevé aucune concentration atmosphérique d'HBCD dans l'air intérieur au Canada, on a utilisé, en guise de substitut, les mesures de cette substance dans l'air intérieur de résidences du Royaume-Uni (concentration médiane d'HBCD de 180 pg/m³ ou 0,0002 µg/m³) (Abdallah *et al.*, 2008a).

Les données publiées par Abdallah *et al.* (2008b) relativement à la concentration la plus élevée dans la poussière de l'air intérieur des maisons canadiennes, soit 1 300 µg/kg poids sec, ont servi à estimer la limite supérieure d'exposition pour l'ensemble de la population du Canada.

Comme on n'a trouvé aucune concentration d'HBCD dans l'eau potable au Canada, la concentration d'HBCD mesurée dans des lacs au Royaume-Uni, soit 270 pg/L ou $2,7 \times 10^{-4}$ µg/L, a été utilisée (Harrad *et al.*, 2009).

Au Canada, les expositions les plus élevées, estimées à $1,1 \times 10^{-1}$ µg d'HBCD/kg p.c. par jour, concernaient les nourrissons allaités âgés de 0 à 6 mois (Santé Canada, 2008). Les concentrations dans le lait maternel sont présentées au tableau 8. Comme l'HBCD est bioaccumulable, il a été jugé bon d'obtenir également des estimations de l'absorption quotidienne à partir des concentrations d'HBCD mesurées dans le sang de l'ensemble de la population canadienne. D'après une cinétique de premier ordre, l'estimation de l'absorption quotidienne, obtenue à partir de la concentration la plus élevée dans le sang de la mère ou du cordon ombilical au Canada, soit 2,4 µg/kg, et d'une demi-vie de 64 jours ainsi que d'une absorption de 100 % par voie orale, était de 0,01 µg/kg p.c. par jour. Cette valeur est très semblable à l'estimation déterministe de l'exposition attribuable à des sources alimentaires, ce qui confirme l'utilisation des apports alimentaires quotidiens en tant que mesure appropriée de l'exposition.

Produits de consommation

L'HBCD est un ignifugeant bromé qui peut être rejeté de la matrice de produits de consommation, étant donné qu'il n'y est pas lié par covalence; il est seulement mélangé ou dissous dans la matière. C'est pourquoi l'HBCD peut migrer du produit au fil du temps en raison de l'abrasion et de l'utilisation. Étant donné sa faible pression de vapeur, l'HBCD ne se volatiliser pas et ne dégagera pas de gaz à partir du produit.

On a obtenu des estimations de la limite supérieure d'exposition potentielle à l'HBCD par voie orale issue du mâchonement d'un coussin ou d'un meuble rembourré; elles sont présentées à l'annexe E, d'après le scénario du modèle (Environ 2003a, 2003b).

L'estimation de l'exposition des nourrissons âgés de 0 à 6 mois était de $5,6 \times 10^{-5}$ µg/kg p.c. par jour, tandis que celle de l'exposition par voie orale des jeunes enfants âgés de 6 mois à 4 ans était de $2,7 \times 10^{-5}$ µg/kg p.c. par jour. On a obtenu ces estimations pour les nourrissons et les jeunes enfants à l'aide d'un algorithme d'exposition établi, appliqué officiellement pour le phosphate de tris(2-chloroéthyle) (PTCE), un ignifugeant chloré organophosphaté (Canada, 2009; Environ, 2003a, 2003b).

L'algorithme, qui utilise un taux de rejet de 84 mg d'HBCD/m² de superficie de tissu pour l'usure modélisée de tissus récents ou vieillis par rayonnement UV, a été jugé comme étant un substitut approprié pour estimer l'exposition chez les enfants mâchonant des coussins ou des meubles rembourrés. En comparaison, l'Union européenne a utilisé un taux de rejet de 2 000 mg/m² (taux utilisé pour les rejets généraux d'HBCD par les textiles) pour modéliser un scénario d'exposition semblable. La démarche adoptée dans la présente évaluation préalable est également conforme à celle suivie dans le cadre du Voluntary Children's Chemical Evaluation Program (programme volontaire d'évaluation des effets des substances chimiques sur les enfants) par l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis (Environ, 2003a, 2003b).

À l'aide d'un outil de calcul de l'exposition, des chercheurs ont réalisé une évaluation préliminaire des risques pour la santé que comporte l'HBCD émis dans l'air intérieur en tirant les rideaux (modèle MCCEM de l'EPA des États-Unis; Miyake *et al.*, 2009). Ils ont calculé la dose quotidienne moyenne à vie et obtenu la valeur de $2,67 \times 10^{-4}$ µg/kg p.c. par jour. Les paramètres utilisés par Miyake *et al.* (2009) comprenaient une concentration moyenne de pointe dans l'air intérieur de 8,6 ng/m³ pour l'HBCD; quant aux paramètres d'entrée relatifs à la taille de la pièce, à son volume et au taux d'échange d'air, ils ont été fixés à 5,25 m × 3,80 m × 2,70 m, 53,9 m³, et 0,45 h⁻¹, respectivement. Miyake *et al.* (2009) ont obtenu une marge d'exposition de $2,1 \times 10^3$ pour ce scénario d'exposition qu'ils ont jugé peu préoccupant.

Les expositions par voie cutanée sont jugées négligeables, d'après les résultats obtenus par Roper *et al.* (2007); selon ceux-ci, le *stratum corneum* constitue une barrière efficace à la pénétration de la substance radiomarquée ¹⁴C-HBCD par voie cutanée. Les estimations de l'exposition pour toutes les voies d'exposition aux produits de consommation, sauf le mâchonement (c.-à-d. par voie cutanée et par inhalation), ont été jugées négligeables; elles n'ont donc pas été reportées dans la caractérisation des risques dans le cadre de l'évaluation des risques par l'Union européenne (EURAR, 2008).

Évaluation des effets sur la santé

On a relevé un essai biologique de cancérogénicité (Kurokawa *et al.*, 1984) au cours duquel des souris B6C3F1 (50 de chaque sexe par groupe) ont été exposées par voie alimentaire pendant 18 mois à des doses équivalant à l'absorption d'environ 0, 13, 130 ou 1 300 mg/kg p.c. par jour. Il n'y a eu aucun signe manifeste de toxicité. Les animaux

exposés ont subi des modifications hépatiques (gonflement, dégénérescence, formation de vacuoles, infiltration graisseuse des cellules hépatiques), mais celles-ci n'ont pas bien été mises en corrélation avec la dose. L'incidence des tumeurs hépatiques totales se trouvait dans la fourchette normale pour cette souche de souris.

L'Union européenne a mentionné que des résultats systématiquement négatifs avaient été observés pour l'HBCD lors d'un éventail d'essais de mutagénicité réalisés sur le *Salmonella typhimurium* (Simmon *et al.*, 1976; Baskin et Phillips, 1977; GSRI, 1979; Zeiger *et al.*, 1987; Ogaswara et Hanafusa, 1993; Hossack *et al.*, 1978; US EPA, 1990). Ces essais comprenaient en outre un essai cytogénétique *in vitro* visant à déterminer les aberrations chromosomiques avec des lymphocytes circulants humains (Guid et Schadly, 1996) et un essai *in vivo* visant à déterminer la clastogénicité dans le test des micronoyaux chez la souris (Engelhardt et Hoffman, 2000). Lors d'un essai non normalisé sur deux lignées cellulaires de hamsters chinois présentant des mutations de dédoublement dans le gène hypoxanthine phosphoribosyltransférase (Hprt), on a observé une augmentation modeste, mais significative, des recombinaisons somatiques (Helleday *et al.*, 1999). L'Union européenne a conclu que l'HBCD ne présente pas de potentiel génotoxique important tant *in vitro* qu'*in vivo* et elle a indiqué qu'il n'y a aucune raison d'examiner ce paramètre plus en détail (EURAR, 2008). Par conséquent, on considère que l'HBCD ne présente aucun potentiel génotoxique.

Zeller et Kirsch (1969) ont exposé des rats mâles et femelles Sprague-Dawley pendant 28 jours à des concentrations équivalant à 0, 940, 2 400 ou 4 700 mg/kg p.c. par jour dans leur régime alimentaire. Cette étude a été jugée insuffisante pour attribuer des concentrations avec effet, mais elle a indiqué que le foie et la thyroïde étaient des organes cibles de la toxicité de l'HBCD (EURAR, 2008).

Chengelis (1997) a exposé cinq rats mâles et femelles Sprague-Dawley pendant 28 jours, par gavage, à des doses de 0, 125, 350 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour. On n'a observé aucune lésion histopathologique significative. Le protocole n'incluait aucune mesure du poids de la glande thyroïde ou des concentrations sériques de thyrostimuline (TSH), les T3 ou T4. Le poids relatif du foie était considérablement accru aux deux doses les plus élevées chez les mâles. La dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) était de 125 mg/kg p.c. par jour, d'après une augmentation considérable du poids relatif du foie chez tous les groupes de femelles exposés. L'Union européenne a fait remarquer un problème potentiel de contamination des témoins au cours d'une étude de 90 jours réalisée au même laboratoire (Chengelis, 2001; cité dans EURAR, 2008).

Van der Ven *et al.* (2006) ont exposé cinq rats Wistar de chaque sexe par gavage pendant 28 jours à 0, 0,3, 1, 3, 10, 30, 100 ou 200 mg/kg p.c. par jour. Le protocole était axé sur les effets immunitaires et endocriniens, notamment l'axe des hormones thyroïdiennes, l'hématologie, la taille et la minéralisation des os ainsi que les paramètres rétiniques. Ces paramètres ne sont généralement pas examinés lors d'études en doses répétées visées par les lignes directrices de l'OCDE, ce qui pourrait expliquer pourquoi ces effets n'ont pas été détectés au cours d'autres études. Les constatations « les plus remarquables » étaient la diminution de la thyroxine totale, l'augmentation du poids de l'hypophyse, de

l'immunocoloration de la TSH dans cette glande et du poids de la thyroïde ainsi que l'activation des cellules folliculaires thyroïdiennes, des modifications liées à la dose. Ces effets se sont limités aux femelles. Chez les femelles, on a constaté des augmentations du poids du foie à une dose de 29,9 mg/kg p.c. par jour (limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose repère [BMDL], 22,9 mg/kg p.c. par jour), tandis qu'on a relevé des augmentations du poids de l'hypophyse à une dose de 50,6 mg/kg p.c. par jour (BMDL, 29,9 mg/kg p.c. par jour). L'augmentation du poids de la thyroïde a été constatée à 3,4 mg/kg p.c. par jour (BMDL, 1,6 mg/kg p.c. par jour). Dans une étude de suivi, Germer *et al.* (2006) ont examiné les concentrations de cytochromes P450 (CYP) et l'activité de ces cytochromes. Une induction de CYP 3A4 a été observée chez les femelles et une induction de CYP 2B chez les mâles, ce qui laisse penser que le métabolisme propre au sexe pourrait expliquer la toxicité de la thyroïde notée chez les femelles seulement.

Chengelis (2001) a exposé des rats Sprague-Dawley (15 par sexe par groupe) par gavage (dans de l'huile de maïs) pendant 90 jours, à des doses de 0, 100, 300 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour. Cinq animaux par sexe par groupe ont été soumis à une période de rétablissement de 28 jours. On a noté des augmentations du poids du foie (pour tous les groupes exposés), de la thyroïde (pour les groupes exposés aux doses moyennes et élevées, uniquement chez les femelles) et de la prostate (augmentation selon la dose avec importance statistique chez le groupe exposé aux doses élevées). On a observé une vacuolisation hépatocellulaire minimale chez tous les animaux exposés. La DMENO était de 100 mg/kg p.c. par jour, d'après l'augmentation du poids relatif du foie chez les deux sexes. L'Union européenne a signalé que les animaux témoins pourraient aussi avoir été exposés par inadvertance (EURAR, 2008).

Zeller et Kirsch (1969) ont exposé des rats par voie alimentaire pendant 90 jours, à des concentrations équivalant à des doses de 0, 120, 240, 470 ou 950 mg/kg p.c. par jour. L'Union européenne avait souligné que l'étude définissait le foie comme un organe cible, mais qu'elle n'avait pas relevé de concentrations avec effet (EURAR, 2008).

Murai *et al.* (1985) ont donné à des rates Wistar gravides (20 par groupe) une alimentation contenant des doses approximatives de 0, 7,5, 75 ou 750 mg/kg p.c. du 1^{er} au 20^e jour de la gestation. Six animaux par groupe ont pu mettre leurs petits au monde, et les ratons ont été gardés jusqu'à 7 semaines. Le poids absolu et relatif du foie des mères augmentait considérablement à la dose la plus élevée (750 mg/kg p.c. par jour). On n'a observé aucun changement significatif chez les ratons pour ce qui était du nombre d'implants, de résorptions, de fœtus vivants ou morts, ou d'anomalies externes, viscérales ou squelettiques (dose sans effet nocif observé [DSENO] fœtale, 750 mg/kg p.c. par jour).

Stump (1999) a administré de l'HBCD à 25 rats Charles River par gavage du 6^e au 19^e jour de la gestation, à raison de 0, 500 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour. Cette étude n'a indiqué aucune toxicité chez les mères ou les fœtus.

Ema *et al.* (2008) ont effectué un essai de reproduction sur deux générations avec des rats de souche CrI:CD(SD). Les animaux F0 comprenaient 24 rats par sexe par groupe. L'administration par voie alimentaire correspondait à des doses de 0, 10, 101 et 1 008 mg/kg p.c. par jour chez les mâles et de 0, 14, 141 et 1 363 mg/kg p.c. par jour chez les femelles. Des préparations alimentaires ont été formulées en mélangeant des particules d'HBCD à une quantité adéquate de nourriture en poudre pour chaque groupe exposé. L'administration a commencé dix semaines avant l'accouplement pour bien représenter le cycle spermatogénétique complet, depuis l'accouplement jusqu'à la lactation, en passant par la gestation. La dose moyenne était la DMENO (101 mg/kg p.c. par jour), d'après une diminution de l'indice de fertilité proportionnelle à la dose chez la génération F0, une diminution importante du nombre de follicules primordiaux dans l'ovaire et une incidence significative accrue des animaux présentant une diminution de la taille des follicules thyroïdiens dans les groupes exposés aux deux plus fortes doses chez les deux sexes de la génération F0 et le groupe exposé à la dose la plus élevée chez les femelles de la génération F1. On a mesuré les paramètres de neurotoxicité. Le seul effet significatif observé était un taux d'achèvement inférieur du réflexe de redressement chez les ratons femelles F2 exposés à la dose la plus élevée (1 363 mg/kg p.c. par jour). Pour cette étude, la DSENO était de 10 mg/kg p.c. par jour. L'Union européenne avait fait remarquer que cette étude était réalisée en accord avec la ligne directrice relative à l'essai n° 416 de l'OCDE et qu'elle était conforme aux principes relatifs aux bonnes pratiques de laboratoire (EURAR, 2008).

À la suite de l'évaluation de l'Union européenne, van der Ven *et al.* (2009; voir également Lilienthal *et al.*, 2009a) ont mené une étude relative à l'absorption alimentaire sur une génération de rats Wistar, avec des expositions ciblées de 0, 0 (solvant témoins d'huile de maïs), 0,1, 0,3, 1, 3, 10, 30 ou 100 mg/kg p.c. par jour. L'exposition a eu lieu avant la période d'accouplement (dix semaines pour les mâles, deux semaines pour les femelles) et pendant l'accouplement, la gestation et la lactation. Chaque groupe F0 comprenait dix mâles et dix femelles. On a gardé tous les ratons F1. La progéniture a ensuite été exposée à partir du sevrage jusqu'à 11 semaines. Les auteurs ont jugé que « les effets les plus sensibles » étaient la diminution de la densité minérale osseuse trabéculaire et de la concentration de rétinoides apolaires dans le foie des femelles F1 et l'augmentation de la réponse immunitaire chez les mâles F1. Ils ont noté que les effets immunologiques semblaient se déclencher pendant le développement et qu'ils étaient donc probablement persistants. De la même manière, les rétinoides régulent la transcription de nombreux gènes et peuvent entraver la programmation du développement, la morphogenèse squelettique, la croissance embryonnaire, la différenciation sexuelle, la vascularisation et la reproduction. On a émis l'hypothèse que la modulation des concentrations de rétinoides était liée à la réponse immunitaire. Les signaux rétinoides jouent également un rôle dans le développement tissulaire des testicules et des os, qui a été touché chez les animaux F1. Les plus faibles doses efficaces associées à un effet critique étaient de 0,18 mg/kg p.c. par jour (BMDL, 0,056 mg/kg p.c. par jour) pour la diminution de la densité minérale osseuse trabéculaire du tibia chez les femelles F1, 1,45 mg/kg p.c. par jour (BMDL, 0,46 mg/kg p.c. par jour) pour l'augmentation de la réponse immunitaire (immunoglobuline G, hématies de mouton) chez les mâles F1 et 5,1 mg/kg p.c. par jour (BMDL, 1,3 mg/kg p.c. par jour) pour la diminution de la somme des rétinoides apolaires

dans le foie des femelles F1. En parallèle, la progéniture a fait l'objet d'une évaluation relative au comportement entraîné par la dopamine et à la fonction auditive, par catalepsie provoquée par halopéridol et potentiels évoqués auditifs du tronc cérébral. On a constaté une réduction de la latence pour le délai de mouvement, essentiellement chez les femelles. Le schéma global des modifications des potentiels évoqués auditifs du tronc cérébral (seuils accrus et latences prolongées de vagues précoces) a indiqué un effet cochléaire prédominant. Bien que les auteurs (Lilienthal *et al.*, 2009a) aient signalé que les BMDL se situaient entre ≤ 1 et 10 mg/kg p.c. pour les seuils de la catalepsie et des potentiels évoqués auditifs du tronc cérébral, aucune donnée supplémentaire n'était disponible, comme c'était le cas pour la description des paramètres précédents.

Eriksson *et al.* (2006) ont exposé des souriceaux NMRI mâles nouveau-nés (jour 10) à l'HBCD par gavage, à une dose unique de 0, 0,9 ou 13,5 mg/kg p.c. À l'âge de trois mois, les souris ont été soumises à une évaluation du comportement spontané et de la capacité d'apprentissage et de mémorisation.

Dix souris mâles par groupe ont fait l'objet d'évaluations du comportement spontané; pour ce faire, on a mesuré leur locomotion (mouvement horizontal, détecté par des rayons infrarouges), leur élevage artificiel et leur activité totale (tous les mouvements, p. ex. le toilettage). Les activités ont été mesurées pendant trois périodes de 20 minutes. Les données quantitatives n'ont pas été présentées. Pour toutes les variables, les animaux témoins se sont accoutumés, c'est-à-dire que l'activité de réaction à la nouveauté de la chambre d'essai a diminué au fil du temps. Les animaux exposés à l'HBCD étaient hypoactifs pendant la première partie de la période de 60 minutes, tandis qu'à la fin de la période d'essai, ils sont devenus hyperactifs.

L'apprentissage et la mémoire associatifs ont été évalués par le test du labyrinthe aquatique de Morris. Des groupes de 12 à 17 souris mâles ont été soumises à des essais pour déterminer leur capacité de localisation d'une plate-forme immergée dans un bassin pendant quatre jours consécutifs et, le cinquième jour, les chercheurs ont réalisé un autre essai pour vérifier si elles trouvaient la plate-forme à un autre endroit du bassin. Cinq essais par jour ont été réalisés. Pendant la période d'acquisition (jours 1 à 4), tant les souris exposées que les souris témoins ont amélioré leur capacité de localisation de la plate-forme. Le quatrième jour, les latences moyennes des souris exposées à 13,5 mg/kg p.c. étaient considérablement plus longues que celles des souris témoins ($p < 0,01$) et du groupe exposé à 0,9 mg/kg p.c. ($p < 0,05$). Les souris du groupe d'exposition inférieure n'avaient pas un comportement sensiblement différent des souris témoins. Le cinquième jour, les souris exposées à 13,5 mg/kg p.c. par jour mettaient beaucoup plus de temps ($p < 0,05$) à trouver le nouvel emplacement de la plate-forme. L'EURAR (2008) a considéré que l'étude était bien réalisée et que la DMENO (basée sur un comportement spontané sensiblement modifié, notamment un état hyperactif et une réduction de l'accoutumance) était de 0,9 mg/kg p.c., la plus faible dose évaluée lors de l'étude.

Un essai de développement sur des rats Sprague-Dawley a été publié après l'évaluation de l'Union européenne. Saegusa *et al.* (2009) ont exposé des rates Sprague-Dawley gravides

à 0, 100, 1 000 ou 10 000 ppm par voie alimentaire, du 10^e jour de la gestation jusqu'au 20^e jour suivant la mise bas (le jour du sevrage). Le 20^e jour après la mise bas, le dosage a pris fin et toutes les mères ont été sacrifiées. Une évaluation histopathologique a été réalisée sur dix mâles et dix femelles de la progéniture de chaque groupe. Le reste de la progéniture a reçu une alimentation normale jusqu'à 11 semaines, puis elle a été sacrifiée pour l'évaluation histologique. Les auteurs ont déclaré que l'exposition maternelle entraînait un faible effet d'hypothyroïdie, avec des modifications pondérales et histopathologiques de la thyroïde et des concentrations sériques de T2 et de TSH chez la progéniture recevant 10 000 ppm jusqu'au sevrage. Une augmentation du poids de la thyroïde et une diminution de la concentration sérique de T3 se sont poursuivies jusqu'à l'âge adulte chez les groupes recevant au moins 1 000 ppm. En ce qui concerne l'effet sur le développement du cerveau, l'HBCD démontrait qu'il touchait le développement oligodendrogial à une dose de 10 000 ppm, probablement en conséquence de l'hypothyroïdie liée au développement. Les auteurs ont conclu que, d'après l'effet du développement sur le cerveau, 100 ppm représentaient la DSENO, d'après les changements des paramètres thyroïdiens (8,1 à 21,3 mg/kg p.c. par jour par niveau d'exposition de la mère). La DMENO serait donc de 1 000 ppm, soit 80,7 à 212,9 mg/kg p.c. par jour, d'après une diminution de la triiodothyronine et l'augmentation du poids relatif de la thyroïde chez les mâles de la progéniture à la 11^e semaine.

Caractérisation des risques pour la santé humaine

L'HBCD a une faible toxicité aiguë. Dans l'essai biologique relevé, l'exposition par voie alimentaire chez des souris de 18 mois n'a pas entraîné d'augmentation de l'incidence des tumeurs. Selon les résultats tirés d'une base de données limitée, l'HBCD n'a pas de potentiel génotoxique significatif *in vitro* ou *in vivo*.

Des études de toxicité en doses répétées à court terme ont permis de relever des effets sur le foie et la thyroïde; les concentrations avec effet nocif étaient comprises entre 29,9 et 125 mg/kg p.c. par jour (Chengelis, 1997; van der Ven *et al.*, 2006). L'Union européenne avait choisi la DMENO de 29,9 mg/kg p.c. par jour comme l'une des deux concentrations associées à un effet critique sur lesquelles elle s'est basée pour caractériser les risques (EURAR, 2008).

L'Union européenne avait choisi une DSENO (10 mg/kg p.c. par jour) provenant de l'essai sur la reproduction de deux générations mené sur des rats de souche Crl:CD(SD); cet essai s'inscrivait dans une étude réalisée par Ema *et al.* (2008) afin d'évaluer les risques liés à une exposition à long terme pour les populations prédisposées (EURAR, 2008). La DMENO était de 101 mg/kg p.c. par jour, d'après une diminution de l'indice de fertilité selon la dose chez la génération F0, une diminution importante du nombre de follicules primordiaux dans l'ovaire et une incidence accrue des animaux présentant une diminution de la taille des follicules thyroïdiens dans les deux groupes ayant reçu la dose la plus élevée chez les générations F0 et F1.

Une étude a permis de déterminer un paramètre potentiellement préoccupant pour les sous-populations prédisposées (p. ex., les nourrissons et les enfants). Eriksson *et al.* (2006) ont exposé des souris NMRI mâles nouveau-nés (jour 10) à l'HBCD par gavage, à une dose unique de 0, 0,9 ou 13,5 mg/kg p.c. À l'âge de trois mois, les souris ont été soumises à une évaluation du comportement spontané et de la capacité d'apprentissage et de mémorisation. La plus faible dose était la DMENO, 0,9 mg/kg p.c., d'après un comportement spontané sensiblement modifié (état hyperactif et réduction de l'accoutumance). Bien qu'on n'ait relevé aucun changement dans le comportement spontané au cours d'autres études réalisées sur des animaux, ce paramètre a été pris en considération pour la caractérisation des risques.

On a noté de faibles concentrations avec effet nocif lors d'une étude récente sur une génération de rats (van der Ven *et al.*, 2009; Lilienthal *et al.*, 2009a). Les auteurs ont déclaré que les effets « les plus sensibles » étaient la diminution de la densité minérale osseuse trabéculaire (dose associée à un effet critique, 0,18 mg/kg p.c. par jour) et de la concentration de rétinoides apolaires (dose associée à un effet critique, 5,1 mg/kg p.c. par jour) dans le foie des femelles F1, ainsi qu'une augmentation de la réponse immunitaire chez les mâles F1 (dose associée à un effet critique, 1,45 mg/kg p.c. par jour). Pour chacun de ces trois paramètres, la réponse à la dose est soit équivoque (p. ex., teneur minérale dans l'os trabéculaire, réponse immunitaire accrue), soit évidente seulement aux niveaux d'exposition plus élevés (rétinoides hépatiques apolaires). En raison des limites de cette étude, elle n'a pas été prise en considération pour la caractérisation des risques.

De l'HBCD a été décelé dans le sang humain, le sérum du cordon ombilical, le lait maternel, la poussière et l'air ambiant au Canada. Des données ont été relevées concernant des concentrations dans des aliments aux États-Unis. Il a été déterminé que l'étude la plus pertinente aux fins de la caractérisation des risques pour la santé humaine était celle comportant un essai sur la reproduction de deux générations réalisé sur des rats (Ema *et al.*, 2008).

Afin d'évaluer les risques que présente l'exposition à l'HBCD pour l'ensemble de la population canadienne au cours de sa vie, on a choisi une DSENO prudente de 10 mg/kg p.c. par jour provenant de l'essai d'Ema *et al.* (2008) concernant la reproduction sur deux générations de rats. De plus, il a été jugé approprié de caractériser l'ampleur de la marge entre les expositions potentielles des nourrissons et des enfants et la DMENO de 0,9 mg/kg p.c. obtenue lors de l'étude d'Eriksson (2006).

Des nourrissons allaités âgés de 0 à 6 mois représentaient la sous-population la plus fortement exposée de l'ensemble de la population du Canada, l'exposition ayant été estimée à $1,1 \times 10^{-1} \mu\text{g}$ d'HBCD/kg p.c. par jour à partir de l'absorption combinée de nourriture, de sol, de poussière et de la substance présente dans d'autres milieux naturels (Santé Canada, 2008). Cette constatation est bien corrélée avec l'estimation obtenue par Eljarrat *et al.* (2009) pour des nourrissons allaités à La Corogne, au nord-ouest de l'Espagne, soit $1,75 \times 10^{-1} \mu\text{g}$ Σ HBCD/kg p.c. par jour. Les expositions des nourrissons âgés de 0 à 6 mois qui étaient nourris au lait maternisé et autrement (sans lait maternisé) étaient de $1,0 \times 10^{-2} \mu\text{g}$ Σ HBCD/kg p.c. par jour et de $4,0 \times 10^{-2} \mu\text{g}$ Σ HBCD/kg p.c. par

jour, respectivement. Les estimations de la limite supérieure d'exposition pour l'ensemble de la population du Canada, comme l'indique l'annexe D, tiennent compte des concentrations d'HBCD dans la poussière des maisons et les aliments.

D'après la modélisation d'un scénario d'utilisation des produits, la plus forte estimation relative à l'exposition aux produits de consommation, causée par le mâchonnement de textiles ou de meubles rembourrés ignifugés, était de $5,6 \times 10^{-5}$ mg/kg p.c. par jour pour un nourrisson (de 0 à 6 mois).

Une comparaison entre des données obtenues pour l'ensemble de la population, soit la concentration associée à un effet critique (10 mg/kg p.c. par jour) et les estimations de la limite supérieure d'exposition (0,047 µg HBCD/kg p.c. par jour), donne une marge d'exposition de 213 000. En outre, la marge entre les estimations de la limite supérieure d'exposition pour les nourrissons allaités ($1,1 \times 10^{-1}$ µg HBCD/kg p.c. par jour) et la dose minimale avec effet observé (DMEO) de 0,9 mg/kg p.c. par jour se chiffre à 8 200. Ces marges d'exposition sont jugées adéquates pour dissiper les incertitudes relevées dans les bases de données relatives à l'exposition et aux effets sur la santé. Comme l'absorption chez les rats dans l'étude sur deux générations couvrait l'exposition, la lactation et l'alimentation *in utero*, on estime que les marges entre l'absorption estimée par le lait maternel humain et la concentration associée à un effet critique dans la base de données sur les animaux protègent la vie humaine. Ces estimations concordent avec les conclusions formulées dans l'EURAR (2008). En effet, les auteurs de ce rapport ont obtenu une marge de sécurité de $7,0 \times 10^5$ et n'ont manifesté aucune préoccupation relative à la toxicité pour la reproduction ou la fertilité menaçant des nourrissons allaités ni aucune préoccupation à l'égard des nourrissons allaités exposés à une toxicité en doses répétées avec une marge de sécurité de $1,5 \times 10^6$.

La marge d'exposition entre l'absorption estimée de $5,6 \times 10^{-5}$ µg/kg p.c. par jour pour un nourrisson qui mâchonne des textiles et la DMENO la plus prudente relevée dans la base de données sur les animaux de 0,9 mg/kg p.c. par jour est de $1,8 \times 10^7$.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Le degré de confiance à l'égard de la base de données concernant les études de toxicité sur l'HBCD est modéré. Bien que le seul essai biologique sur la cancérogénicité ait été décrit de façon inadéquate, les études de génotoxicité disponibles présentaient des résultats négatifs. On a estimé que l'étude critique sur la reproduction de deux générations était conforme aux lignes directrices de l'OCDE et qu'elle avait été menée en accord avec les bonnes pratiques de laboratoire. En outre, on a observé des effets uniformes à des niveaux d'exposition semblables entre les études.

Des données sur les milieux naturels au Canada étaient disponibles pour plusieurs milieux, y compris les concentrations dans le lait maternel humain, l'air extérieur, le biote alimentaire (touladi) et la poussière. Il existe des incertitudes liées à l'utilisation de la concentration maximale d'HBCD, soit 1 300 µg/kg, dans la poussière au Canada. Il existe

également des incertitudes entourant l'utilisation d'une concentration médiane de substitution de $0,0002 \mu\text{g}/\text{m}^3$ appliquée au Royaume-Uni (Abdallah *et al.*, 2008a) ainsi qu'à l'utilisation de concentrations totales d'HBCD dans les aliments issues d'une étude sur le panier de provisions menée aux États-Unis (Schechter *et al.*, 2009). En ce qui concerne la dernière incertitude, elle est probablement faible en raison de la disponibilité de produits alimentaires semblables au Canada et du fait que les concentrations mesurées aux États-Unis sont probablement représentatives de celles présentes au Canada. On obtient des estimations du pire des scénarios d'exposition en incluant des valeurs de la limite de détection pour les concentrations non détectées. Faute de données sur la présence d'HBCD dans l'eau potable au Canada, on a utilisé une concentration d'HBCD dans des lacs au Royaume-Uni comme donnée de substitution. Des incertitudes sont aussi liées aux hypothèses intégrées au modèle incluant des scénarios pour les produits de consommation. Les estimations découlant du scénario de mâchonnement pour les nourrissons et les tout-petits ressemblent à celles tirées de l'évaluation préalable concernant le PTCE (Canada, 2009). De plus, elles semblent sous-estimées lorsqu'on les compare aux estimations liées au sous-scénario de l'Union européenne; cependant, les estimations sont comparables lorsque la valeur de l'EURAR de $2 \text{ mg}/\text{m}^2$ de tissu est remplacée par $84 \text{ mg}/\text{m}^2$ dans le scénario de l'Union européenne. L'absorption obtenue au moyen d'un rétrocalcul de concentration dans le sang était semblable à celle provenant de sources alimentaires; Eljarrat *et al.* (2009) ont obtenu une estimation comparable de l'exposition pour les nourrissons. Pour ces raisons, le degré de confiance est élevé à l'égard des estimations de l'exposition à partir des milieux naturels et des produits de consommation pour l'ensemble de la population canadienne ainsi que des marges d'exposition obtenues qui en découlent.

Conclusion proposée

D'après les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est proposé de conclure que l'HBCD pénètre dans l'environnement en une quantité, à une 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.

Compte tenu de la pertinence des marges entre l'estimation des expositions à l'HBCD et les concentrations associées à un effet critique, il est proposé de conclure que l'HBCD ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions de nature à constituer au Canada un danger pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est proposé de conclure que l'HBCD répond à au moins un des critères de l'article 64 de la LCPE (1999). De plus, cette substance répond aux critères de la persistance et du potentiel de bioaccumulation prévus dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Des activités de recherche et de surveillance viendront, s'il y a lieu, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable et, le cas échéant, l'efficacité des mesures de contrôle possibles définies à l'étape de la gestion des risques.

Références

Abdallah, M.A.E., Harrad, S., Covaci, A. 2008a. Hexabromocyclododecanes and tetrabromobisphenol A in indoor air and dust in Birmingham U.K.: Implications for human exposure. *Environ Sci. Technol.* 42:6855-6861.

Abdallah, M.A.E., Harrad, S., Ibarra, C., Diamond, M., Melmymuk, L., Robson, M., Covaci, A. 2008b. Hexabromocyclododecanes in indoor dust from Canada, the United Kingdom, and the United States. *Environ. Sci. Technol.* 42:459-464.

[ACC] American Chemistry Council. 2002. Robust summaries and test plans: Cyclododecane. HPV test plan. Présenté par l'American Chemistry Council (ACC) Brominated Flame Retardant Industry Panel (BFRIP). Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency. [consulté le 23 août 2007]. Accès : <http://www.epa.gov/chemrtk/pubs/summaries/cyclodod/c13459tc.htm>

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2002. Hexabromocyclododecane (HBCD): A toxicity test to determine the effects of the test substance on seedling emergence of six species of plants. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439-103. 126 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2003a. Effect of hexabromocyclododecane on the survival and reproduction of the earthworm, *Eisenia fetida*. Columbia (MO) : ABC Laboratories, Inc.; Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. ABC Study No. 47222. 94 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2003b. Evaluation of aerobic and anaerobic transformation of hexabromocyclododecane in aquatic sediment systems. Midland (MI) : The Dow Chemical Company, Environmental Chemistry Research Laboratory, Toxicology and Environmental Research and Consulting. Laboratory Project Study ID 021081. 61 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2003c. Evaluation of aerobic and anaerobic transformation of hexabromocyclododecane in soil. Midland (MI) : The Dow Chemical Company, Environmental Chemistry Research Laboratory, Toxicology and Environmental Research and Consulting. Laboratory Project Study ID 021082. 87 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2003d. Hexabromocyclododecane (HBCD): A prolonged sediment toxicity test with *Hyalella azteca* using spiked sediment with 2% total organic carbon. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439A-119B. 103 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2003e. Hexabromocyclododecane (HBCD) : A prolonged sediment toxicity test with

Hyalella azteca using spiked sediment with 5% total organic carbon. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439A-120. 102 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2003f. Hexabromocyclododecane (HBCD) : An activated sludge respiration inhibition test. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439E-108A. 32 p.

[ACCBFRIP] American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2005. HPV data summary and test plan for hexabromocyclododecane (HBCD). CAS No. 3194556. December 20, 2001. [Mis à jour en septembre 2003 et en mars 2005]. Arlington (VA) : American Chemistry Council Brominated Flame Retardant Industry Panel. 52 p.

Ackers, J.T., Johnston, M.F., Haasch, M.L. 2000. Immunodetection of hepatic peroxisomal PMP70 as an indicator of peroxisomal proliferation in the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. *Marine Environ. Res.* 50:361-365 [cité dans Ronisz *et al.*, 2004].

Alaee, M., Muir, D., Cannon, C., Helm, P., Harner, T., Bidleman, T. 2003. Sources, occurrences, trends and pathways in the physical environment. *In* : Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Ottawa (Ont.) : Affaires indiennes et du Nord Canada. p. 116-124.

Alaee, M., Tomy, G.T., Budakowski, W., Halldorson, T., Whittle, D.M., Keir, M.J., Marvin, C., MacInnis, G. 2004. Biomagnification of α - and γ -hexabromocyclododecane isomers in a Lake Ontario food web. *Environ. Sci. Technol.* 38(8):2298-2303.

Albemarle Corporation. 2000a. Saytex 9006L Flame Retardant. Baton Rouge (LA) : Albemarle Corporation. 2 p.

Albemarle Corporation. 2000b. Saytex HP-900 Flame Retardant. Baton Rouge (LA) : Albemarle Corporation. 2 p.

Allchin, C.R., Morris, S. 2003. Hexabromocyclododecane (HBCD) diastereoisomers and brominated diphenyl ether congener (BDE) residues in edible fish from the rivers Skerne and Tees, U.K. 2003. *Organohalogen. Compd* 61:41-44.

Antignac, J.R., Cariou, R., Maume, D., Marchand, P., Monteau, F., Zalko, D., Berrebi, A., Cravedi, J.P., Andre, F., Le Bizec, B. 2008. Exposure assessment of fetus and newborn to brominated flame retardants in France : preliminary data. *Mol. Nutr. Food Res.* 52:258-265.

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.92. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345.

Arnot, J.A., Mackay, D., Parkerton, T., Bonnell, M. 2008. A database of fish transformation rate constants. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(11):2263-70.

Asplund, L., Bignert, A., Nylund, K. 2004. Comparison of spatial and temporal trends of methoxylated PBDEs, PBDEs, and hexabromocyclododecane in herring along the Swedish coast. *Organohalogen Compd* 66:3988-3993.

[ASTM] American Society for Testing and Materials. 1991. Standard guide for conducting renewal life-cycle toxicity tests with *Daphnia magna*. Standard E1193-87. *In* : Annual book of ASTM standards. Philadelphia (PA) : American Society for Testing and Materials.

[ASTM] American Society for Testing and Materials. 1995. Standard test methods for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with fresh water invertebrates. Standard E1706-95b. *In* : Annual book of ASTM standards. Philadelphia (PA) : American Society for Testing and Materials.

Backus, S., Batchelor, S., Alae, M., Ueno, D., Hewitt, L.M. 2005. Isomer-specific determination of hexabromocyclododecane in abiotic and biotic samples by high performance liquid chromatography/atmospheric pressure photoionization tandem mass spectrometry. Résumé présenté au symposium Dioxin 2005, du 21 au 26 août, Toronto (Ont.) p. 240-243.

Baskin, A., Phillips, B. 1977. Mutagenicity of two lots of FM-100, lot 53 and residue of lot in 3322 in the absence and presence of metabolic activation. Financé par la Velsicol Chemical Corporation (document inédit). Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans EURAR, 2008].

[BCFWIN] BioConcentration Factor Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 2.15. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Bergander, L., Kierkegaard, A., Sellström, U., Wideqvist, U., de Wit, C. 1995. Are brominated flame retardants present in ambient air? Poster Presentation, 6th Nordic Symposium on Organic Pollutants, Smygehuk, September 17–20. [cité dans de Wit, 2002].

[BESC] Bureau Européen des Substances Chimiques. 2003. Technical guidance on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances. Commission Regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II, Chapter 3:

Environmental risk assessment [en ligne]. Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes. N° du rapport : EUR 20418 EN/2. [consulté en novembre 2006]. 337 p. Accès : http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/TECHNICAL_GUIDANCE_DOCUMENT/EDITI_ON_2/tgdpart2_2ed.pdf

Bethune, C., Nielsen, J., Lundebye, A.K., Julshamn, K. 2005. Current levels (2003-2004) of brominated flame retardants in feed and selected Norwegian seafood. Résumé présenté au symposium Dioxin 2005, du 21 au 26 août, Toronto (Ont). p. 619-621.

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 4.02. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Boethling, R.S., Howard, P.H., Beaman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.

Boivin D. 2005. Méthode d'estimation des différentes variables hydrauliques dans un cours d'eau à l'aide de données de stations hydrométriques. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada. Octobre 2005. 14 p.

Bonnell Environmental Consulting. 2001. Conducting the multi-media exposure assessment of new substances in Canada. Hull (Qc) : Environnement Canada, Division des substances nouvelles. 112 p.

Bouma, S., Vethaak, D., Meininger, P., Holland, A. 2000. De visdiefkolonie (*Sterna hirundo*) bij Terneuzen: blijven er problemen? De resultaten van een vervolgonderzoek in 2000. Middelburg (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ [cité dans EURAR, 2008].

Braune, B.M., Mallory, M.L., Gilchrist, H.G., Letcher, R.J., Drouillard, K.G. 2007. Levels and trends of organochlorines and brominated flame retardants in ivory gull eggs from the Canadian Arctic, 1976 to 2004. *Sci. Total Environ.* 378:403-417.

Bridié, A.L., Wolff, C.J.M., Winter, M. 1979a. BOD and COD of some petrochemicals. *Water Res.* 13:627-630.

Bridié, A.L., Wolff, C.J.M., Winter, M. 1979b. The acute toxicity of some petrochemicals to goldfish. *Water Res.* 13:623-626.

Broman, D., Zebühr, Y., Hobbie, J., Rolff, C., Fry, B., Näf, C. 1992. Using ratios of stable nitrogen isotopes to estimate bioaccumulation and flux estimates of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in two food chains from the northern Baltic. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:331-345.

Brown, T.N., Wania, F. 2008. Screening chemicals for the potential to be persistent organic pollutants: A case study of Arctic contaminants. *Environ. Sci. Technol.* 42(14):5202-5209.

[BSEF] Bromine Science and Environmental Forum. 2003. Fiche d'information. HBCD. Hexabromocyclododecane. Edition 2003. Bruxelles (Belgique) : Bromine Science and Environmental Forum. 4 p.

[BSEF] Bromine Science and Environmental Forum. 2005. Major brominated flame retardants volume estimates. Bruxelles (Belgique) : Bromine Science and Environmental Forum. Accès : http://www.bsef-site.com/bromine/our_industry.php

Buckingham, J. 1982. Dictionary of Organic Compounds. 5th edition. Volume 3. Toronto (Ont.) : Penelope Grows Methuen Publications. 738 p.

Bustnes, J.O., Yoccoz, N.G., Bangjord, G., Polder, A., Skaare, J.U. 2007. Temporal trends (1986-2004) of organochlorines and brominated flame retardants in tawny owl eggs from northern Europe. *Environ. Sci. Technol.* 41:8491-8497.

Bytingsvik, J., Gaustad, H., Pettersvik Salmer, M., Soermo, E.G., Baek, K., Føreid, S., Ruus, A., Utne Skaare, J., Munro Jenssen, B. 2004. Spatial and temporal trends of BFRs in Atlantic cod and Polar cod in the North-East Atlantic. *Organohalogen Compd* 66:3918-3922.

Cahill, T.M., Cousins, I., Mackay, D. 2003. General fugacity-based model to predict the environmental fate of multiple chemical species. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(3):483-493.

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. S.C., 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/partIII/1999/g3-02203.pdf>

Canada. 2000. *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. Accès: <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Cantón, R.F., Peijnenberg, A.A.C.M., Hoogenboom, R.L.A.P., Piersma, A.H., van der Ven, L.T.M., van den Berg, M., Heneweer, M. 2008. Subacute effects of hexabromocyclododecane (HBCD) on hepatic gene expression profiles in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 231:267-272.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1998. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. Winnipeg (Man.) : CCME. 18 p.

- Chapra, S. 1997. Surface water quality modelling. New York (NY) : McGraw-Hill. 784 p.
- Chengelis, C. 1997. A 28-day repeated dose oral toxicity study of HBCD in rats. Ashland (OH) : WIL Research Laboratories, Inc. 925 p. [cité dans EURAR, 2008].
- Chengelis, C. 2001. A 90-day oral (gavage) toxicity study of HBCD in rats. Ashland (OH) : WIL Research Laboratories, Inc., WIL-186012. 1527 p. [cité dans EURAR, 2008].
- [CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1996. Hexabromocyclododecane (HBCD): Closed bottle test. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439C-102. 28 p.
- [CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1997a. Hexabromocyclododecane (HBCD) : Determination of n-octanol/water partition coefficient. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439C-104. 68 p.
- [CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1997b. Hexabromocyclododecane (HBCD) : Determination of the vapour pressure using a spinning rotor gauge. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439C-117. 44 p.
- [CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1997c. Hexabromocyclododecane (HBCD) : Determination of the water solubility. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439C-105. 55 p.
- [CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 1998. Hexabromocyclododecane (HBCD) : A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (*Daphnia magna*). Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439A-108. 78 p.
- [CMABFRIP] Chemical Manufacturers Association Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2001. A 90-day oral (gavage) toxicity study of HBCD in rats. Ashland (OH) : WIL Research Laboratories, Inc. Study No. WIL-186012. 1527 p.
- Colles, A., Koppen, G., Hanot, V., Nelen, V., Dewolf, M.C., Noël, E., Malisch, R., Kotz, A., Kypke, K., Biot, P., *et al.* 2008. Fourth WHO-coordinated survey of human milk for persistent organic pollutants (POPs): Belgian results. *Chemosphere* 73(6):907-14.
- Covaci, A., Gerecke, A.C., Law, R.J., Voorspoels, S., Kohler, M., Heeb, N.V., Leslie, H., Allchin, C.R., de Boer, J. 2006. Hexabromocyclododecanes (HBCDs) in the environment and humans: a review. *Environ. Sci. Technol.* 40(12):3679-3688.
- [CPOP] Canadian POPs Model. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division de l'évaluation écologique; Bourgas (Bulgarie) : Prof. Assen Zlatarov University,

Laboratory of Mathematical Chemistry. [Modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.*, 2005]. Disponible sur demande.

Crump, D., Chiu, S., Egloff, C., Kennedy, S.W. 2008. Effects of hexabromocyclododecane (HBCD) and polybrominated diphenyl ethers on mRNA expression in chicken (*Gallus domesticus*) hepatocytes. *Toxicol. Sci.* 106(2):479-487.

Dames et Moore. 2000a. Environmental assessment of a European flame retardant coating manufacturing facility (formulator/compounder). Manchester (Royaume-Uni) : Dames and Moore. Report 10531-009-420/PAH-2 [cité dans EURAR, 2008].

Dames et Moore. 2000b. Environmental assessment of a HBCD European manufacturing plant. Manchester (Royaume-Uni) : Dames et Moore. Report 10531-009-420/PAH-1 [cité dans EURAR, 2008].

Davis, J.W. 2006. The aerobic biodegradability of trans, trans, trans-1,5,9-[¹⁴C]Cyclododecatriene in a modified ready biodegradation test. [Aucun autre renseignement disponible sur la publication]. [cité dans EURAR, 2008].

Davis, J.W., Gonsior, S., Marty, G., Ariano, J. 2005. The transformation of hexabromocyclododecane in aerobic and anaerobic soils and aquatic sediments. *Water Res.* 39:1075-1084.

Davis, J.W., Gonsior, S.J., Markham, D.A., Friederich, U., Hunziker, R.W., Ariano, J.M. 2006. Biodegradation and product identification of [¹⁴C] hexabromocyclododecane in wastewater sludge and freshwater aquatic sediment. *Environ. Sci. Technol.* 40:5395-5401.

de Boer, J., Allchin, C., Zegers, B., Boon, J.P., Brandsma, S.H., Morris, S., Kruijt, A.W., van der Veen, I., van Hesseligen, J.M., Haftka, J.J.H. 2002. HBCD and TBBP-A in sewage sludge, sediments and biota, including interlaboratory study. Ijmuiden (Pays-Bas) : RIVO (The Netherlands Institute for Fisheries Research). Report No. C033/02. Septembre 2002 [cité dans EURAR, 2008; Law *et al.*, 2006c].

de Boer, J., Leslie, H.A., Leonards, P.E.G., Bersuder, P., Morris, S., Allchin, C.R. 2004. Screening and time trend study of decabromodiphenylether and hexabromocyclododecane in birds. Résumé présenté au Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, du 6 au 9 juin, Toronto (Ont.) p. 125-128.

Desmet, K., Schelfaut, M., Sandra, P. 2005. Determination of bromophenols as dioxin precursors in combustion gases of fire retarded extruded polystyrene by sorptive sampling-capillary gas chromatography-mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 1071(1-2):125-129.

Deuchar, J. 2002. [Sans titre]. Ébauche. Nottingham (Royaume-Uni) : Environment Agency, National Laboratory Service [cité dans EURAR, 2008].

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

de Wit, C.A., Alae, M., Muir, D.C.G. 2006. Levels and trends of brominated flame retardants in the Arctic. *Chemosphere* 64:209-233.

De Winter-Sorkina, R., Bakker, M.I., van Donkersgoed, G., van Klaveren, J.D. 2003. Dietary Intake of Brominated Flame Retardants by the Dutch Population. RIVM Report 310305001. Accès : <http://rivm.openrepository.com/reivm/bistream/10029/8876/1/310305001.pdf>

Dorland, W.A.N. 2006. Dorland's Illustrated Medical Dictionary [en ligne]. Accès : http://www.mercksource.com/pp/us/cns/cns_hl_dorlands_split.jsp?pg=/ppdocs/us/commo n/dorlands/dorland/misc/dmd-a-b-000.htm

Driffield, M., Harner, N., Bradley, E., Fernandes, A.R., Rose, M., Mortimer, D., Dicks, P. 2008. Determination of brominated flame retardants in food by LC-MS/MS: diastereoisomer-specific hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A. *Food Addit. Contam.* 25:895-903.

du Pont. 2003. Robust summary for 1,5,9-cyclododecatriene. Wilmington (Allemagne) : E.I. du Pont de Nemours and Company, Inc. le 27 octobre 2003. 47 p.

Dumler, R., Thoma, H., Lenoir, D., Hutzinger, O. 1989. PBDF and PBDD from the combustion of bromine containing flame retarded polymers: a survey. *Chemosphere* 19(12):2023-2031.

[EBFRIP] European Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2004a. Determination of water solubility of hexabromocyclododecane (HBCD) using a generator column method. Easton (MD) : Wildlife International, Ltd. Project No. 439C-138. 51 p.

[EBFRIP] European Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2004b. Investigation of the biodegradation of [14C] hexabromocyclododecane in sludge, sediment, and soil. Laboratory Project Study 031178. Midland (MI) : The Dow Chemical Company, Toxicology and Environmental Research and Consulting. 113 p.

[EBFRIP] European Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2006. The aerobic biodegradability of trans, trans, trans-1,5,9-cyclododecatriene in a modified ready biodegradation test. Midland (MI) : The Dow Chemical Company, Toxicology and Environmental Research and Consulting. Laboratory Project Study 051165. 62 p.

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [modèle d'estimation]. 2004. Version 0.99h. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships [modèle d'estimation]. 2009. Version 1.0. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Eljarrat, E., de la Cal, A., Raldua, D., Duran, C., Barcelo, D. 2004. Occurrence and bioavailability of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from the Cinca River, a tributary of the Ebro River (Spain). *Environ. Sci. Technol.* 38(9):2603-2608.

Eljarrat, E., de la Cal, A., Raldua, D., Duran, C., Barcelo, D. 2005. Brominated flame retardants in *Alburnus alburnus* from Cinca River basin (Spain). *Environ. Pollut.* 133:501-508.

Eljarrat, E., Guerra, P., Martinez, E., Farré, M., Alvarez, J.G., Lopez-Teijon, M., Barcelo, D. 2009. Hexabromocyclododecane in human breast milk: levels and enantiomeric patterns. *Environ. Sci. Technol.* 43(6):1940-1946.

Ema, M., Fujii, S., Hirata-Koiizumi, M., Matsumoto, M. 2008. Two-generation reproductive toxicity study of the flame retardant hexabromocyclododecane in rats. *Reprod. Toxicol.* 25(3):335-351.

Engelhardt et Hoffman. 2000. Cytogenetic study in vivo with hexabromocyclododecane in the mouse micronucleus test after two intraperitoneal administrations. Ludwigshafen (Allemagne) : BASF. [cité dans EURAR, 2008].

[Environ] ENVIRON International Corporation. 2003a. Voluntary Children's Chemical Evaluation Program Pilot (VCCEPP)—Tier 1 assessment of the potential health risks to children associated with exposure to the commercial pentabromodiphenyl ether product and appendices [en ligne]. Emerville (CA) : ENVIRON International Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/vccep/pubs/chem22a.html>

[Environ] ENVIRON International Corporation. 2003b. Voluntary Children's Chemical Evaluation Program Pilot (VCCEPP)—Tier 1 assessment of the potential health risks to children associated with exposure to the commercial octabromodiphenyl ether product and appendices [en ligne]. Emerville (CA) : ENVIRON International Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/vccep/pubs/chem23a.html>

Environnement Canada. 2001. Données recueillies conformément à l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* et à l'*Avis concernant certaines substances inscrites sur la Liste intérieure de substances (LIS)*. *Gazette du Canada*, vol. 135, n° 46. 21 p.

Environnement Canada. 2006. Approche pour les évaluations préalables des risques écologiques en vertu de l'alinéa 64(a) de la LCPE (1999) pour les substances existantes

qui sont à la fois persistantes et bioaccumulables. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2007. Guidance for conducting ecological assessments under CEPA, 1999: science resource technical series: draft module on QSARs. Document de travail préliminaire révisé. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2009a. Suggested approach to determining the persistence of a chemical from biodegradation data. Ébauche de document de travail préliminaire. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes.

Environnement Canada. 2009b. Draft Ecological Screening Assessment of Cyclododecane, 1,2,5,6,9,10-hexabromo-(Hexabromocyclododecane; CAS No. 3194-55-6). Document de travail à l'appui. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des substances existantes. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [suite de modèles d'estimation]. 2007. Version 3.2. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[EPIWIN] Estimations Programs Interface for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 3.10. Washinton (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[EPSMA] Expanded Polystyrene Molders Association, [ACIP] Association canadienne de l'industrie des plastiques, [BSEF] Bromine Science and Environmental Forum et [XPSA] Extruded Polystyrene Foam Association. 2009. HBCD FR in Polystyrene Foam. Document présenté à Environnement Canada et à Santé Canada en août 2009.

Eriksson, P., Fischer, C., Wallin, M., Jakobsson, E., Fredriksson, A. 2006. Impaired behaviour, learning and memory, in adult mice neonatally exposed to hexabromocyclododecane (HBCD). *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 21:317-322.

[EURAR] European Union Risk Assessment Report. 2008. Risk assessment Hexabromocyclododecane: CAS No. 25637-99-4. Final Report May 2008. Luxembourg : Office des publications officielles des Communautés européennes. R044_0805_env_hh_final_ECB.doc. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis>

Evenset, A., Christensen, G.N., Carroll, J., Zaborska, A., Berger, U., Herzke, D., Gregor, D. 2007. Historical trends in persistent organic pollutants and metals recorded in sediment from Lake Ellasjøen, Bjørnøya, Norwegian Arctic. *Environ. Pollut.* 146:196-205.

Fisk, A.T., Hobson, K.A., Norstrom, R.J. 2001. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the northwater polynya marine food web. *Environ. Sci. Technol.* 35:732-738.

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Eggen, T., Snilsberg, P., Källberg, G., Rognerud, S., Enge, E.K., Borgen, A., Gundersen, H. 2004. Oslo (Norvège) : Norsk institutt for vannforskning (NIVA). Rapport 4809-2004 (norvégien) [cité dans de Wit *et al.*, 2006].

[FRCA] Fire Retardant Chemicals Association. 1998. Textile flame retardant applications by product classes for 1997 within and outside of the United States. Document présenté à la United States Consumer Product Safety Commission [cité dans Gardner et Walker, 2000].

Gardener, D., Walker, B. (éd.). 2000. Toxicological Risks of Selected Flame Retardants. Washington (DC) : National Academy Press.

Gauthier, L.T., Hebert, C.E., Weseloh, D.V.C., Trudeau, S., Letcher, R.J. 2006. Current-use and emerging brominated and chlorinated flame retardant contaminants in the eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from colonial Great Lakes populations. Affiche pour le 8th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, du 27 au 29 juin, Toronto (Ont.)

Gauthier, L.T., Hebert, C.E., Weseloh, D.V.C., Letcher, R.J. 2007. Current-use flame retardants in the eggs of herring gulls (*Larus argentatus*) from the Laurentian Great Lakes. *Environ. Sci. Technol.* 41:4561-4567.

Gebbink, W.A., Sonne, C., Dietz, R., Kirkegaard, M., Born, E.W., Muir, D.C.G., Letcher, R.J. 2008. Target tissue selectivity and burdens of diverse classes of brominated and chlorinated contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*) from East Greenland. *Environ. Sci. Technol.* 42:752-759.

Gerecke, A.C., Kohler, M., Zennegg, M., Schmid, P., Heeb, N.V. 2003. Detection of α -isomer dominated HBCD (hexabromocyclododecane) in Swiss fish at levels comparable to PBDEs (polybrominated diphenyl ethers). *Organohalogen Compd* 61:155-158.

Gerecke, A.C., Giger, W., Hartmann, P.C., Heeb, N.V., Kohler, H.E., Schmid, P., Zennegg, M., Kohler, M. 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 64:311-317.

Germer, S., Piersma, A.H., van der Ven, L., Kamyschnikow, A., Fery, Y., Schmitz, H.J., Schrenk, D. 2006. Subacute effects of the brominated flame retardants hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A on hepatic cytochrome P450 levels in rats. *Toxicology* 218:229-236.

Geyer, H.J., Schramm, K.W., Darnerud, P.O., Aune, M., Anton Feicht, E., Fried, K.W., Henkelmann, B., Lenoir, D., Schmid, P., McDonald, T.A. 2004. Terminal elimination

half-lives of the brominated flame retardants TBBPA, HBCD, and lower brominated PBDEs in humans. *Organohalogen Compd* 66:3867-3872.

Gobas, F.A.P.C., Pasternak, J.P., Lien, K., Duncan, R.K. 1998. Development and field validation of a multimedia exposure assessment model for waste load allocation in aquatic ecosystems: Application to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in the Fraser River watershed. *Environ. Sci. Technol.* 32:2442-2449.

Great Lakes Chemical Corporation. 2005a. Material Safety Data Sheet. Great Lakes CD-75-P, CD-75PM and CD-75PC. West Lafayette (IN) : Great Lakes Chemical Corporation. MSDS Number: 00177. Date d'entrée en vigueur : le 14 oct. 2005. 7 p.

Great Lakes Chemical Corporation. 2005b. Material Safety Data Sheet. Great Lakes SP-75 and SP-75C. West Lafayette (IN) : Great Lakes Chemical Corporation. MSDS Number: 00178. Date d'entrée en vigueur : le 13 janvier 2005. 7 p.

[GSRI] Gulf South Research Institute. 1979. Mutagenicity test of GLS-S6-41A (document inédit). [cité dans EURAR, 2008].

Gudi, R., Schadly, E.H. 1996. Chromosome aberrations in human peripheral blood lymphocytes (document inédit). Chemical Manufacturers Association. [cité dans EURAR, 2008].

Guerra, P., Eljarrat, E., Barceló, D. 2008. Enantiomeric specific determination of hexabromocyclododecane by liquid chromatography-quadrupole linear ion trap mass spectrometry in sediment samples. *J. Chromatogr. A* 1203:81-87.

Hamers, T., Kamstra, J.H., Sonneveld, E., Murk, A.J., Kester, M.H.A., Andersson, P.L., Legler, J., Brouwer, A. 2006. In vitro profiling of the endocrine-disrupting potency of brominated flame retardants. *Toxicol. Sci.* 92(1):157-173.

Harrad, S., Abdallah, M., Rose, N.L., Turner, S.D., Davidson, T.A. 2009. Current-use brominated flame retardants in water, sediment, and fish from English lakes. *Environ. Sci. Technol.* 43(24):9077-9083.

Harris, J.C. 1990. Rate of hydrolysis. In : Lyman, W.J., Reehl, W.F., Rosenblatt, D.H. (éd.) Handbook of Chemical Property Estimation Methods. Washington (DC) : American Chemical Society. p. 7-1-7-46.

Hayward, S.J., Lei, Y.D., Wania, F. 2006. Comparative evaluation of three high-performance liquid chromatography-based K_{ow} estimation methods for highly hydrophobic organic compounds: polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(8):2018-2027.

Heeb, N.V., Schweizer, W.B., Kohler, M., Gerecke, A.C. 2004. 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecanes - a class of compounds with a complex stereochemistry. Résumé présenté au Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, du 6 au 9 juin, Toronto (Ont.) p. 337-340.

Heeb, N.V., Schweizer, W.B., Kohler, M., Gerecke, A.C. 2005. Structure elucidation of hexabromocyclododecanes – a class of compounds with a complex stereochemistry. *Chemosphere* 61:65-73.

Helleday, T., Tuominen, K.L., Bergman, Å., Jenssen, D. 1999. Brominated flame retardants induce intragenic recombination in mammalian cells. *Mutat. Res.* 439:137-147.

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 3.10. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Hites, R.A., Hoh, E. 2005. Brominated flame retardants in the atmosphere of the U.S. Présentation lors du Seventh Annual Workshop on Brominated Flame Retardants (BFR) in the Environment, les 13 et 14 juin, Gaithersburg (MD). 37 p.

Hoh, E., Hites, R.A. 2005. Brominated flame retardants in the atmosphere of the east-central United States. *Environ. Sci. Technol.* 39(20):7794-7802.

Hossack, D., Richold, M., Jones, E., Bellamy, R. 1978. Ames metabolic activation test to assess the potential mutagenic effect of compound no. 49. 1-2 p. Huntingdon Research Centre, UK. [cité dans EURAR, 2008].

Howard, P.H., Meylan, W.M. (éd.). 1996. Handbook of Physical Properties of Organic Chemicals. Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation [cité dans NITE, 2002].

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.67. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Institut Fresenius. 2000a. Analysis of hexabromocyclododecane (HBCD) in sludge of the wastewater treatment plant of Broomchemie B.V in Terneuzen. Taunusstein (Allemagne) : Chemische und Biologische Laboratorien GmbH [cité dans EURAR, 2008].

Institut Fresenius. 2000b. Analysis of hexabromocyclododecane (HBCD) in an effluent of the wastewater treatment plant of Broomchemie B.V. in Terneuzen. Taunusstein (Allemagne) : Chemische und Biologische Laboratorien GmbH [cité dans EURAR, 2008].

- Ismail, N., Gewurtz, 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 influences of food web changes. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(5):910-920.
- Isobe, T., Ramu, K., Kajiwara, N., Takahashi, S., Lam, P.K.S., Jefferson, T.A., Zhou, K., Tanabe, S. 2008. Isomer specific determination of hexabromocyclododecanes (HBCDs) in small cetaceans from the South China Sea—levels and temporal variation. *Marine Pollut. Bull.* 54:1139-1145.
- Janák, K., Covaci, A., Voorspoels, S., Becher, G. 2005. Hexabromocyclododecane in marine species from the Western Scheldt estuary: diastereoisomer- and enantiomer-specific accumulation. *Environ. Sci. Technol.* 39(7):1987-1994.
- Jaspers, V., Covaci, A., Maervoet, J., Dauwe, T., Voorspoels, S., Schepens, P., Eens, M. 2005. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in eggs of little owls (*Athene noctua*) from Belgium. *Environ. Pollut.* 136:81-88.
- Johansson, A., Sellström, U., Lindberg, P., Bignert, A., de Wit, C.A. 2009. Polybrominated diphenyl ether congener patterns, hexabromocyclododecane, and brominated biphenyl 153 in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(1):9-17.
- Johnson-Restrepo, B., Adams, D.H., Kannan, K. 2008. Tetrabromobisphenol A (TBBPA) and hexabromocyclododecanes (HBCDs) in tissues of humans, dolphins, and sharks from the United States. *Chemosphere* 70:1935-1944.
- Kierkegaard, A., Sellström, U., Bignert, A., Olsson, M., Asplund, L., Jansson, B., de Wit, C. 1999. Temporal trends of a polybrominated diphenyl ether (PBDE), a methoxylated PBDE, and hexabromocyclododecane (HBCD) in Swedish biota. *Organohalogen Compd* 40:367-370.
- Klamer, H.J.C., Leonards, P.E.G., Lamoree, M.H., Villerius, L.A., Åkerman, J.E., Bakker, J.F. 2005. A chemical and toxicological profile of Dutch North Sea surface sediments. *Chemosphere* 58:1579-1587.
- Knudsen, L.B., Borgå, Jørgensen, E.H., van Bavel, B., Schlabach, M., Verreault, J., Gabrielsen, G.W. 2007. Halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): levels, relationships to dietary descriptors and blood to liver comparison. *Environ. Pollut.* 146:25-33.
- Knutsen, H.K., Kvalem, H.E., Thomsen, C., Frøshaug, M., Haugen, M., Becher, G., Alexander, J., Meltzer, H.M. 2008. Dietary exposure to brominated flame retardants correlates with male blood levels in a selected group of Norwegians with a wide range of sea-food consumption. *Mol. Nutr. Food Res.* 52:217-227.

Kohler, M., Bogdal, C., Zennegg, M., Schmid, P., Gerecke, A.C., Heeb, N.V., Sturm, M., Zwysig, A., Kohler, H., Hartmann, P.C., *et al.* 2007. Temporal trends of the brominated flame retardants decaBDE, Σ tri-hepta BDEs and HBCDs in Swiss lake sediments. Affiche pour la 17th Annual SETAC Meeting, du 20 au 24 mai, Porto (Portugal).

Kohler, M., Zennegg, M., Bogdal, C., Gerecke, A.C., Schmid, P., Heeb, N.V., Sturm, M., Vonmont, H., Kohler, H.E., 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.

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.67. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm.

Kuiper, R.V., Cantón, R.F., Leonards, P.E.G., Jenssen, B.M., Dubbeldam, M., Wester, P.W., van den Berg, M., Vos, J.G., Vethaak, A.D. 2007. Long-term exposure of European flounder (*Platichthys flesus*) to the flame-retardants tetrabromobisphenol A (TBBPA) and hexabromocyclododecane (HBCD). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67:349-360.

Kunisue, T., Takayanagi, N., Isobe, T., Takahashi, S., Nakatsu, S., Tsubota, T., Okumoto, K., Bushisue, S., Tanabe, S. 2008. Regional trend and tissue distribution of brominated flame retardants and persistent organochlorines in raccoon dogs (*Nyctereutes procyonoides*) from Japan. *Environ. Sci. Technol.* 42:685-691.

Kupper, T., de Alencastro, L.F., Gatsigazi, R., Furrer, R., Grandjean, D., Tarradellas, J. 2008. Concentrations and specific loads of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 71:1173-1180.

Larsen, R., Davis, E., Peck, A., Liebert, D., Richardson, K. 2005. Hexabromocyclododecane in Chesapeake Bay fish. Affiche pour le 7th Annual Workshop on Brominated Flame Retardants (BFRs) in the Environment, les 13 et 14 juin, Gaithersberg (MD).

Law, K.L. 2006. Dietary accumulation of hexabromocyclododecane diastereoisomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*); Bioaccumulation/depuration parameters and evidence of bioisomerization. Winnipeg (Man.) : Université du Manitoba. 73 p. Accès : <http://hdl.handle.net/1993/228>

Law, R.J., Kohler, M., Heeb, N.V., Gerecke, A.C., Schmid, P., Voorspols, S., Covaci, A., Becher, G., Janak, K., Thomsen, C. 2005. Hexabromocyclododecane challenges scientists and regulators. *Environ. Sci. Technol.* 39(13):281A-287A.

Law, K., Halldorson, T., Danell, R., Stern, G., Gewurtz, S., Alae, M., Marvin, C., Whittle, M., Tomy, G. 2006a. Bioaccumulation and trophic transfer of some brominated

- flame retardants in a Lake Winnipeg (Canada) food web. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(8):2177-2186.
- Law, K., Palace, V.P., Halldorson, T., Danell, R., Wautier, K., Evans, B., Alae, M., Marvin, C., Tomy, G.T. 2006b. Dietary accumulation of hexabromocyclododecane diastereoisomers in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). I. Bioaccumulation parameters and evidence of bioisomerization. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(7):1757-1761.
- Law, R.J., Allchin, C.R., de Boer, J., Covaci, A., Herzke, D., Lepom, P., Morris, S., de Wit, C.A. 2006c. Levels and trends of brominated flame retardants in the European environment. *Chemosphere* 64:187-208.
- Law, R.J., Bersuder, P., Allchin, C.R., Barry, J. 2006d. Levels of the flame retardants hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A in the blubber of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded or bycaught in the U.K., with evidence for an increase in HBCD concentrations in recent years. *Environ. Sci. Technol.* 40:2177-2183.
- Law, R.J., Bersuder, P., Barry, J., Wilford, B.H., Allchin, C.R., Jepson, P.D. 2008. A significant downturn in levels of hexabromocyclododecane in the blubber of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded or bycaught in the UK: an update to 2006. *Environ. Sci. Technol.* 42:9104-9109.
- Lilienthal, H., van der Ven, L., Piersma, A., Vos, J. 2009a. Effects of the brominated flame retardant hexabromocyclododecane (HBCD) on dopamine-dependent behaviour and brainstem auditory evoked potentials in a one-generation reproduction study in Wistar rats. *Toxicol. Lett.* 185(1):63-72.
- Lilienthal, H., van der Ven, L., Hack, A., Roth-Härer, A., Piersma, A., Vos, J. 2009b. Neurobehavioral effects in relation to endocrine alterations caused by exposure to brominated flame retardants in rats—comparison to polychlorinated biphenyls. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 15:76-86.
- Lindberg, P., Odsjö, T. 1983. Mercury levels in feathers of peregrine falcon *Falco peregrinus* compared with total mercury content in some of its prey species. *Environ. Pollut. (Series B)* 5:297-318 [cité dans Lindberg *et al.*, 2004].
- Lindberg, P., Sellström, U., Häggberg, L., de Wit, C.A. 2004. Higher brominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane found in eggs of peregrine falcons (*Falco peregrinus*) breeding in Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 38:93-96.
- Lower, N., Moore, A. 2007. The impact of a brominated flame retardant on smoltification and olfactory function in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts. *Mar. Freshw. Behav. Phy.* 40(4):267-284.
- Mack, A.G. 2004. Flame retardants, halogenated. In : Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Accès : <http://www.mrw.interscience.wiley.com/> [réserve de consultation].

- Mackay, D. 1991. *Multimedia Environmental Models: the Fugacity Approach*. Chelsea (MI) : Lewis Publishers. 272 p.
- Mariussen, E., Fonnum, F. 2003. The effect of brominated flame retardants on neurotransmitter uptake into rat brain synaptosomes and vesicles. *Neurochem. Int.* 43:533-542.
- Marsh, G., Athanasiadou, M., Bergman, Å., Athanassiadis, I., Endo, T., Haraguchi, K. 2004. Identification of a novel dimethoxylated polybrominated biphenyl bioaccumulating in marine mammals. *Organohalogen Compd* 66:3823-3829.
- Marvin, C.H., Tomy, G.T., Alae, M., MacInnis, G. 2004. Distribution of hexabromocyclododecane in Detroit River suspended sediments. Résumé présenté au Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, du 6 au 9 juin, Toronto (Ont.). p. 137-140.
- Marvin, C.H., Tomy, G.T., Alae, M., MacInnis, G. 2006. Distribution of hexabromocyclododecane in Detroit River suspended sediments. *Chemosphere* 64:268-275.
- McKinney, M.A., Cesh, L.S., Elliott, J.E., Williams, T.D., Garcelon, D.K., Letcher, R.J. 2006. Brominated flame retardants and halogenated phenolic compounds in North American West Coast bald eaglet (*Haliaeetus leucocephalus*) plasma. *Environ. Sci. Technol.* 40:6275-6281.
- Meijer, L., Sauer, P., Linderholm, L., Athanassiadis, I., Bergman, Å. 2004. PBDE and HBCD levels in blood from Dutch mothers and infants – analysis of Dutch Groningen infant cohort. *Organohalogen Compd* 66:2647-2652.
- Meijer, L., Weiss, J., Vanvelzen, M., Brouwer, A., Bergman, A., Sauer, P.J.J. 2008. Serum concentrations of neutral and phenolic organohalogens in pregnant women and some of their infants in the Netherlands. *Environ. Sci. Technol.* 42:3428-3433.
- Mekenyan, G., Dimitrov, S.D., Pavlov, T.S., Veith, G.D. 2005. POPs: a QSAR system for creating PBT profiles of chemicals and their metabolites. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(1-2):103-133.
- Minh, N.H., Isobe, T., Ueno, D., Matsumoto, K., Mine, M., Kajiwara, Takahashi, S., Tanabe, S. 2007. Spatial distribution and vertical profile of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecanes in sediment core from Tokyo Bay, Japan. *Environ. Pollut.* 148:409-417.
- [MITI] Ministry of International Trade and Industry (Japan), Basic Industries Bureau, Chemical Products Safety Division. 1992. Biodegradation and bioaccumulation data of

existing chemicals based on the CSCL Japan. Tokyo (Japon) : Japan Chemical Industry Ecology-Toxicology and Information Centre.

Miyake, Y., Managaki, S., Yokoyama, Y., Nakai, S., Kataoka, T., Nagasawa, E., Shimojima, M., Masunaga, S., Hondo, H., Kobayashi, T., *et al.* 2009. Exposure to hexabromocyclododecane (HBCD) emitted into indoor air by drawing flame retarded curtain. Présenté au symposium Dioxin 2009, du 23 au 28 août 2009, Beijing (Chine).

Morris, S., Allchin, C.R., Zegers, B.N., Haftka, J.J.H., Boon, J.P., Belpaire, C., Leonards, P.E.G., van Leeuwen, S.P.J., de Boer, J. 2004. Distribution and fate of HBCD and TBBPA brominated flame retardants in North Sea estuaries and aquatic food webs. *Environ. Sci. Technol.* 38:5497-5504.

Morris, A.D., Muir, D., Teixeira, C., Epp, J., Sturman, S., Solomon, K.R. 2007. Bioaccumulation and distribution of brominated flame retardants and current-use pesticides in an Arctic marine food-web. Affiche pour la 28th Annual SETAC North America Meeting, du 11 au 15 novembre, Milwaukee (WI).

[MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.41. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Muckle, *et al.* 2001. Nunavik milk 1989-2000 Study data. 109:1291. *In* : Ryan, J., van Oostdam, J., Tittlemier, S. (éd.). 2005. Hexabromocyclododecane (HBCD) Presence in humans from Northern Regions. Atelier sur les résultats du Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord, du 27 au 29 septembre, Victoria (C.-B.)

Muir, D.C.G., Backus, S., Derocher, A.E., Dietz, R., Evans, T.J., Gabrielsen, G.W., Nagy, J., Norstrom, R.J., Sonne, C., Stirling, I., *et al.* 2006. Brominated flame retardants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, the Canadian Arctic, East Greenland, and Svalbard. *Environ. Sci. Technol.* 40(2):449-455.

Murai, T., Kawasaki, H., Kanoh, S. 1985. Studies on the toxicity of insecticides and food additives in pregnant rats (7). Fetal toxicity of hexabromocyclododekane. *Oyo Yakuri* 29:981-986. [cité dans EURAR, 2008].

Murvoll, K.M., Skaare, J.U., Anderssen, E., Jenssen, B.M. 2006a. Exposure and effects of persistent organic pollutants in European shag (*Phalacrocorax aristotelis*) hatchlings from the coast of Norway. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(1):190-198.

Murvoll, K.M., Skaare, J.U., Moe, B., Anderssen, E., Jenssen, B.M. 2006b. Spatial trends and associated biological responses of organochlorines and brominated flame retardants in hatchlings of North Atlantic kittiwakes (*Rissa tridactyla*). *Environ. Toxicol. Chem.* 25(6):1648-1656.

[NITE] National Institute of Technology and Evaluation [base de données en ligne]. 2002. Comprehensive Information for CAS RN 4904-61-4. Tokyo (Japon) : NITE. [consultée le 15 juin 2009]. Accès : http://www.safe.nite.go.jp/english/kizon/KIZON_start_hazkizon.html

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

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1984a. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Essai n° 202. *Daphnia* sp. essai d'immobilisation immédiate et essai de reproduction. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 12 p.

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 1984b. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Essai n° 207. Ver de terre, essai de toxicité aiguë. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 9 p.

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 1998b. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Essai n° 208. Essai sur plante terrestre : essai d'émergence de plantules et de croissance de plantules. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 17 p.

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 1998b. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Essai n° 408. Toxicité orale à doses répétées – rongeurs : 90 jours. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 10 p.

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 2000. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Essai n° 222. Ligne directrice proposée : Essai de reproduction des vers de terre (*Eisenia fetida/andrei*). Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 17 p.

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 2002. Lignes directrices pour les essais de produits chimiques. Essai n° 307. Transformation aérobie et anaérobie dans le sol. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 17 p.

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 2004a. Emission scenario document on plastics additives. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. Accès : [http://www.oilis.oecd.org/oilis/2004doc.nsf/LinkTo/NT0000451A/\\$FILE/JT00166678.PDF](http://www.oilis.oecd.org/oilis/2004doc.nsf/LinkTo/NT0000451A/$FILE/JT00166678.PDF)

[OCDE]. Organisation de coopération et de développement économiques. 2004b. Essai de toxicité sur les chironomes dans un système eau-sédiment chargé. Essai n° 218.

Transformation aérobie et anaérobie dans le sol. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. 21 p.

Oetken, M., Ludwichowski, K., Nagel, R. 2001. Validation of the preliminary EU-concept of assessing the impact of chemicals to organisms in sediment by using selected substances. Dresden (Allemagne) : Federal Environmental Agency. Mars 2001. 97 p.

Ogaswara, S., Hanafusa, T. 1993. Report on mutagenicity test on pyroguard SR-103 using microorganisms (document inédit). [cité dans EURAR, 2008].

Palace, V.P., Pleskach, K., Halldorson, T., Danell, R., Wautier, K., Evans, B., Alae, M., Marvin, C., Tomy, G.T. 2008. Biotransformation enzymes and thyroid axis disruption in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to hexabromocyclododecane diastereoisomers. *Environ. Sci. Technol.* 42:1967-1972.

[PCKOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.66. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Peck, A.M., Pugh, R.S., Moors, A., Ellisor, M.B., Porter, B.J., Becker, P.R., Kucklick, J.R. 2008. Hexabromocyclododecane in white-sided dolphins: temporal trend and stereoisomer distribution in tissues. *Environ. Sci. Technol.* 42:2650-2655.

Peled, M., Scharia, R., Sondack, D. 1995. Thermal rearrangement of hexabromocyclododecane (HBCD). *Adv. Organobro. Chem. II* 7:92-99.

Peters, R.J.B. 2003. Hazardous chemicals in precipitation. La Haye (Pays-Bas) : Netherlands Organisation for Applied Scientific Research. TNO report R2003/198. 50 p.

Polder, A., Venter, B., Skaare, J.U., Bouwman, M. 2008. Polybrominated diphenyl ethers and HBCD in bird eggs of South Africa. *Chemosphere* 73:148-154.

Pulkrabová, J., Hrádková, P., Hajslová, J., Poustka, J., Nápravníková, M., Poláček, V. 2009. Brominated flame retardants and other organochlorine pollutants in human adipose tissue samples from the Czech Republic. *Environ. Int.* 35(1):63-68.

Ramu, K., Kajiwara, N., Isobe, T., Takahashi, S., Kim, E.Y., Min, B.Y., We, S.U., Tanabe, S. 2007. Spatial distribution and accumulation of brominated flame retardants, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in blue mussels (*Mytilus edulis*) from coastal waters of Korea. *Environ. Pollut.* 148:562-569.

Remberger, M., Sternbeck, J., Palm, A., Kaj, L., Strömberg, K., Brorström-Lundén, E. 2004. The environmental occurrence of hexabromocyclododecane in Sweden. *Chemosphere* 54:9-21.

Ronisz, D., Farmen Finne, E., Karlsson, H., Förlin, L. 2004. Effects of the brominated flame retardants hexabromocyclododecane (HBCD) and tetrabromobisphenol A (TBBPA), on hepatic enzymes and other biomarkers in juvenile rainbow trout and feral eelpout. *Aquat. Toxicol.* 69:229-245.

Roos, A., Nylund, K., Häggberg, L., Asplund, L., Bergman, A., Olsson, M. 2001. Brominated flame retardants (BFR) in young grey seal males (*Halicoerus grypus*) from the Baltic Sea. Résumé présenté au Second International Workshop on Brominated Flame Retardants, du 14 au 16 mai, Stockholm (Suède). p. 337-341.

Roosens, L., Mohamed, A., Harrad, S., Neels, H., Covaci, A. 2009. Exposure to hexabromocyclododecanes (HBCDs) via dust ingestion, but not diet, correlates with concentrations in human serum: preliminary results. *Environ. Health Perspect.* 117(11):1707-1712.

Roper, C.S., Madden, S., Bieseimer, J.A., Hoonagel, H., Rothenbacker, K. 2007. The in vitro percutaneous absorption of radiolabelled hexabromocyclododecane (HBCD) through human skin. *Organohalogen Compd* 69:2094-2095.

Ryan, J., Wainman, B., Schechter, A. 2006a. Trends of brominated flame retardants, PBDEs and HBCD, in human milks from North America. Dioxin 2006: 26th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants, Oslo (NO). August 21–25, 2006.

Ryan, J., Wainman, B.C., Schechter, A., Moisey, J., Kosarac, I., Sun, W.F. 2006b. Trends of the brominated flame retardants PBDEs and HBCD, in human milks from North America. *Organohalogen Compd* 68:778-781.

Saegusa, Y., Fujimoto, H., Woo, G., Inoue, K., Takahashi, M., Mitsumori, K., Hirose, M., Nishikawa, A., Shibutani, M. 2009. Developmental toxicity of brominated flame retardants, tetrabromobisphenol A and 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecane, in rat offspring after maternal exposure from mid-gestation through lactation. *Reprod. Toxicol.* 28(4):456-467.

Sakai, H., Yamada-Okabe, T., Kashima, Y., Matsui, M., Aono, T., Aoyagi, M., Hasegawa, J. 2003. Effects of brominated flame retardants on transcriptional activation mediated by thyroid hormone receptor. *Organohalogen Compd* 61:215-218.

Sample, B.E., Arenal, C.A. 1999. Allometric models for interspecies extrapolation of wildlife toxicity data. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 62:653-663.

Santé Canada. 1998. Exposure Factors for Assessing Total Daily Intake of Priority Substances by the General Population of Canada. Rapport inédit. Décembre 1998. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu, Section des substances d'intérêt prioritaire.

Santé Canada. 2008. Draft Screening Level Exposure Assessment DSL Substances Guidance Binder. Dernière mise à jour par M. Ed Doyle, évaluateur en chef de l'exposition, le 13 août 2008 (document inédit). p.17: 1-46 p.

[SBSC] Santé et Bien-être social Canada. 1990. L'allaitement maternel au Canada : pratiques et tendances. Ottawa (Ont.) N° de catalogue H39-199/1990F; ISBN 0-662-18397-5. 9 p. [cité dans Santé Canada, 1998].

Schechter, A., Haffner, D., Colacino, J., Patel, K., Papke, O., Opel, M., Birnbaum, L. 2009. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclododecane (HBCD) in composite US food samples. *Environ. Health Perspect.* Accès : <http://ehp03.niehs.nih.gov/article/info%3Ado%2F10.1289%2Fehp.0901345>

[SCHER] Scientific Committee on Health and Environmental Risks. 2008. Scientific opinion on the risk assessment report on hexabromocyclododecane (HBCD) human health part, CAS 25637-99-4, le 15 janvier 2008.

Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E., Steinnes, E., Green, N., Mohn, H. 2002. Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte. Oslo (Norvège) : SFT-Statlig program for forurensningsovervåking, NILU-Norsk institutt for luftforskning [cité dans EURAR, 2008].

Schlabach, M., Fjeld, E., Borgen, A.R. 2004a. Brominated flame retardants in Drammens River and the Drammensfjord, Norway. Résumé présenté au Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, du 6 au 9 juin, Toronto (Ont.). p. 3779-3785.

Schlabach, M., Fjeld, E., Gundersen, H., Mariussen, E., Kjellberg, G., Breivik, E. 2004b. Pollution of Lake Mjøsa by brominated flame retardants. *Organohalogen Compd* 66:3779-3785.

Sellström, U. 1999. Determination of some polybrominated flame retardants in biota, sediment and sewage sludge. Mémoire de doctorat. Stockholm (Suède) : Université de Stockholm. 71 p.

Sellström, U., Kierkegaard, A., de Wit, C., Jansson, B. 1998. Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(6):1065-1072.

Sellström, U., Kierkegaard, A., Alsberg, T., Jonsson, P., Wahlberg, C., de Wit, C. 1999. Brominated flame retardants in sediments from European estuaries, the Baltic Sea and in sewage sludge. *Organohalogen Compd* 40:383-386 [cité dans de Wit, 2002; Law *et al.*, 2006c].

Sellström, U., Bignert, A., Kierkegaard, A., Häggberg, L., de Wit, C.A., Olsson, M., Jansson, B. 2003. Temporal trend studies on tetra- and pentabrominated diphenyl ethers

and hexabromocyclododecane in guillemot egg from the Baltic Sea. *Environ. Sci. Technol.* 37:5496-5501.

Sigma-Aldrich. 2004. Fiche signalétique : 1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane. Version 1.2. [mise à jour le 6 mars 2004; consultée le 26 avril 2005]. Accès : <https://www.sigma-aldrich.com/>

Simmon, V., Poole, D., Newell, G., Skinner, W. 1976. In vitro microbiological mutagenicity studies of four CIBA-GEIGY corporation compounds. Document (inédit) rédigé pour la CIBA-GEIGY Corporation. 5702, SRI Project LSC. [cité dans EURAR, 2008].

Sørmo, E.G., Salmer, M.P., Jenssen, B.M., Hop, H., Baek, K., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Falk-Petersen, S., Gabrielsen, G.W., Lie, E., Skaare, J.U. 2006. Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(9):2502-2511.

Stapleton, H.M., Dodder, N.G., Kucklick, J.R., Reddy, C.M., Schantz, M.M., Becker, P.R., Gulland, F., Porter, B.J., Wise, S.A. 2006. Determination of HBCD, PBDEs and MeO-BDEs in California sea lions (*Zalophus californianus*) stranded between 1993 and 2003. *Mar. Pollut. Bull.* 52:522-531.

Stapleton, H.M., Allen, J.G., Kelly, S.M., Konstantinov, A., Klosterhaus, S., Watkins, D., McClean, M.D., Webster, T.F. 2008. Alternate and new brominated flame retardants detected in U.S. house dust. *Environ. Sci. Technol.* 42(18):6910-6916.

Stump, D. 1999. Prenatal developmental toxicity study of hexabromocyclododecane (HBCD) in rats. Ashland (OH) : WIL Research laboratories, Inc. 410 p. [cité dans EURAR, 2008].

Svendsen, T.C., Camus, L., Hargrave, B., Fisk, A., Muir, D.C.G., Borgå, K. 2007. Polyaromatic hydrocarbons, chlorinated and brominated organic contaminants as tracers of feeding ecology in polar benthic amphipods. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 337:155-164.

Tanabe, S. 2008. Temporal trends of brominated flame retardants in coastal waters of Japan and South China: retrospective monitoring study using archived samples from es-Bank, Ehime University, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 57:267-274.

Thomsen, C., Molander, P., Daae, H.L., Janák, K., Froshaug, M., Liane, V.H., Thorud, S., Becher, G., Dybing, E. 2007. Occupational exposure to hexabromocyclododecane at an industrial plant. *Environ. Sci. Technol.* 41(15):5210-5216.

Thomsen, C., Knutsen, H.K., Liane, V.H., Froshaug, M., Kvalem, H.E., Haugen, M., Meltzer, H.M., Alexander, J., Becher, G. 2008. Consumption of fish from a contaminated lake strongly affects the concentrations of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in serum. *Mol. Nutr. Food Res.* 52:228-237.

Tomy, G.T., Budakowski, W., Halldorson, T., Whittle, D.M., Keir, M.J., Marvin, C., MacInnis, G., Alae, M. 2004a. Biomagnification of α - and γ -hexabromocyclododecane isomers in a Lake Ontario food web. *Environ. Sci. Technol.* 38:2298-2303.

Tomy, G., Halldorson, T., Danell, R., Law, K., Stern, G., Gerwutz, S., Whittle, M., Alae, M., Marvin, C. 2004b. Hexabromocyclododecane (HBCD) isomers and brominated diphenyl ether (BDE) congeners in fish from Lake Winnipeg, Manitoba (Canada). Résumé présenté au Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, du 6 au 9 juin, Toronto (Ont.). p. 213-216.

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(10):3634-3639.

[TPSGC-AINC-PLCN] Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, Affaires indiennes et du Nord Canada et le Programme de lutte contre les contaminants dans le Nord. 2003. Northern Contaminants Program (NCP) Report II Sources of Occurrence, Trends and Pathways in the Physical Environment. QS-8525-002-EE-A1. Résumé en français. Accès : <http://www.ainc-inac.gc.ca/nth/ct/ncp/pubs/phy/phy-eng.pdf>

Ueno, D., Alae, M., Marvin, C., Muir, D.C.G., Macinnis, G., Reiner, E., Crozier, P., Furdui, V.I., Subramanian, A., Fillmann, G., *et al.* 2006. Distribution and transportability of hexabromocyclododecane (HBCD) in the Asia-Pacific region using skipjack tuna as a bioindicator. *Environ. Pollut.* 144:238-247.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1990. Ames test with hexabromides. Lettre provenant de BASF. 86-900000379, EPA/OTS Doc. [cité dans EURAR, 2008].

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1994. TSCA Title 40 of the Code of Federal Regulations. Part 797, Section 1330: Daphnia chronic toxicity test. Washington (DC) : Office of Pollution Prevention and Toxics. p. 110-115.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1996a. Ecological Effects Test Guidelines (draft). OPPTS 850.1735. Whole sediment acute toxicity invertebrates, freshwater. Washington (DC) : Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. EPA 712-C-96-354. 17 p.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1996b. Ecological Effects Test Guidelines (ébauche). OPPTS 850.4100. Terrestrial plant toxicity, tier I (seedling emergence). Washington (DC) : Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. EPA 712-C-96-153. 6 p.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1996c. Ecological Effects Test Guidelines (ébauche). OPPTS 850.4225. Seedling emergence, tier II. Washington (DC) : Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. EPA 712-C-96-363. 8 p.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1996d. Ecological Effects Test Guidelines (ébauche). OPPTS 850.6200. Earthworm subchronic toxicity test. Washington (DC) : Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. 11 p.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1998. Health Effects Test Guidelines. OPPTS 870.3100. 90-day oral toxicity study in rodents. Août 1998. 11 p.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2000. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. 2nd edition. Duluth (MN) : Office of Research and Development Mid-Continent Ecology Division. EPA 600-99/064. 192 p.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2002. Non-Confidential Inventory Update Reporting Production Volume Information. Toxic Substances Control Act (TSCA) Inventory. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/iur/tools/data/2002-vol.htm>

[US NRC] United States National Research Council. 2000. Toxicological risks of selected flame-retardant chemicals. Washington (DC) : National Academy Press. 534 p.

Vanden Heuvel, J.P. 1999. Peroxisome proliferator-activated receptors: a critical link among fatty acids, gene expression and carcinogenesis. *J. Nutr.* 129:575S-580S [cité dans Ronisz *et al.*, 2004].

van der Ven, L., Verhoef, A., van de Kuil, T., Slob, W., Leonards, P., Visser, T., Hamers, T., Hakansson, H., Olausson, H., Piersma, A., *et al.* 2006. A 28-day oral dose toxicity study enhanced to detect endocrine effects of hexabromocyclododecane in Wistar rats. *Toxicol. Sci.* 94(2):281-292.

van der Ven, L., Van Kuil, T., Leonards, P., Slob, W., Lilienthal, H., Litens, S., Herlin, M., Hakansson, H., Canton, R., Van den Berg, M., *et al.* 2009. Endocrine effects of hexabromocyclododecane (HBCD) in a one-generation reproduction study in Wistar rats. *Toxicol. Lett.* 185:51-62.

Van Leeuwen, S., Traag, W., de Boer, J. 2004. Monitoring of brominated flame retardants, dioxins, PCBs and other organohalogen compounds in fish from The Netherlands. 2004. *Organohalogen Compd* 66:1764-1769.

Veith, G.D., DeFoe, D.L., Bergstedt, B.V. 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *J. Fish Res. Board Can.* 36:1040-1048.

Velsicol Chemical Corporation. 1979. Hydrolysis of Firemaster 100. Chicago (IL) : Velsicol Chemical Corporation. 1 p.

Velsicol Chemical Corporation. 1980. Pharmacokinetics of HBCD in rats. Chicago (IL) : Velsicol Chemical Corporation, Environment Science and Toxicology. Report No. 484088. 24 p.

Verreault, J., Gabrielsen, G.W., Chu, S., Muir, D.C.G., Andersen, M., Hamaed, A., Letcher, R.J. 2005. Flame retardants and methoxylated and hydroxylated polybrominated diphenyl ethers in two Norwegian Arctic top predators: glaucous gulls and polar bears. *Environ. Sci. Technol.* 39(16):6021-6028.

Verreault, J., Gebbink, W.A., Gauthier, L.T., Gabrielsen, G.W., Letcher, R.J. 2007a. Brominated flame retardants in glaucous gulls from the Norwegian Arctic: more than just an issue of polybrominated diphenyl ethers. *Environ. Sci. Technol.* 41(14):4925-4931.

Verreault, J., Shahmiri, S., Gabrielsen, G.W., Letcher, R.J. 2007b. Organohalogen and metabolically-derived contaminants and associations with whole body constituents in Norwegian Arctic glaucous gulls. *Environ. Int.* 33:823-830.

Verslycke, T.A., Vethaak, A.D., Arijs, K., Janssen, C.R. 2005. Flame retardants, surfactants and organotins in sediment and mysid shrimp of the Scheldt estuary (The Netherlands). *Environ. Pollut.* 136:19-31.

Waindzioch, A. 2000. Technical report of workplace air—measurements with respect to inhalable dust and hexabromocyclododecane (HBCD) at Broomchemie B.V., Terneuzen. Taunusstein (Allemagne) : Institut Fresenius, Chemische und Biologische Laboratorien GmbH [cité dans EURAR, 2008].

Walker, J.B., Seddon, L., McMullen, E., Houseman, J., Tofflemire, K., Corriveau, A., Weber, J.P., Mills, C., Smith, S., Van Oostdam, J. 2003. Blood plasma sampling from northern populations. *Sci. Tot. Environ.* 302:27. In : Ryan, J., van Oostdam, J. Tittlemier, S. (éd.). 2005. Hexabromocyclododecane (HBCD) presence in humans from Northern regions, Northern Contaminants Program results workshop September 27–29, Victoria (BC).

Walsh, G.E., Yoder, M.J., McLaughlin, L.L., Lores, E.M. 1987. Responses of marine unicellular algae to brominated organic compounds in six growth media. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 14:215-222.

Wania, F. 2003. Assessing the long-range transport potential of tetrabromobisphenol A and hexabromocyclododecane using several multimedia transport models. A report to the Bromine Science and Environment Forum. Le 19 janvier 2003. 13 p.

Watanabe, I., Tatsukawa, R. 1990. Anthropogenic brominated aromatics in the Japanese environment. In : Proceedings of Workshop on Brominated Aromatic Flame Retardants, 24–26 October, 1989, Skokloster (SE). p. 63-71.

Waxman, D.J. 1999. P450 gene induction by structurally diverse xenochemicals: central role of nuclear receptors CAR, PXR, and PPAR. *Arch. Biochem. Biophys.* 369(1):11-23.

Webster, E., Mackay, D., Di Guardo, A., Kane, D., Woodfine, D. 2004. Regional differences in chemical fate model outcome. *Chemosphere* 55:1361-1376.

Weiss, J., Bergman, Å. 2006. An attempt to evaluate the risk of the present human exposure to PCDD/F, PCB, PBDE and HBCD in Europe. *Organohalogen Compd* 68:822-825.

Weiss, J., Wallin, W., Axmon, A., Jönsson, B., Åkesson, H., Janák, K., Hagmar, L., Bergman, A. 2006. Hydroxy-PCBs, PBDEs, and HBCDs in serum from an elderly population of Swedish fishermen's wives and associations with bone density. *Environ. Sci. Technol.* 40(20):6282-6289.

Wenk, M. 1996. Maximization test in guinea pigs. Test article Hexabromocyclododecane. Rockville (MD) : Microbial Associates, Inc. 43 p. [cité dans EURAR, 2008].

[WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2000. Version 1.41. Washington (DC) : U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Xian, Q., Ramu, K., Isobe, T., Sudaryanto, A., Liu, X., Gao, Z., Takahashi, S., Yu, H., Tanabe, S. 2008. Levels and body distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hexabromocyclododecanes (HBCDs) in freshwater fishes from the Yangtze River, China. *Chemosphere* 71:268-276.

Yamada-Okabe, T., Sakai, H., Kashima, Y., Yamada-Okabe, H. 2005. Modulation at a cellular level of the thyroid hormone receptor-mediated gene expression by 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododecane (HBCD), 4,4'-diiodobiphenyl (DIB), and nitrofen (NIP). *Toxicol. Lett.* 155:127-133.

Yu, Z., Peng, P., Sheng, G., Fu, J. 2008a. Determination of hexabromocyclododecane diastereoisomers in air and soil by liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* 1190:74-79.

Yu, Z., Chen, L., Mai, B., Wu, M., Sheng, G., Fu, J., Peng, P.A. 2008b. Diastereoisomer- and enantiomer-specific profiles of hexabromocyclododecane in the atmosphere of an urban city in South China. *Environ. Sci. Technol.* 42(11):3996-4001.

Zegers, B.N., Mets, A., van Bommel, R., Minkenberg, C., Hamers, T., Kamstra, J.H., Pierce, G.J., Boon, J.P. 2005. Levels of hexabromocyclododecane in harbor porpoises

and common dolphins from western European seas, with evidence for stereoisomer-specific biotransformation by cytochrome P450. *Environ. Sci. Technol.* 39(7):2095-2100.

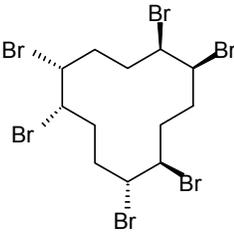
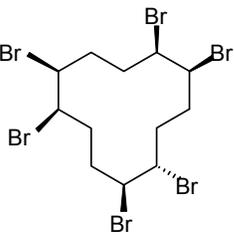
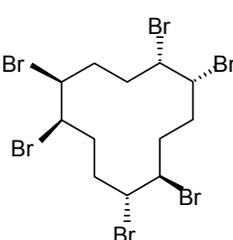
Zeiger, E., Anderson, B., Haworth, S., Lawlor, T., Mortelmans, K., Speck, W. 1987. Salmonella mutagenicity tests: III. Results from the testing of 255 chemicals. *Environ. Mutagen.* 9 (suppl.):1-110. [cité dans EURAR, 2008].

Zeller, H., Kirsch, P. 1970. Hexabromocyclododecane: 90-day feeding trials with rats. BASF (document inédit). [cité dans EURAR, 2008].

Zennegg, M., Brändli, R.C., Kupper, T., Bucheli, T.D., Gujer, E., Schmid, P., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J. 2005. PCDD/Fs, PCBs, PBDEs, TBBPA and HBCD in compost and digestate. Résumé présenté au symposium Dioxin 2005, du 21 au 26 août, Toronto (Ont.) p. 1040-1043.

Zhang, X., Yang, F., Zhang, X., Ying, X., Liao, T., Song, S., Wang, J. 2008. Induction of hepatic enzymes and oxidative stress in Chinese rare minnow (*Gobiocypris rarus*) exposed to waterborne hexabromocyclododecane (HBCD). *Aquat. Toxicol.* 86:4-11.

Tableau 1. Identité de la substance - HBCD

Numéro de registre du Chemical Abstracts Service	3194-55-6 (contient majoritairement des isomères mélangés α, β, γ)
Nom dans la LIS	1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododécane
Noms relevés dans les NCI¹	Cyclododecane, 1,2,5,6,9,10-hexabromo- (TSCA, ENCS, AICS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC) 1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclodécane (EINECS) 1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane (ENCS, ECL, PICCS) Hexabromocyclododecane (ECL) 1,2,5,6,9,10- HEXABROMOCYCLODODECANE (PICCS) CYCLODODECANE, 12,5,6,9,10-HEXABROMO- (PICCS)
Autres noms	Hexabromocyclododecane (HBCD); 1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane hbcd Bromkal 73-6D FR 1206 FR 1206HT Hexabromocyclododecane (HBCD) Pyroguard SR 104 SR 104 YM 88A
Groupe chimique	Ignifugeant bromé
Sous-groupe chimique	Alcane cyclique bromé
Formule chimique	C ₁₂ H ₁₈ Br ₆
Structures chimiques	<p style="text-align: center;">Structures isomériques dominantes pour l'hexabromocyclododécane (HBCD)</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: center;"> <div style="text-align: center;">  <p><i>alpha</i>-HBCD 10-13 %</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p><i>bêta</i>-HBCD 1-12 %</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p><i>gamma</i>-HBCD 75-89 %</p> </div> </div> <p style="text-align: center;">Rapports d'isomères dominants dans le produit technique. Chaque isomère est une paire d'énantiomères ou d'images</p>
SMILES²	BrC(C(Br)CCC(Br)C(Br)CCC(Br)C(Br)C1)C1
Masse	641,69 g/mol (ACC, 2002)

moléculaire	
État physique	Poudre blanche à 25 °C

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2009 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (Inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); NZIoC (inventaire des substances chimiques de la Nouvelle-Zélande); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la *Toxic Substances Control Act* des États-Unis).

² Simplified Molecular Input Line Entry System

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques de l'HBCD

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
Masse moléculaire (g/mol)	Expérimental	641,7		Sigma Aldrich, 2004
Point de fusion (°C)	Expérimental	167-168 (bas)		Buckingham, 1982
		195-196 (élevé)		
		180-185		Albemarle Corporation 2000a, 2000b
		175-195		ACCBFRIP, 2005
	Modélisé	180 (valeur pondérée)		MPBPWIN, 2000
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	Se décompose à 200		Albemarle Corporation, 2000a
		Se décompose à > 445		Great Lakes Chemical Corporation, 2005a
	Modélisé	462 (Méthode de Stein et Brown adaptée)		MPBPWIN, 2000
Masse volumique (g/mL)	Expérimental	2,36-2,37	Non mentionnée	Albemarle Corporation 2000a, 2000b
		2,1	25	Great Lakes Chemical Corporation 2005a, 2005b
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	$6,27 \times 10^{-5}$	21	CMABFRIP, 1997b
	Modélisé	$2,24 \times 10^{-6}$ ($1,68 \times 10^{-8}$ mm Hg; méthode de Grain modifiée)	25	MPBPWIN, 2000
Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol)	Modélisé	0,174 ($1,72 \times 10^{-6}$ atm·m ³ /mol; méthode de Bond) 6,52 × 10 ⁻⁶ ($6,43 \times 10^{-11}$ atm·m ³ /mol; méthode d'estimation fondée sur les groupes) 11,8 ($1,167 \times 10^{-4}$ atm·m ³ /mol; méthode d'estimation de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité) ¹ 68,8 ($6,79 \times 10^{-4}$ atm·m ³ /mol; méthode d'estimation de la pression de vapeur et de l'hydrosolubilité) ²	25	HENRYWIN, 2000
Hydrosolubilité³(mg/L)	Expérimental	$3,4 \times 10^{-3}$ $4,88 \times 10^{-2}$ (isomère α) $1,47 \times 10^{-2}$ (isomère β) $2,08 \times 10^{-3}$	25 20	CMABFRIP, 1997c EBFRIP, 2004a

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques de l'HBCD

Propriété	Type	Valeur	Température (°C)	Référence
		(isomère γ)		
	Modélisé	$2,09 \times 10^{-5}$ $3,99 \times 10^{-3}$ (calculée)	25 25	WSKOWWIN, 2000 ECOSAR, 2004
Log K_{oe} (coefficient de partage octanol-eau, sans dimension)	Expérimental	5,81	25	Veith <i>et al.</i> , 1979
		5,625	25	CMABFRIP, 1997a
	calculé	$5,07 \pm 0,09$ (isomère α) $5,12 \pm 0,09$ (isomère β) $5,47 \pm 0,10$ (isomère γ)	25	Hayward <i>et al.</i> , 2006
	Modélisé	7,74	25	KOWWIN, 2000
Log K_{co} (coefficient de partage carbone organique-eau; sans dimension)	Modélisé	5,10 (corrigée)	25	PCKOCWIN, 2000

¹ Estimation obtenue à partir des valeurs saisies par l'utilisateur pour une hydrosolubilité de 0,0034 mg/L (pour l'isomère gamma) et une pression de vapeur de $6,27 \times 10^{-5}$ Pa (pour le produit commercial).

² Estimation obtenue à partir des valeurs modélisées pour une hydrosolubilité de $2,089 \times 10^{-5}$ mg/L (WSKOWWIN, 2000) et une pression de vapeur de $2,24 \times 10^{-6}$ Pa (MPBPWIN, 2000).

³ L'hydrosolubilité est une fonction de la teneur isomérique.

Tableau 3. Données modélisées sur la dégradation de l'HBCD

Processus du devenir	Modèle et fondement du modèle	Résultat	Demi-vie prévue (jours) ¹
AIR			
Oxydation atmosphérique	AOPWIN, 2000	$t_{1/2} = 2,133$ jours	> 2
Réaction avec l'ozone	AOPWIN, 2000	s. o. ²	s. o.
EAU			
Hydrolyse	HYDROWIN, 2000	$t_{1/2} = 1,9 \times 10^5$ jours (pH 7) $t_{1/2} = 1,9 \times 10^5$ jours (pH 8)	s. o.
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000, Sous-modèle 3 : enquête d'expert (biodégradation ultime)	2,0	> 182
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000, Sous-modèle 4 : enquête d'expert (biodégradation primaire)	3,1	≤ 182
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000, Sous-modèle 5 : MITI probabilité linéaire	-0,4	> 182
Biodégradation (aérobie)	BIOWIN, 2000, Sous-modèle 6 : MITI, probabilité non linéaire	0,0	> 182
Biodégradation (aérobie)	CPOP, 2008; Mekenyan <i>et al.</i> , 2005 % DBO (demande biochimique en oxygène)	0,1	> 182

¹ Les demi-vies prévues pour les modèles BIOWIN et CPOP sont déterminées en fonction d'Environnement Canada, 2009.

² Le modèle ne précise pas d'estimation pour ce type de structure.

Tableau 4. Critères de la persistance et de la bioaccumulation énoncés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE (1999) (Canada, 2000)

Persistance ¹		Bioaccumulation ²
Milieu	Demi-vie	
Air	≥ 2 jours ou en fonction du transport dans l'atmosphère depuis sa source jusqu'à une région éloignée	FBA ≥ 5 000; FBC ≥ 5 000; log K _{oc} ≥ 5
Eau	≥ 182 jours (≥ 6 mois)	
Sédiments	≥ 365 jours (≥ 12 mois)	
Sol	≥ 182 jours (≥ 6 mois)	

¹ Une substance est persistante lorsqu'elle respecte au moins un critère dans l'un ou l'autre milieu.

² Lorsqu'on ne peut pas déterminer le facteur de bioaccumulation (FBA) conformément aux méthodes généralement reconnues, on tiendra alors compte de son facteur de bioconcentration (FBC). Toutefois, si on ne peut déterminer ni le FBA ni le FBC par les méthodes reconnues, on tiendra compte du log K_{oc}.

Tableau 5. Données modélisées sur la bioaccumulation de l'HBCD

Organisme d'essai	Paramètre	Valeur en poids humide (L/kg)	Référence
Poisson	FBA	(aucune transformation métabolique supposée) 6 456 542 ¹ ; 275 423 ²	Modèle du FBA et du FBC de Gobas pour le niveau trophique intermédiaire (Arnot et Gobas, 2003)
Poisson	FBC	(aucune transformation métabolique supposée) 20 417 ¹ ; 23 988 ²	Modèle du FBA et du FBC de Gobas pour le niveau trophique intermédiaire (Arnot et Gobas, 2003)
		6211	BCFWIN, 2000

¹ Log K_{oc} 7,74 (KOWWIN, 2000) utilisé

² Log K_{oc} 5,625 (CMABFRIP, 1997a), utilisé essentiellement pour l'isomère γ

Tableau 6. Concentrations mesurées dans le milieu ambiant et les produits de traitement des déchets

Milieu	Lieu; année	Concentration	Échantillons	Référence
Air	Régions de l'Arctique canadien et russe (1994-1995)	< 0,0018 ng/m ³	12	Alaee <i>et al.</i> , 2003
Air	États-Unis (2002-2003)	< 0,00007-0,011 ng/m ³	dans 120 sur 156	Hoh et Hites, 2005
Air	Pays-Bas (1999)	280 ng/m ³	ns ¹	Waindzioch, 2000
Air	Suède (1990-1991)	0,0053-0,0061 ng/m ³	2	Bergander <i>et al.</i> , 1995
Air	Suède (2000-2001)	< 0,001-1 070 ng/m ³	11	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Air	Finlande (2000-2001)	0,002, 0,003 ng/m ³	2	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Air	Chine (2006)	0,0012-0,0018 ng/m ³	4	Yu <i>et al.</i> , 2008a
Air	Chine (2006)	0,00069-0,00309 ng/m ³	4	Yu <i>et al.</i> , 2008b
Air	Suède, régions urbaines et rurales	0,00002-0,00061 pg/m ³	14	Covaci <i>et al.</i> , 2006
Air	Alert, Tagish (Arctique canadien), île Dunai (Arctique russe)	< 0,0018 pg/m ³	12	TPSGC-AINC-PLCN, 2003
Précipitations	Grands Lacs (année non mentionnée)	nd ² -35 ng/L	ns	Backus <i>et al.</i> , 2005
Précipitations	Pays-Bas (2003)	1 835 ng/L	dans 1 sur 50	Peters, 2003
Précipitations	Suède (2000-2001)	0,2-366 ng/m ² .j.	4	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Précipitations	Finlande (2000-2001)	5,1, 13 ng/m ² .j.	2	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Eau	Lacs du Royaume-Uni	0,08-2,7 ng/L	27	Harrad <i>et al.</i> , 2009
Eau	Lac Winnipeg, Canada (2004)	α-HBCD : 0,006-0,013 ng/L β-HBCD : < 0,003 ng/L γ-HBCD : < 0,003-0,005 ng/L	3	Law <i>et al.</i> , 2006a
Eau	Royaume-Uni (année non mentionnée)	< 50-1 520 ng/L	6	Deuchar, 2002
Eau	Royaume-Uni (1999)	4 810-15 800 ng/L	ns	Dames et Moore, 2000b
Eau	Pays-Bas (année non mentionnée)	73,6-472 ng/g poids sec (phase solide)	ns	Bouma <i>et al.</i> , 2000
Eau	Japon (1987)	< 200 ng/L	75	Watanabe et Tatsukawa, 1990
Eau (phase solide)	Rivière Détroit, Canada-États-Unis (2001)	< 0,025-3,65 ng/g poids sec	63	Marvin <i>et al.</i> , 2004, 2006
Sédiments	Lacs du Royaume-Uni	0,88-4,80 ng/g poids sec	9	Harrad <i>et al.</i> , 2009
Sédiments	Lac Winnipeg, Canada (2003)	α-HBCD : < 0,08 ng/g poids sec β-HBCD : < 0,04 ng/g poids sec γ-HBCD : < 0,04-0,10 ng/g poids sec	4	Law <i>et al.</i> , 2006a
Sédiments	Arctique norvégien (2001)	α-HBCD : 0,43 ng/g poids sec β-HBCD : < 0,06 ng/g poids sec γ-HBCD : 3,88 ng/g poids sec	4	Evenset <i>et al.</i> , 2007
Sédiments	Royaume-Uni (année non mentionnée)	1 131 ng/g poids sec	1	Deuchar, 2002
Sédiments	Angleterre (2000-2002)	< 2,4-1 680 ng/g poids sec	22	Morris <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Irlande (2000-2002)	< 1,7-12 ng/g poids sec	8	Morris <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Belgique (2001)	< 0,2-950 ng/g poids sec	20	Morris <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Pays-Bas (année non mentionnée)	25,4-151 ng/g poids sec	ns	Bouma <i>et al.</i> , 2000

	mentionnée)			
Sédiments	Pays-Bas (2000)	< 0,6-99 ng/g poids sec	28	Morris <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Pays-Bas (2001)	14-71 ng/g poids sec	ns	Verslycke <i>et al.</i> , 2005
Sédiments	Mer du Nord, Pays-Bas (2000)	< 0,20-6,9 ng/g poids sec	dans 9 sur 10	Klamer <i>et al.</i> , 2005
Sédiments	Suisse (année non mentionnée)	< 0,1-0,7 ng/g poids sec ³	1	Kohler <i>et al.</i> , 2007
Sédiments	Suisse (2003)	0,40-2,5 ng/g poids sec	1	Kohler <i>et al.</i> , 2008
Sédiments	Suède (1995)	nd-1 600 ng/g poids sec	18	Sellström <i>et al.</i> (1998)
Sédiments	Suède (1996-1999)	0,2-2,1 ng/g poids sec	9	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Suède (2000)	< 0,1-25 ng/g poids sec	6	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Norvège (2003)	α-HBCD : 0,03-10,15 ng/g poids sec β-HBCD : < 0,08-7,91 ng/g poids sec γ-HBCD : < 0,12-3,34 ng/g poids sec	26	Schlabach <i>et al.</i> , 2004a, 2004b

Tableau 6. Concentrations mesurées dans le milieu ambiant et les produits de traitement des déchets (suite)

Milieu	Lieu; année	Concentration	Échantillons	Référence
Sédiments	Espagne (2002)	0,006-513,6 ng/g poids sec	4	Eljarrat <i>et al.</i> , 2004
Sédiments	Espagne (année non mentionnée)	< 0,0003-2 658 ng/g poids sec	4	Guerra <i>et al.</i> , 2008
Sédiments	Japon (1987)	nd-90 ng/g poids sec	dans 3 sur 69	Watanabe et Tatsukawa, 1990
Sédiments	Japon (2002)	0,056-2,3 ng/g poids sec	dans 9 sur 9	Minh <i>et al.</i> , 2007
Sol	Royaume-Uni (1999)	18 700-89 600 ng/g poids sec	4	Dames et Moore, 2000a
Sol	Suède (2000)	140-1 300 ng/g poids sec	3	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Sol	Chine (2006)	1,7-5,6 ng/g poids sec	3	Yu <i>et al.</i> , 2008a
Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	Angleterre (2002)	Nd	3	Morris <i>et al.</i> , 2004
Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	Irlande (2002)	Nd	3	Morris <i>et al.</i> , 2004
Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	Pays-Bas (2002)	2,5-36 000 ng/g poids sec (phase solide)	11	Morris <i>et al.</i> , 2004
Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	Suède (2000)	3,9 ng/L	2	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Lixiviat s'écoulant du site d'enfouissement	Norvège (année non mentionnée)	α -HBCD : nd-0,0091 ng/g poids humide ⁷ β -HBCD : nd-0,0038 ng/g poids humide γ -HBCD : nd-0,079 ng/g poids humide	ns	Schlabach <i>et al.</i> (2002)
Influent des STEU ⁴	Royaume-Uni (1999)	$7,91 \times 10^7$ - $8,61 \times 10^7$ ng/L	3	Dames et Moore, 2000b
Effluent des STEU		8 850- $8,17 \times 10^7$ ng/L	9	
Eaux réceptrices		528-744 ng/L	3	
Influent des STEU	Royaume-Uni (année non mentionnée)	934 ng/L (phase dissoute)	ns	Deuchar, 2002
Effluent des STEU		216 000 ng/g poids humide (phase solide)		
Boues des STEU		nd (phase dissoute) 1 260 ng/g poids humide (phase solide) 9 547 ng/g poids sec		
Influent des STEU	Angleterre (2002)	nd-24 ng/L (phase dissoute)	5	Morris <i>et al.</i> , 2004
Effluent des STEU		< 0,4-29,4 ng/g poids sec (phase solide)	5	
Boues des STEU		< 3,9 ng/L	5	
		531-2 683 ng/g poids sec	5	
Boues des STEU	Irlande (2002)	153-9 120 ng/g poids sec	6	Morris <i>et al.</i> , 2004
Effluent des STEU	Pays-Bas (1999-2000)	10 800-24 300 ng/L	ns	Institut Fresenius, 2000a, 2000b
Boues activées		728 000-942 000 ng/g poids sec	3	
Influent des STEU	Pays-Bas (2002)	< 330-3 800 ng/g poids sec (phase solide)	5	Morris <i>et al.</i> , 2004
Effluent des STEU		< 1-18 ng/g poids sec (phase solide)	5	
			8	

Boues des STEU		< 0,6-1 300 ng/g poids sec		
Boues des STEU	Suède (1997-1998)	11-120 ng/g poids sec	4	Sellström, 1999; Sellström <i>et al.</i> , 1999
Boues des STEU	Suède (2000)	30, 33 ng/g poids sec	2	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Boues primaires des STEU	Suède (2000)	6,9 ng/g poids sec	1	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Boues digérées des STEU		<1 ng/g poids sec	3	
Boues des STEU	Suède (2000)	3,8-650 ng/g poids sec	ns	Law <i>et al.</i> , 2006c
Influent/effluent des SEEU ⁵	Royaume-Uni (1999)	1,72 × 10 ⁵ -1,89 × 10 ⁶ ng/L 3 030-46 400 ng/L	3	Dames et Moore, 2000a
Effluent de lessive	Suède (2000)	31 ng/L	1	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Boues des STEU	Suisse (2003 et 2005)	39-597 ng/g poids sec	19	Kupper <i>et al.</i> , 2008
Compost	Suisse (année non mentionnée)	19-170 ng/g poids sec	ns	Zennegg <i>et al.</i> , 2005

¹ Non spécifié

³ Valeurs estimées à partir de la représentation graphique de données

⁵ Station d'épuration des eaux usées

² Non détectée; limite de détection non spécifiée

⁴ Station de traitement des eaux usées

Tableau 7. Concentrations mesurées dans le biote

Lieu; année	Organisme	Concentration (ng/g poids lipidique)			Échantillons	Référence
Arctique canadien (1976-2004)	Œuf de Mouette blanche (<i>Pagophila eburnea</i>)	2,1 – 3,8			24	Braune <i>et al.</i> 2007
Arctique canadien (1996-2002)	Béluga (<i>Delphinapterus leucas</i>)	<u>α-HBCD</u>	<u>$D\gamma$-HBCD</u>		5	Tomy <i>et al.</i> , 2008
	Morse (<i>Odobenus rosmarus</i>)	< 0,63-2,08	< 0,07-0,46		5	
	Narval (<i>Monodon monoceros</i>)	nd-0,86	< 0,12-1,86		5	
	Morue polaire (<i>Boreogadus saida</i>)	2,05-6,10	< 0,11-1,27		8	
	Sébaste atlantique (<i>Sebastes mentella</i>)	nd-1,38	nd-0,07		5	
	Crevette (<i>Pandalus borealis</i> , <i>Hymenodora glacialis</i>)	< 0,74-3,37	< 0,28-1,03		5	
	Mye (<i>Mya truncate</i> , <i>Serripes groenlandica</i>)	0,91-2,60	0,23-1,24		5	
	Zooplancton	nd-1,03	< 0,46-5,66		5	
Nunavut (2007)	Phoque annelé (<i>Phoca hispida</i>)	0,38			10	Morris <i>et al.</i> , 2007
Alaska (1994-2002)	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	< 0,01-35,1			dans 2 sur 15	Muir <i>et al.</i> (2006)
Groenland (1999-2001)	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	32,4-58,6			11	Muir <i>et al.</i> (2006)
Groenland (1999-2001)	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	41 ng/g poids humide			20	Gebbink <i>et al.</i> , 2008
Colombie-Britannique, Sud de la Californie (2001-2003)	Pygargue à tête blanche (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)	< 0,01 ng/g			29	McKinney <i>et al.</i> , 2006
Lac Winnipeg (2000-2002)		<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>	<u>γ-HBCD</u>	5 5 5 5 rassemblés 5 5 5 5	Law <i>et al.</i> , 2006a
	Corégone (<i>Coregonus commersoni</i>)	0,56-1,86	0,10-1,25	0,90-1,19		
	Doré jaune (<i>Stizostedion vitreum</i>)	2,02-13,07	0,66-2,36	1,65-6,59		
	Moule (<i>Lampsilis radiata</i>)	6,15-10,09	< 0,04-2,37	6,69-23,04		
	Zooplancton	1,40-17,54	< 0,04-1,80	0,22-1,82		
	Méné émeraude (<i>Notropis atherinoides</i>)	4,51-6,53	< 0,04-5,70	3,66-12,09		
	Laquaiche aux yeux d'or (<i>Hiodon alosoides</i>)	7,39-10,06	< 0,04-2,08	3,23-6,95		
	Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	2,30-5,98	0,27-0,90	1,53-10,34		
	Lotte (<i>Lota lota</i>)	10,6-25,47	2,29-10,29	24,4-47,90		
Grands Lacs (1987-2004)	(ng/g poids humide) Œuf de Goéland argenté (<i>Larus argentatus</i>)	<u>α-HBCD</u> nd-20	<u>β-HBCD</u> nd ¹	<u>γ-HBCD</u> nd-0,67	41	Gauthier <i>et al.</i> , 2006, 2007
Lac Ontario (année non mentionnée)	Corégone (<i>Coregonus commersoni</i>) Doré jaune (<i>Stizostedion vitreum</i>)	92 40			ns ²	Tomy <i>et al.</i> , 2004b
Lac Ontario (1979-2004)	Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	<u>α-HBCD</u> 15-27 <u>γ-HBCD</u> 1,4-6,5	<u>β-HBCD</u> 0,16-0,94 <u>ΣHBCD</u> 16-33		29	Ismail <i>et al.</i> , 2009
Lac Ontario (2002)	(ng/g poids humide)	<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>	<u>γ-HBCD</u>	5 3 3 3 2 2 2	Tomy <i>et al.</i> , 2004a
	Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	0,37-3,78	< 0,030	0,07-0,73		
	Éperlan (<i>Osmerus mordax</i>)	0,19-0,26	< 0,030	0,03-0,04		
	Chabot visqueux (<i>Cottus cognatus</i>)	0,15-0,46	< 0,030	0,02-0,17		
	Gaspareau (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	0,08-0,15	< 0,030	0,01-0,02		
	Mysidacé (<i>Mysis relicta</i>)	0,04, 0,07	< 0,030	0,01, 0,02		
	Amphipode (<i>Diporeia hoyi</i>)	0,05, 0,06	< 0,030	0,02, 0,03		
	Plancton	0,02, 0,04	< 0,030	< 0,030, 0,03		

Tableau 7. Concentrations mesurées dans le biote (suite)

Lieu; année	Organisme	Concentration (ng/g poids lipidique)			Échantillons	Référence
Est des États-Unis (1993-2004)	Dauphin (<i>Lagenorhynchus acutus</i>)	2,9-380			73	Peck <i>et al.</i> , 2008
Baie de Chesapeake, États-Unis (2003)	Anguille d'Amérique (<i>Anguilla rostrata</i>)	2,2, 5,9			2	Larsen <i>et al.</i> , 2005
	Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	4,8			1	
	Barbotte (<i>Ameiurus nebulosus</i>)	25,4			1	
	Truite brune (<i>Salmo trutta</i>)	7,5			1	
	Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	2,2-73,9			9	
	Achigan à grande bouche (<i>Micropterus salmoides</i>)	8,7			1	
	Crapet-soleil (<i>Lepomis gibbosus</i>)	5,3			1	
	Crapet rouge (<i>Lepomis auritus</i>)	4,5-9,1			4	
	Crapet de roche (<i>Ambloplites rupestris</i>)	1,7-6,0			3	
	Achigan à petite bouche (<i>Micropterus dolomieu</i>)	7,1, 15,9			2	
	Bar d'Amérique (<i>Morone saxatilis</i>)	nd-59,1			9	
	Baret (<i>Morone americana</i>)	1,0-21,0			11	
	Meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>)	3,9-19,1			3	
	Barbotte jaune (<i>Ameiurus natalis</i>)	6,9, 18,9			2	
Floride (1991-2004)	Dauphin à gros nez (<i>Tursiops truncatus</i>)	<u>α-HBCD</u> 1,29-7,87	<u>β-HBCD</u> 0,337-2,49		15	Johnson-Restrepo <i>et al.</i> , 2008
		<u>γ-HBCD</u> 0,582-5,18	<u>ΣHBCD</u> 2,21-15,5			
	Requin bouledogue (<i>Carcharhinus leucas</i>)	<u>α-HBCD</u> 8,01-14,5	<u>β-HBCD</u> 4,83-5,57		13	
		<u>γ-HBCD</u> 52,3-71,3	<u>ΣHBCD</u> 71,6-84,9			
	Requin à nez pointu (<i>Rhizoprionodon terraenovae</i>)	<u>α-HBCD</u> 11	<u>β-HBCD</u> 3,78		3	
		<u>γ-HBCD</u> 39,7	<u>ΣHBCD</u> 54,5			
Californie (1993-2000)	Otarie de Californie (<i>Zalopus californianus</i>)	0,71-11,85			26	Stapleton <i>et al.</i> (2006)
Royaume-Uni (année non mentionnée)	Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	39,9-10 275 ng/g poids humide			ns	Allchin et Morris, 2003
	Truite brune (<i>Salmo trutta</i>)	< 1,2-6 758 ng/g poids humide				
Royaume-Uni (année non mentionnée)	Faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>)	nd-1 200			dans 12 sur 51	de Boer <i>et al.</i> , 2004
	Épervier d'Europe (<i>Accipiter nisus</i>)	nd-19 000			dans 9 sur 65	
Royaume-Uni (1998)	Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	< 5-1019			5	Morris <i>et al.</i> , 2004
Royaume-Uni (1999-2000)	Grand Cormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)	138-1320			5	
Royaume-Uni (2001)	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)	769			1	
Royaume-Uni (1994-2003)	(ng/g poids humide) Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	<u>α-HBCD</u> 10-19 200	<u>β-HBCD</u> < 3-54	<u>γ-HBCD</u> < 4-21	85	Law <i>et al.</i> , 2006d
Royaume-Uni (2003-2006)	Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	nd-11 500 ng/g poids humide			dans 137 sur 138	Law <i>et al.</i> , 2008

Tableau 7. Concentrations mesurées dans le biote (suite)

Lieu; année	Organisme	Concentration (ng/g poids lipidique)			Échantillons	Référence
Mer du Nord (année non mentionnée)	Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	393-2 593			24	Zegers <i>et al.</i> , 2005
Écosse (année non mentionnée)	Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	1009-9 590			5	
Irlande (année non mentionnée)	Marsouin commun (<i>Phocoena phocoena</i>)	466-8 786			11	
Irlande (année non mentionnée)	Dauphin (<i>Delphinus delphis</i>)	411-3 416			6	
Irlande (année non mentionnée)	Dauphin (<i>Delphinus delphis</i>)	97-898			31	
France (année non mentionnée)	Dauphin (<i>Delphinus delphis</i>)	51-454			27	
Espagne (année non mentionnée)						
Mer du Nord (1999)	Buccin (<i>Buccinum undatum</i>)	29-47			3	Morris <i>et al.</i> , 2004
	Étoile de mer (<i>Asterias rubens</i>)	< 30-84			3	
	Bernard l'ermite (<i>Pagurus bernhardus</i>)	< 30			9	
	Merlan (<i>Merlangius merlangus</i>)	< 73			3	
	Morue (<i>Gadus morhua</i>)	< 0,7-50			2	
	Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>)	63-2 055			2	
	Marsouin (<i>Phocoena phocoena</i>)	440-6 800			4	
Belgique (2000)	Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	< 1-266			19	
Belgique (1998-2000)	Chevêche d'Athéna (<i>Athene noctua</i>)	20, 40			dans 2 sur 40	Jaspers <i>et al.</i> , 2005
Pays-Bas (année non mentionnée)	Moule (<i>espèce inconnue</i>)	125-177 ng/g poids sec			ns	Bouma <i>et al.</i> , 2000
	Sprat (<i>Sprattus sprattus</i>)	65,5 ng/g poids sec			1	
	Archigan (<i>espèce inconnue</i>)	124 ng/g poids sec			1	
	Œuf de Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)	533-844 ng/g poids sec			ns	
Pays-Bas (2001)		<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>	<u>γ-HBCD</u>		Janák <i>et al.</i> , 2005
	Crevette (<i>Crangon crangon</i>)	28, 38	nd	< 2, 18	2	
	Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	7, 27	nd, 3,4	2, 7	2	
	Sole (<i>Solea solea</i>)	100-1 100	nd	< 1-17	4	
	Plie (<i>Pleuronectes platessa</i>)	21-38	nd	< 2-8	3	
	Tacaud (<i>Trisopterus luscus</i>)	53-150	nd-2,2	< 3-43	3	
	Merlan (<i>Merlangius merlangus</i>)	16-240	nd	< 3-38	3	
Pays-Bas (1999-2001)	Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	6-690			11	Morris <i>et al.</i> , 2004
	Œuf de Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)	330-7 100			10	
Pays-Bas (2001)	Mysidacé (<i>Neomysis integer</i>)	562-727			ns	Verslycke <i>et al.</i> , 2005
Pays-Bas (2003)	(Médiane, maximum; ng/g poids humide)	<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>	<u>γ-HBCD</u>		Van Leeuwen <i>et al.</i> , 2004
	Anguille (<i>espèce inconnue</i>)	12, 41	0,9, 1,6	3, 8,4	10	
Suisse (année non mentionnée)	Corégone (<i>Coregonus sp.</i>)	25-210			ns	Gerecke <i>et al.</i> , 2003
Mer Baltique 1969-2001	Œuf de guillemot (<i>Uria algae</i>)	34-300			10	Sellström <i>et al.</i> , 2003
Mer Baltique 1980-2000	Phoque gris (<i>Halicoerus grypus</i>)	30-90			20	Roos <i>et al.</i> , 2001
Suède (1995)	Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	< 50-8 000			15	Sellström <i>et al.</i> (1998)
Suède 1991-1999	Œuf de faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>)	< 4-2 400			21	Lindberg <i>et al.</i> (2004)
Suède 1987-1999	Œuf de faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>)	nd-1 900			44	Johansson <i>et al.</i> , 2009

Suède (2000)	Grand brochet (<i>espèce inconnue</i>)		Rassemblées :	Remberger
	Anguille (<i>espèce inconnue</i>)	120-970	20	<i>et al.</i> , 2004
Suède	Hareng (<i>espèce inconnue</i>)	65-1 800	20	
1999-2000	Saumon (<i>Salmo salar</i>)	21-180	60	
Suède (1999)		51	5	
Suède (2002)	Hareng (<i>Clupea harengus</i>)	1,5-31	ns	Asplund <i>et al.</i> 2004

Tableau 7. Concentrations mesurées dans le biote (suite)

Lieu; année	Organisme	Concentration (ng/g poids lipidique)			Échantillons	Référence
Arctique norvégien (année non mentionnée)	Fulmar boréal (<i>Fulmarus glacialis</i>)	3,8-61,6			14	Knudsen <i>et al.</i> , 2007
Arctique norvégien (2002)	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	18,2-109			15	Muir <i>et al.</i> (2006)
Arctique norvégien (2002-2003)	Amphipode (<i>Gammarus wilkitzkii</i>)	nd			5	Sørmo <i>et al.</i> , 2006
	Morue polaire (<i>Boreogadus saida</i>)	1,38-2,87			7	
	Phoque annelé (<i>Phoca hispida</i>)	14,6-34,5			6	
	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	5,31-16,51			4	
Arctique norvégien (2002)	Sac vitellin de la Mouette tridactyle de l'Atlantique (<i>Rissa tridactyla</i>)	Moyenne			18	Murvoll <i>et al.</i> , 2006a, 2006b
		118			19	
Norvège (2002)	Sac vitellin de la Mouette tridactyle	260			30	
	Sac vitellin du Cormoran huppé (<i>Phalacrocorax aristotelis</i>)	417				
Arctique norvégien (2002)	Ours blanc (<i>Ursus maritimus</i>)	< 0,03-0,85 ng/g poids humide			15	Verreault <i>et al.</i> , 2005
Arctique norvégien (2004)	Goéland bourgmestre (<i>Larus hyperboreus</i>)	0,07-1,24 ng/g poids humide			27	
Arctique norvégien (2002)	Goéland bourgmestre (<i>Larus hyperboreus</i>)	0,51-292			57	Verreault <i>et al.</i> , 2007b
Arctique norvégien (2006)	Goéland bourgmestre (<i>Larus hyperboreus</i>)	< 0,59-63,9			80	Verreault <i>et al.</i> , 2007a
Arctique norvégien (2003)	Morue polaire (<i>Boreogadus saida</i>)	7,67-23,4			6	Bytingsvik <i>et al.</i> , 2004
Norvège (1998-2003)	Morue (<i>Gadus morhua</i>)	nd-56,9			41	
Norvège (année non mentionnée)		(ng/g poids humide)	<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>	<u>γ-HBCD</u>	
Norvège (2003)	Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	3,14-8,12	< 0,04	< 0,07-0,37	7-20 rassemblées	Schlabach <i>et al.</i> , 2004a, 2004b
	Grand brochet (<i>Esox lucius</i>)	1,02-9,25	< 0,02	0,03-0,92		
	Éperlan (<i>Osmerus eperlanus</i>)	2,1	0,03	0,25		
	Corégone blanc (<i>Coregonus albula</i>)	3,15	0,4	0,62		
	Truite (<i>Salmo trutta</i>)	2,28-13,3	0,06-1,12	0,24-3,73		
	Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	22,3	< 0,2	< 0,2	5-20 rassemblées	
	Véron (<i>Leuciscus idus</i>)	14,8	< 0,2	< 0,2		
Flet (<i>Platichthys flesus</i>)	7,2	< 0,2	< 0,2			
Morue (<i>Gadus morhua</i>)	9,3	< 0,2	< 0,2			
Truite (<i>Salmo trutta</i>)	< 1,9	< 0,2	< 0,2			
Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>)	4,7	< 0,2	< 0,2			
Nord de la Norvège (année non mentionnée)	Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)	3,6-11			ns	Fjeld <i>et al.</i> (2004)
Norvège (2003)	Morue (<i>Gadus morhua</i>)	6,6, 7,7				
Norvège (2003)	Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)	< 0,17-0,87 ng/g poids humide			33	Bethune <i>et al.</i> , 2005
	Hareng (<i>Clupea harengus</i>)	< 0,3-2,75 ng/g poids humide			23	
	Maquereau (<i>espèce inconnue</i>)	< 0,89-1,19 ng/g poids humide			24	
Norvège 1986-2004	Œuf de Chouette hulotte (<i>Strix aluco</i>)	0,04-36,5			dans 34 sur 139	Bustnes <i>et al.</i> , 2007
Espagne (2002)	Barbeau (<i>Barbus graellsii</i>)	nd-1 172 ng/g poids humide			23	Eljarrat <i>et al.</i> , 2004, 2005
	Ablette (<i>Alburnus alburnus</i>)	nd-1 643 ng/g poids humide			22	

Tableau 7. Concentrations mesurées dans le biote (suite)

Lieu; année	Organisme	Concentration (ng/g poids lipidique)		Échantillons	Référence
Afrique du Sud (2004-2005)	Œuf d'Anhinga d'Afrique (<i>Anhinga rufa</i>)	< 0,2-11		14	Polder <i>et al.</i> , 2008
	Œuf de Cormoran africain (<i>Phalacrocorax africanus</i>)	< 0,2		3	
	Œuf de Héron garde-bœufs (<i>Bubulcus ibis</i>)	< 0,2		20	
	Œuf d'Ibis sacré (<i>Threskiornis aethiopicus</i>)	4,8, 71		2	
	Œuf de Vanneau couronné (<i>Vanellus coronatus</i>)	1,6		1	
	Œuf de Grèbe castagneux (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	< 0,2		1	
	Œuf de Pluvier à front blanc (<i>Charadrius marginatus</i>)	< 0,2		1	
	Œuf de Goéland dominicain (<i>Larus dominicanus</i>)	< 0,2		1	
	Asie-Pacifique (1997-2001)	Bonite à ventre rayé (<i>Katsuwonus pelamis</i>)	<u>α-HBCD</u> < 0,1-45	<u>β-HBCD</u> < 0,1-0,75	
		<u>γ-HBCD</u> < 0,4-14	<u>ΣHBCD</u> nd-45		
Mer de Chine occidentale (1990-2001)	Marsouin de l'Inde (<i>Neophocaena phocaenoides</i>)	<u>α-HBCD</u> 4,4-55	<u>β-HBCD</u> < 0,006-4,0	19	Isobe <i>et al.</i> , 2008
		<u>γ-HBCD</u> < 0,006-21	<u>ΣHBCD</u> 4,7-55		
Chine (2006)	Sotalie de Chine (<i>Sousa chinensis</i>)	<u>α-HBCD</u> 31-370	<u>β-HBCD</u> < 0,006-0,59	17	Xian <i>et al.</i> , 2008
		<u>γ-HBCD</u> < 0,006-4,6	<u>ΣHBCD</u> 31-380		
Chine (2006)	Carpe argentée (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	<u>α-HBCD</u> 15-29	<u>β-HBCD</u> < 0,005-1,2	17	Xian <i>et al.</i> , 2008
		<u>γ-HBCD</u> 5,5-8,9	<u>ΣHBCD</u> 23-38		
	Carpe à grosse tête (<i>Aristichthys nobilis</i>)	<u>α-HBCD</u> 11-20	<u>β-HBCD</u> < 0,005-0,69		
		<u>γ-HBCD</u> 1,7-2,8	<u>ΣHBCD</u> 13-24		
	Amour blanc (<i>Ctenopharyngodon idella</i>)	<u>α-HBCD</u> 7,2-75	<u>β-HBCD</u> < 0,005-2,8		
		<u>γ-HBCD</u> 4,3-13	<u>ΣHBCD</u> 12-91		
	Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>)	<u>α-HBCD</u> 14-28	<u>β-HBCD</u> 0,50-0,76		
		<u>γ-HBCD</u> 2,9-5,7	<u>ΣHBCD</u> 18-34		
	Cyprin doré (<i>Carassius auratus</i>)	<u>α-HBCD</u> 12-130	<u>β-HBCD</u> 0,37-2,2		
		<u>γ-HBCD</u> 2,9-26	<u>ΣHBCD</u> 16-160		
	Goujon (<i>Coreius heterodon</i>)	<u>α-HBCD</u> 20-57	<u>β-HBCD</u> < 0,005-1,7		
		<u>γ-HBCD</u> 5,2-5,6	<u>ΣHBCD</u> 25-64		
Brème (<i>Parabramis pekinensis</i>)	<u>α-HBCD</u> 8,1-74	<u>β-HBCD</u> 0,32-6,7			
	<u>γ-HBCD</u> 2,0-51	<u>ΣHBCD</u> 14-130			

Tableau 7. Concentrations mesurées dans le biote (suite)

Lieu; année	Organisme	Concentration (ng/g poids lipidique)		Échantillons	Référence
Chine (2006)	Poisson mandarin (<i>Simiperca chuatsi</i>)	<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>		
		80, 120	2,8, 3,6		
	<u>γ-HBCD</u>	<u>ΣHBCD</u>			
	150, 200	240, 330			
Tête-de-serpent (<i>Channa argus</i>)		<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>		
		37	< 0,005		
		<u>γ-HBCD</u>	<u>ΣHBCD</u>		
		0,26	37		
Corée (2005)	Moule bleue (<i>Mytilus edulis</i>)		6,0-500	17	Ramu <i>et al.</i> , 2007
Japon (1987)	Poisson (<i>espèce non fournie</i>)	10-23 ng/g poids humide		dans 4 sur 66	Watanabe et Tatsukawa, 1990
Japon (1999)	Petit rorqual (<i>Balaenoptera acutorostrata</i>)		57	1	Marais <i>et al.</i> , 2004
	Dauphin bleu (<i>Stenella coeruleoalba</i>)		90	1	
Japon (2001-2006)	Chien viverrin (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)	<u>α-HBCD</u>	<u>β-HBCD</u>	39	Kunisue <i>et al.</i> , 2008
		< 0,005-10	< 0,005-3,7		
		<u>γ-HBCD</u>	<u>ΣHBCD</u>		
		< 0,005-20	< 0,005-29		

¹ non détectée; limite de détection non spécifiée

² non spécifiée

Tableau 8. Concentrations de chaque isomère d'HBCD et HBCD total (Σ) dans les lipides du lait maternel

Lieu	Lait maternel ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids lipidique)	N =	Référence
Canada, province d'Ontario 2003, 2005 États-Unis d'Amérique, Austin, État du Texas 2002, 2004	Médiane α -HBCD : 0,41 Fourchette α -HBCD : 0,2-8,8	N = 27 (+13)	Ryan <i>et al.</i> , 2006a
	Médiane α -HBCD : 0,54 Fourchette α -HBCD : 0,2-28	n = 35 (+23)	
	Médiane α -HBCD : 0,40 Fourchette α -HBCD : 0,2-0,9	n = 24 (+21)	
	Médiane α -HBCD : 0,49 Fourchette α -HBCD : 0,2-1,2	n = 25 (+20)	
Suède 2000-2001	Médiane α -HBCD : 0,30 Fourchette α -HBCD : 0,2-2,4	n = 30 (+24)	Coles <i>et al.</i> , 2008
Suède 2002-2003	Médiane α -HBCD : 0,35 Fourchette α -HBCD : 0,2-1,5	n = 30 (+24)	
Norvège 2003-2004	Médiane α -HBCD : 0,60 Fourchette α -HBCD : 0,4-20	n = 85 (+49)	
Norvège 1993-2001	Médiane : 0,6 Fourchette : 0,3-20	n = 85 (+49)	
Belgique 2006	Σ HBCD : 1,5	n = 197 femmes entre 18 et 30 ans réparties dans l'ensemble des provinces belges. n = 178 rassemblées	
La Corogne (nord-ouest de l'Espagne) 2006, 2007	Médiane : 27 Fourchette : 3-188	n = 33 (+30) On a déterminé les concentrations de diastéréo-isomères et indiqué la charge corporelle de l'exposition des mères et des enfants. Apport alimentaire d'un nourrisson de 0,175 $\mu\text{g}/\text{kg}$ p.c. par jour	Eljarrat <i>et al.</i> , 2009

Tableau 9. Sérum sanguin et plasma du cordon ombilical pour chaque isomère et Σ HBCD

Lieu	Sérum sanguin humain ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids lipidique)	N =	Plasma du cordon ombilical	N =	Référence
Canada, Arctique Régions du Nunavut et des T.-N.-O. 1994-1999	α -HBCD Médiane : 0,7 Fourchette : 0,5-0,9	n = 10 (+3)	α -HBCD Médiane : 2,4 Fourchette : 2,4-2,4	n = 10 (+1)	Walker <i>et al.</i> , 2003, comme cité dans Ryan <i>et al.</i> , 2005
Canada, Arctique	HBCD à des quantités < à 1 Médiane : 0,7 Fourchette : 0,5-0,9	n = 10 (+3) Lipides : 0,63 %	Concentrations non détectées Lipides : 0,17 %	n = 10 (0)	Muckle <i>et al.</i> , 2001
Pays-Bas	Moyenne : 1,1 Fourchette : < 0,16-4,2	n = 78 semaines 20 et 35 de la grossesse			Weiss <i>et al.</i> , 2004, comme cité dans Antignac <i>et al.</i> , 2008
Pays-Bas	Fourchette : nd-7	n = 90	Moyennes de 1,1 et 1,7 aux semaines 20 et 35 de la grossesse		Weiss <i>et al.</i> , 2004
Pays-Bas	Médiane : 0,7 Fourchette : nd-7,4	n = 69 (+68)	Médiane : 0,2 Fourchette : 0,2-4,3	n = 12 (+5)	Meijer <i>et al.</i> , 2008
Pays-Bas	Médiane : 1,1 Fourchette : < 0,2-7,0	n = 78			Meijer <i>et al.</i> , 2008
Norvège	Σ HBCD Médiane : 4,1 Fourchette : < 1,0-52 Σ HBCD Médiane : 2,6	n = 41 (hommes) n = 25			Thomsen <i>et al.</i> , 2008

Lieu	Sérum sanguin humain ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids lipidique)	N =	Plasma du cordon ombilical	N =	Référence
	Fourchette : < 1,0-18	(femmes)			
Norvège	Σ HBCD Médiane : 101 Fourchette : 6-856	n = 2 (travailleurs) Le <i>gamma</i> - HBCD était élevé, soit 39 %. nd > 1 dans un groupe témoin n'ayant subi aucune exposition liée au travail			Thomsen <i>et al.</i> , 2007
Suède	Σ HBCD Médiane : 0,5 Fourchette : < 0,24-3,4	n = 50 Gamma à 13 %			Weiss <i>et al.</i> , 2006a
Belgique	Σ HBCD Médiane : 1,7 Fourchette : < 0,5-11,3	n = 16(+7)			Roosens <i>et al.</i> , 2009

Tableau 10. Données sur les tissus humains pour l'HBCD

Lieu	Tissu	Résultat	Référence
France	Tissu adipeux	1-12 µg/kg poids lipidique dans 50 % des échantillons provenant de n = 26 couples mères-nourrissons	Antignac <i>et al.</i> , 2008
République tchèque	Tissu adipeux	n = 98 Moyenne : 1,2 ng/g poids lipidique % de l'écart-type relatif : 150 Médiane : < 0,5 ng/g poids lipidique Fourchette du 5 ^e au 95 ^e percentile : 0,5-7,5 ng/g poids lipidique	Pulkrabova <i>et al.</i> , 2009
-	Peau	L'HBCD est resté à la surface de la peau, et le stratum corneum constituait une barrière suffisante contre la pénétration par la substance ¹⁴ C-HBCD.	Roper <i>et al.</i> , 2007

Remarque : En Europe, le calcul de la marge de sécurité pour l'HBCD était de $5,1 \times 10^{+3}$ à $2,0 \times 10^{+5}$, ce qui dépasse la référence établie en cette matière, soit $5,3 \times 10^{+2}$ (Weiss et Bergman, 2006b). La concentration d'HBCD mesurée en 2006 chez les Européens n'a pas été jugée préoccupante. Il a aussi été déterminé que les données sur cette substance étaient trop faibles pour en effectuer une évaluation à l'époque aux États-Unis.

Tableau 11. Concentrations et apports alimentaires du Σ HBCD

Lieu	Alimentation (ng/g poids humide) et apports alimentaires (ng/jour)	Référence
États-Unis	n = 31 produits alimentaires, 310 échantillons Apport, essentiellement de la viande : 16 ng/jour (la concentration non détectée est de 60pg/g poids humide; les valeurs mesurées vont de 23 à 192 pg/g poids humide) Produits laitiers et oeufs (les concentrations non détectées vont de 4 à 128 pg/g poids humide) Matières grasses (les concentrations non détectées vont de 35 à 393 pg/g poids humide; la valeur mesurée pour le beurre d'arachide est de 300 pg/g poids humide) Céréales (la concentration non détectée est de 180 pg/g poids humide) Fruits (pommes) (la concentration non détectée est de 22 pg/g poids humide) Pommes de terre (la concentration non détectée est de 18 pg/g poids humide) Poisson (les concentrations non détectées vont de 29 à 59; les valeurs mesurées vont de 113 à 593 pg/g poids humide)	Schechter <i>et al.</i> , 2009
Belgique	n = 165(+13) Médiane : 0,10 Moyenne : 0,13 ± 0,11 Fourchette : < 0,01-0,35 (alimentation en double) Médiane de l'absorption : 5,5 Moyenne de l'absorption : 7,2+/-5,2 Fourchette de l'absorption : 1,2-20	Roosens <i>et al.</i> , 2009
Suède	Fourchette : < 0,8-4,9 (divers éléments)	Remberger <i>et al.</i> , 2004
Royaume-Uni	Fourchette : 0,02-0,30 (étude sur le panier de provisions) Fourchette de l'absorption : 354-474	Driffield <i>et al.</i> , 2008
Norvège	Fourchette : 0,12-5 (poisson) Fourchette : 0,03-0,15 (viande) Fourchette : 0,2-6 (œufs) Médiane de l'absorption : 16 Moyenne de l'absorption : 18 Fourchette de l'absorption : 4-81	Knutsen <i>et al.</i> , 2008
Pays-Bas	(Étude sur le panier de provisions) Fourchette de l'absorption : 174	De Winter-Sorkina <i>et al.</i> , 2003

Remarque : Les estimations des apports alimentaires de Roosens *et al.* (2009), à savoir de 0 à 20 ng Σ HBCD/jour, sont inférieures à celles déclarées précédemment. Elles sont fondées sur une brève analyse sélective du temps d'exposition pour un petit nombre d'individus. Les aliments consommés étaient composés de viande maigre et de légumes à teneur en HBCD faible ou nulle. L'étude sur le panier de provisions comportait de faibles fréquences de détection d'HBCD, et on a utilisé des concentrations à la limite du dosage ou à la moitié de celle-ci.

Tableau 12. Concentrations de chaque isomère et du Σ HBCD dans la poussière (Roosens *et al.*, 2009)

Lieu	Concentration ng/g poids sec	N =	Référence
Canada	Σ HBCD Médiane : 640 Moyenne : 670+/- 390 Fourchette : 64-1 300	n = 8	Abdallah <i>et al.</i> , 2008b
États-Unis	Σ HBCD Médiane : 390 Moyenne : 810+/- 1 100 Fourchette : 110-4 000	n = 13	Abdallah <i>et al.</i> , 2008b
États-Unis	Σ HBCD Médiane : 230 Moyenne (géo) : 354 Fourchette : < 4,5-130 200	n = 16	Stapleton <i>et al.</i> , 2008
Belgique	Σ HBCD Médiane : 114 Moyenne : 160+/- 169 Fourchette : 33-758	n = 16	Roosens <i>et al.</i> , 2009
Royaume-Uni	Σ HBCD Médiane : 1 300 Moyenne : 8 300+/- 26 000 Fourchette : 140-140 000	n = 45	Abdallah <i>et al.</i> , 2008a
Royaume-Uni	Σ HBCD Médiane : 730 Moyenne : 6 000+/- 20 000 Fourchette : 140-110 000	n = 31	Abdallah <i>et al.</i> , 2008b

Tableau 13. Facteurs d'exposition de l'écart-type moyen +/- des isomères α , β , γ -HBCD dans les aliments, la poussière et le sérum (Roosens *et al.*, 2009)

Composé	Aliments (n = 12)	Poussière (n = 9)	Sérum (n = 9)
α -HBCD	0,49 \pm 0,04	0,52 \pm 0,02	0,28 \pm 0,02
β -HBCD	0,52 \pm 0,02	0,48 \pm 0,03	ND
γ -HBCD	0,51 \pm 0,03	0,50 \pm 0,02	ND

Remarque : La signature chirale de tous les isomères détectés dans les aliments et la poussière était racémique, ou elle s'en approchait, dans tous les échantillons se trouvant au-dessus de la limite de dosage. Le (-)- α -HBCD était l'énantiomère dominant dans le sérum humain. Il est impossible de comparer les facteurs d'exposition avec d'autres études, car il s'agit de la première étude indiquant une signature chirale racémique d'HBCD dans l'alimentation en double (Roosens *et al.*, 2009).

Tableau 14. Mesures des concentrations totales d'HBCD dans les milieux naturels

Milieu	Concentration	Référence
Air intérieur (exposition professionnelle)	Médiane : 2,1 µg/m ³ Fourchette : 2-150 µg/m ³	Thomsen <i>et al.</i> , 2007
	n = 33 maisons Médiane : 180 pg/m ³ n = 25 bureaux Médiane : 170 pg/m ³ n = 4 microenvironnements Médiane : 900 pg/m ³	Abdallah <i>et al.</i> , 2008a
	1,8 pg/m ³ pour Alert, Tagish (Arctique canadien) et l'île Dunai (Arctique russe)	TPSGC-AINC-PLCN, 2003
	n = 9 Fourchette : 880-4 800 pg/g poids sec	Harrad <i>et al.</i> (en cours)
Poussière	n = 45 maisons Médiane : 1 300 ng/g n = 28 bureaux Médiane : 760 ng/g n = 20 voitures Médiane : 13 000 ng/g n = 4 microenvironnements publics Médiane : 2 700 ng/g p < 0,05 voitures totales >>> HBCD total dans les maisons et les bureaux	Abdallah <i>et al.</i> , 2008a
	n = 31 maisons Médiane : 730 ng/g Birmingham (Royaume-Uni) n = 13 maisons Médiane : 390 ng/g Amarillo/Austin (Texas) n = 8 maisons Médiane : 640 ng/g Toronto (Canada) n = 6 bureaux Birmingham (Royaume-Uni) Médiane : 650 ng/g La concentration la plus élevée dans la poussière des maisons au Royaume-Uni était de 110 000 ng/g.	Abdallah <i>et al.</i> , 2008b
	Médiane : 230 ng/g Fourchette : < 4,5 ng/g-130 200 ng/g poids sec	Stapleton <i>et al.</i> , 2008

Tableau 15. Évaluation des risques de l'Union européenne sur l'HBCD

Estimations de l'exposition du rapport d'évaluation des risques de l'Union européenne sur l'HBCD ^{1,2} (EURAR, 2008)

Scénario d'exposition	Estimation de l'exposition selon l'EURAR	Référence
Produits de consommation		
Exposition des enfants par voie orale à l'HBCD découlant du mâchonnement d'un tissu (50 cm ²) dont l'envers est enduit d'HBCD, à raison d'une heure par jour pendant deux ans	Estimation de l'exposition = 26 µg/kg p.c. par jour	US NRC, 2000, comme cité dans EURAR, 2008
Exposition par voie cutanée qui supposait une exposition à des meubles rembourrés recouverts de tissu dont l'envers était enduit d'HBCD	Exposition estimée = 1,3 × 10 ⁻³ µg/kg p.c. par jour Le niveau d'exposition était insignifiant et il n'a pas été pris en compte dans la caractérisation des risques de l'EURAR.	
Exposition par inhalation dans une pièce, causée par l'usure et l'évaporation d'HBCD d'articles rembourrés en tissu traités avec de l'HBCD	C _{air intérieur} de 3,9 µg/m ³ Hypothèse : adulte de 60 kg, exposition de 24 heures, taux d'inhalation de 20 m ³ /jour et absorption à 100 %. Estimation de l'exposition = 1,3 µg/kg p.c. par jour Le niveau d'exposition était insignifiant et il n'a pas été pris en compte dans la caractérisation des risques de l'EURAR.	
Textile dans les meubles et rideaux	La concentration d'HBCD dans les débris pendant l'essai d'usure (vieillessement par rayons UV et non-vieillessement) était de 0,47 % d'HBCD par poids de débris.	EURAR, 2008
Sous-scénario : exposition par voie orale à la poussière	Hypothèse : enfant de 10 kg qui mange toute la poussière provenant de 2 sofas (surface textile de 4 m ²) et présente un comportement de pica, ce qui équivaut à 2,5 mg/jour. Estimation de l'exposition = 1,2 µg/kg p.c. par jour Le niveau d'exposition était insignifiant et il	

	n'a pas été pris en compte dans la caractérisation des risques de l'EURAR.
Sous-scénario : exposition par inhalation	<p>$C_{\text{air intérieur}} = 4,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$</p> <p>Hypothèse : adulte de 60 kg exposé pendant 24 heures, taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{jour}$ et absorption à 100 %.</p> <p>Estimation de l'exposition = $1,5 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$</p> <p>Le niveau d'exposition était insignifiant et la construction du scénario était irréaliste; il n'a donc pas été pris en compte dans la caractérisation des risques de l'EURAR.</p>
Sous-scénario : exposition par voie orale par mâchonnement de textile	<p>Hypothèse : mâchonnement quotidien d'un tissu de 50 cm^2 dont l'envers est enduit d'HBCD ($2 \text{ mg}/\text{cm}^2$), 0,9 % de rejet pendant 30 minutes; absorption à 100 %; un mâchonnement tous les trois jours.</p> <p>Estimation de l'exposition = $30 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$</p> <p>Si l'envers n'est pas accessible, l'exposition s'établit alors à $3 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$.</p> <p>Cette estimation de sous-scénario a été prise en considération pour la caractérisation des risques.</p>
Exposition dans l'air intérieur provenant de panneaux de construction de polystyrène extrudé	<p>Estimation de l'exposition = $0,19$ ou $0,002 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$</p> <p>Le niveau d'exposition était insignifiant et il n'a pas été pris en compte dans la caractérisation des risques de l'EURAR.</p>
Enveloppe de matelas – se coucher dans un lit sur un matelas ayant une enveloppe ignifugée	<p>Estimation de l'exposition = $0,01 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$</p> <p>Le niveau d'exposition était insignifiant et il n'a pas été pris en compte dans la caractérisation des risques de l'EURAR.</p>
Exposition indirecte – absorption régionale	L'Union européenne utilise une prévision d'environ $5 \mu\text{g}/\text{kg p.c. par jour}$ obtenue à l'aide du modèle EUSES.
Exposition régionale des êtres	Estimation de l'exposition = $20 \text{ ng}/\text{kg p.c. par}$

humains par l'environnement	jour, obtenue à partir d'études sur le panier de provisions.	
-----------------------------	--	--

¹ Selon l'EURAR, les êtres humains sont exposés à l'HBCD essentiellement par inhalation ou ingestion de poussières en suspension dans l'air, ou par contact direct avec les textiles et matières traités. L'exposition à la vapeur d'HBCD par inhalation est négligeable, en raison de la faible pression de vapeur de cette substance. Il s'est avéré que tous ces scénarios entraînent généralement des expositions insignifiantes. Le modèle EUSES fondé sur les concentrations mesurées dans le biote et l'alimentation a servi à estimer l'exposition indirecte par l'environnement. Ces estimations de l'exposition ont été attribuées à des données issues d'une étude sur le panier de provisions et à l'ingestion de poisson et de plantes racines contaminés par de l'HBCD. Les expositions de l'être humain à l'HBCD issues de l'utilisation de produits de consommation ou par l'environnement se sont révélées nettement inférieures aux expositions professionnelles. Enfin, le rapport a précisé que l'exposition prénatale et néonatale se produisait également *in utero* ou au cours de l'allaitement.

² Le Comité scientifique des risques sanitaires et environnementaux a adopté un avis au sujet de la partie finale sur la santé humaine de l'EURAR concernant l'HBCD. Les membres de ce comité étaient d'avis que la partie de l'EURAR relative à la santé est de bonne qualité, exhaustive et que l'évaluation de l'exposition et des effets est conforme au document d'orientation technique du Bureau Européen des Substances Chimiques.

Tableau 16. Résumé des principales études de toxicité utilisées dans l'évaluation de l'HBCD

Espèce, étape du cycle de vie	Composition des matières d'essai	Plan d'étude	Concentration avec effet	Référence
<i>Daphnia magna</i> , cladocère < 24 heures de vie au début de l'essai	Pur à 93,6 %	<ul style="list-style-type: none"> • Renouvellement continu avec de l'eau de puits; 21 jours • Concentrations mesurées : 0; 0,87; 1,6; 3,1; 5,6 et 11 µg/L • 40 par traitement • De 19,0 à 20,5 °C, pH de 8,1 à 8,4, oxygène dissous de 7,2 à 8,7 mg/L, dureté de 128 à 132 mg/L de CaCO₃ • US EPA, 1994; OCDE, 1984a; ASTM, 1991 	<ul style="list-style-type: none"> • CSEO après 21 jours (survie) ≥ 11 µg/L¹ • CSEO après 21 jours (reproduction) = 5,6 µg/L • CMEO après 21 jours (reproduction) = 11 µg/L • CSEO après 21 jours (croissance) = 3,1 µg/L • CMEO après 21 jours (croissance) = 5,6 µg/L 	CMABFRIP, 1998
<i>Skeletonema costatum</i> et <i>Thalassiosira pseudonana</i> , algues marines	Composition et pureté non mentionnées	<ul style="list-style-type: none"> • Essai statique sur 72 heures • Concentrations non mentionnées • Six milieux nutritifs différents • pH de 7,6 à 8,2, 30 ppt • Densité de population estimée au moyen de la numération cellulaire à partir d'un paramètre en hémostomie : la survie (densité cellulaire) 	<ul style="list-style-type: none"> • CE₅₀ après 72 heures = 9,3 à 12,0 µg/L pour le <i>S. costatum</i> • CE₅₀ après 72 heures = 50 à 370 µg/L pour le <i>T. pseudonana</i> 	Walsh <i>et al.</i> , 1987
<i>Oncorhynchus mykiss</i> , truite arc-en-ciel Juvénile	Composition et pureté non mentionnées	<ul style="list-style-type: none"> • Essais de renouvellement continu sur 5 et 28 jours avec de l'eau douce filtrée • Injection intrapéritonéale de doses de 0, 50 et « moins de 500 »² mg/kg p.c. • 1 réplicat de 6 ou 7 poissons par traitement • 10 °C • Paramètres : détoxification hépatique et enzymes antioxydantes, indice hépatosomatique (IHS), vitellogénine plasmatique 	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation importante de l'activité catalase après 5 jours aux doses de 50 et de « moins de 500 » mg/kg p.c. • Inhibition importante de l'activité de l'enzyme EROD après 28 jours aux doses de « moins de 500 » mg/kg p.c. • Augmentation importante de l'IHS après 28 jours aux doses de « moins de 500 » mg/kg p.c. • Aucun effet observé sur les taux de vitellogénine plasmatique • Aucun effet observé sur la formation d'adduits à l'ADN 	Ronisz <i>et al.</i> , 2004

Tableau 16. Résumé des principales études de toxicité utilisées dans l'évaluation de l'HBCD (suite)

Espèce, étape du cycle de vie	Composition des matières d'essai	Plan d'étude	Concentration avec effet	Référence
<i>Lumbriculus variegatus</i> , oligochète	Pur à 95 %	<ul style="list-style-type: none"> • Essai statique sur 28 jours avec de l'eau du robinet déchlorée • Concentrations mesurées : 0; nd³; 0,25; 3,25; 29,25 et 311,35 mg/kg sédiment poids sec • 40 par traitement • Sédiments artificiels : 1,8 % de carbone organique, taille des grains entre 100 et 2 000 µm • 20 °C, pH 8,7 ± 0,15, oxygène dissous 7,5 ± 0,81 mg/L, conductivité 1 026 ± 199 µs/cm • Ligne directrice modifiée de l'OCDE (2004b) 	<ul style="list-style-type: none"> • CSEO après 28 jours (nombre total de vers) = 3,25 mg/kg de sédiments (poids sec) • CMEO après 28 jours (nombre total de vers) = 29,25 mg/kg de sédiments (poids sec) • CSEO après 28 jours (grands vers par rapport à petits vers, biomasse moyenne) = 29,25 mg/kg de sédiments (poids sec) • CMEO après 28 jours (grands vers par rapport à petits vers, biomasse moyenne) = 311,35 mg/kg de sédiments (poids sec) • Aucune difformité observée 	Oetken <i>et al.</i> , 2001
<i>Hyaella azteca</i> , amphipode <i>Chironomus riparius</i> , chironomidé <i>Lumbriculus variegatus</i> , oligochète	Pur à 99,99 %	<ul style="list-style-type: none"> • Essais de télémétrie non conformes aux BPL (bonnes pratiques de laboratoire) effectués avec les trois espèces; concentrations nominales des essais : 0; 50; 100; 500 et 1 000 mg/kg de sédiments (poids sec) et 2 ou 5 % de carbone organique (CO) • Essai définitif de renouvellement continu pendant 28 jours avec le <i>H. azteca</i>, en n'utilisant que les concentrations nominales : 0; 31; 63; 125; 250; 500 et 1 000 mg/kg de sédiment (poids sec) • Essai définitif : 80 par traitement • Deux essais définitifs menés avec des sédiments artificiels : i) 2,3 % CO; 22,4 à 23,5 °C; pH de 7,8 à 8,6; oxygène dissous de 5,6 à 8,6 mg/L; ii) 4,7 % CO; 21,0 à 23,0 °C, pH de 7,8 à 8,4; oxygène dissous de 4,5 à 8,5 mg/L. On a ajouté une aération à toutes les chambres d'essai le 22^e jour. • US EPA, 1996a, 2000; ASTM, 1995 	<ul style="list-style-type: none"> • Les résultats de télémétrie pour le <i>Lumbriculus</i> et le <i>Chironomus</i> ne varient pas en fonction de la dose; aucune analyse statistique n'a été effectuée sur les données obtenues. <p>Résultats de l'essai définitif sur le <i>Hyaella</i> :</p> <ul style="list-style-type: none"> • CE₅₀ après 28 jours > 1 000 mg/kg poids sec • CSEO après 28 jours ≥ 1 000 mg/kg poids sec 	ACCBFRIP, 2003d, 2003e
<i>Eisenia fetida</i> , lombric Adulte	Pur à 99,99 %	<ul style="list-style-type: none"> • Essais de survie (pendant 28 jours) et de reproduction (pendant 56 jours) avec du sol artificiel contenant 4,3 % CO • Concentrations mesurées après 28 jours : 0; 61,2; 145; 244; 578; 	<ul style="list-style-type: none"> • CSEO après 28 jours (survie) ≥ 4 190 mg/kg de sol (poids sec) • CE₁₀ après 28 jours, CE₅₀ (survie) > 4 190 mg/kg de sol 	ACCBFRIP, 2003a

		<p>1 150; 2 180 et 4 190 mg/kg de sol (poids sec)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Concentrations mesurées après 56 jours : 0; 51,5; 128; 235; 543; 1 070; 2 020 et 3 990 mg/kg de sol (poids sec) • 80 par témoin, 40 par traitement • De 19,4 à 22,7 °C, pH de 5,50 à 6,67, humidité du sol de 18,9 à 42,3 %, de 573,4 à 595,5 lux • US EPA, 1996d; OCDE, 1984b, 2000 	<p>(poids sec)</p> <ul style="list-style-type: none"> • CSEO après 56 jours (reproduction) = 128 mg/kg de sol (poids sec) • CMEO après 56 jours (reproduction) = 235 mg/kg de sol (poids sec) • CE₁₀ après 56 jours (reproduction) = 21,6 mg/kg de sol (poids sec)⁴ • CE₅₀ après 56 jours (reproduction) = 771 mg/kg de sol (poids sec) 	
--	--	---	--	--

Tableau 16. Résumé des principales études de toxicité utilisées dans l'évaluation de l'HBCD (suite)

Espèce, étape du cycle de vie	Composition des matières d'essai	Plan d'étude	Concentration avec effet	Référence
<i>Zea mays</i> , maïs <i>Cucumis sativa</i> , concombre <i>Allium cepa</i> , oignon <i>Lolium perenne</i> , ivraie <i>Glycine max</i> , soya <i>Lycopersicon esculentum</i> , tomate	Pur à 99,99 %	<ul style="list-style-type: none"> • Essai de 21 jours avec du sol artificiel contenant 1,9 % de matière organique • Concentrations nominales : 0; 40; 105; 276; 725; 1 904 et 5 000 mg/kg de sol (poids sec) • 40 grains par traitement • De 18,0 à 34,7 °C, humidité relative de 19 à 82 %, photopériode de 14 lumière et 10 obscurité • US EPA, 1996b, 1996c; OCDE, 1998a 	<ul style="list-style-type: none"> • Absence d'effet observable du traitement sur l'émergence, la survie ou la croissance • CSEO après 21 jours $\geq 5\ 000$ mg/kg poids sec 	ACCBFRIP, 2002
Rat	Pur à 99,99 %	<ul style="list-style-type: none"> • Période de traitement de 90 jours, période de rétablissement de 28 jours • Doses nominales : 0; 100; 300 et 1 000 mg/kg p.c. par jour par gavage • 15 rats femelles et 15 rats mâles par traitement • Paramètres mesurés : survie, observations cliniques, batterie de tests de surveillance fonctionnelle, activité locomotrice, pathologie clinique, examen ophtalmologique, fonction reproductrice, pathologie anatomique • US EPA, 1998; OCDE, 1998b 	<ul style="list-style-type: none"> • DMEO sur 90 jours (diminution de l'hormone thyroïdienne sérique) = 100 mg/kg p.c. par jour • CSEO sur 90 jours < 100 mg/kg p.c. par jour 	CMABFRIP, 2001

¹ L'étude a révélé que la concentration la plus élevée des essais n'a pas donné de résultat statistiquement significatif. Puisque la CSEO pourrait être plus élevée, elle est décrite comme étant supérieure ou égale à la concentration la plus élevée des essais.

² La dose de 500 mg/kg p.c. n'a pas pu se dissoudre complètement dans le véhicule d'huile d'arachide, et on a mesuré les résidus dans la cavité stomacale du poisson durant l'analyse. Cette dernière a permis de confirmer que le poisson avait absorbé presque toute la substance d'essai. Toutefois, on a considéré la dose comme étant probablement inférieure à 500 mg/kg p.c. (< 500 mg/kg p.c.).

³ Non détecté

⁴ Comme la valeur est inférieure à la plus faible concentration d'essai, on considère donc qu'il s'agit seulement d'une estimation.

Tableau 17. Résumé des données utilisées pour l'analyse du quotient de risque de l'HBCD

	Organismes pélagiques	Organismes benthiques	Organismes du sol	Consommateurs fauniques
CEE	de 0,00004 à 0,015 mg/L ¹	de 0,33 à 108,2 mg/kg poids sec ¹	de 0,021 à 0,041 mg/kg sol poids sec ⁶	4,51 mg/kg poids humide ⁹
VCT	0,0056 mg/L ²	29,25 mg/kg de sédiments (poids humide) ⁴	235 mg/kg de sol (poids humide) ⁷	395 mg/kg d'aliments (poids humide) ¹⁰
Facteur d'évaluation	10 ³	10 ³	10 ³	10 ¹¹
CESE	0,00056 mg/L	6,5 mg/kg de sédiments (poids humide) ⁵	10,9 mg/kg de sol (poids humide) ⁸	39,5 mg/kg d'aliments (poids humide)
Quotient de risque (CEE/CESE)	0,071-10,7	0,05-7,11	0,002-0,004	0,114

¹ En raison du manque de données adéquates mesurées, on a estimé les CEE au moyen d'un modèle de répartition multicompartiments de la fugacité de type III (à l'état stable) décrit à l'annexe B et dans Environnement Canada (2009).

² CMABFRIP, 1998.

³ On a appliqué un facteur d'évaluation de 10 pour représenter l'extrapolation des conditions en laboratoire aux conditions sur le terrain et les variations de sensibilité intraspécifiques et interspécifiques.

⁴ Oetken *et al.*, 2001.

⁵ La valeur critique de la toxicité (VCT) de 29,25 mg/kg poids sec a été obtenue avec des sédiments contenant 1,8 % de carbone organique (CO). Pour pouvoir comparer la concentration estimée sans effet (CESE) et la concentration environnementale estimée (CEE), on a normalisé la CEE afin de représenter des sédiments contenant 4 % de CO.

⁶ En raison du manque de données de mesure du sol, les CEE ont été calculées pour les pâturages et les sols agricoles labourés, au moyen de l'équation 60 du document d'orientation technique du Bureau Européen des Substances Chimiques (BESC, 2003) et de la méthode de la société Bonnell Environmental Consulting (2001) :

$$CEE_{sol} = (C_{boues} \times TA_{boues}) / (P_{sol} \times DA_{sol})$$

où :

CEE_{sol} = CEE pour le sol (mg/kg)

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

TA_{boues} = taux d'application aux sols bonifiés par des boues (kg/m²/an); par défaut = 0,5, selon le tableau 11 du document d'orientation technique

P_{sol} = profondeur du labour (en mètres); par défaut = 0,2 m dans les terres agricoles et 0,1 m dans les pâturages, selon le tableau 11 du document d'orientation technique

DA_{sol} = densité apparente du sol (kg/m³); par défaut = 1 700 kg/m³ d'après la section 2.3.4 du document d'orientation technique

L'équation prend pour hypothèse l'absence de pertes dues à la transformation, la dégradation, la volatilisation, l'érosion ou le lessivage dans les couches inférieures du sol. De même, on présume l'absence de tout dépôt atmosphérique d'HBCD et d'accumulation préalable d'HBCD dans le sol. Afin d'étudier les répercussions potentielles d'une application à long terme, on a pris en considération une période d'application de dix années consécutives. Pour les calculs, on a utilisé la concentration dans les boues de 1,401 mg/kg poids sec rapportée par Morris *et al.* (2004) pour C_{boues} . Comme on n'a pas précisé la teneur en carbone organique des boues, on a pris pour hypothèse le taux normalisé de CO de 2 % (BESC, 2003).

⁷ ACCBFRIP, 2003a.

⁸ La VCT de 235 mg/kg poids sec a été obtenue avec un sol contenant 4,3 % de CO. Pour pouvoir comparer les CESE et les CEE, on a normalisé les CESE afin de représenter des sédiments contenant 2 % de CO.

⁹ Tomy *et al.*, 2004a.

¹⁰ En raison du manque de données sur les espèces fauniques, on a choisi comme VCT une dose minimale avec effet observé (DMEO) de 100 mg/kg p.c. par jour, compte tenu de la réduction importante des taux d'hormones thyroïdiennes en circulation chez les rats (CMABFRIP, 2001), pour l'évaluation des répercussions potentielles sur la faune. Ce paramètre a été considéré comme pertinent puisqu'un dérèglement de l'homéostasie de l'hormone thyroïdienne peut avoir une incidence sur des réactions métaboliques importantes comme le développement du système nerveux central et le taux métabolique cellulaire. On a appliqué la transposition interspécifique en vue d'extrapoler l'absorption quotidienne totale (AQT) chez le rat à une concentration dans les aliments chez le vison, *Mustela vison*, une espèce faunique servant de substitut. Pour le calcul, on a utilisé le poids corporel d'un adulte (p.c. de 0,6 kg) et la consommation alimentaire quotidienne (CAQ de 0,143 kg/jour poids humide) typiques d'un vison femelle en vue d'estimer une VCT chez le vison fondée sur l'exposition alimentaire (CCME, 1998). L'équation était la suivante : $VCT_{aliments} = (VCT_{AQT \text{ chez les rats}} \times \text{poids corporel}_{vison}) / CAQ_{vison}$. Cette équation présume que l'exposition à la substance est complètement attribuable à l'alimentation et que la substance est entièrement biodisponible pour l'absorption par l'organisme. On a ensuite appliqué un coefficient d'échelle allométrique de 0,94 (Sample et Arenal, 1999) à cette VCT afin de tenir compte de la sensibilité élevée observée chez de plus gros animaux (le vison) par rapport à de plus petits (le rat). La VCT finale incorporant les transpositions interspécifiques et allométriques est donc de 395 mg/kg d'aliments (poids humide).

¹¹ On a appliqué un facteur d'évaluation de 10 pour tenir compte de l'extrapolation des conditions en laboratoire aux conditions sur le terrain, et du rongeur à l'animal sauvage.

ANNEXE A. Données modélisées sur la dégradation, la bioaccumulation et la toxicité du cyclododéca-1,5,9-triène en milieu aquatique

Tableau 1-1. Données modélisées sur la bioaccumulation du cyclododéca-1,5,9-triène¹

Organisme d'essai	Paramètre	Valeur en poids humide (L/kg)	Référence
Poisson	FBA	$k_M = 0,01258 \text{ j}^{-1} \text{ }^2$: 66 360 $k_M = 0 \text{ j}^{-1}$: 177 828	Modèle du FBA et du FBC de Gobas pour le niveau trophique intermédiaire (Arnot et Gobas, 2003)
Poisson	FBC	$k_M = 0,01258 \text{ j}^{-1} \text{ }^2$: 9813 $k_M = 0 \text{ j}^{-1}$: 18 620	Modèle du FBA et du FBC de Gobas pour le niveau trophique intermédiaire (Arnot et Gobas, 2003)

¹ Mesure du log K_{oc} de 5,5 utilisée (Howard *et al.*, 1996)

² $k_M = 0,01258$ (Arnot *et al.*, 2008)

Tableau 1-2. Données modélisées sur la toxicité du cyclododéca-1,5,9-triène en milieu aquatique¹

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
Poisson	Aiguë (96 h)	CL ₅₀	0,104	ECOSAR, 2009
Poisson	Chronique (14 jours)	CL ₅₀	0,111	ECOSAR, 2009
<i>Daphnia</i>	Aiguë (48 h)	CL ₅₀	0,098	ECOSAR, 2009
Algues vertes	Aiguë (96 h)	CE ₅₀	0,214	ECOSAR, 2009

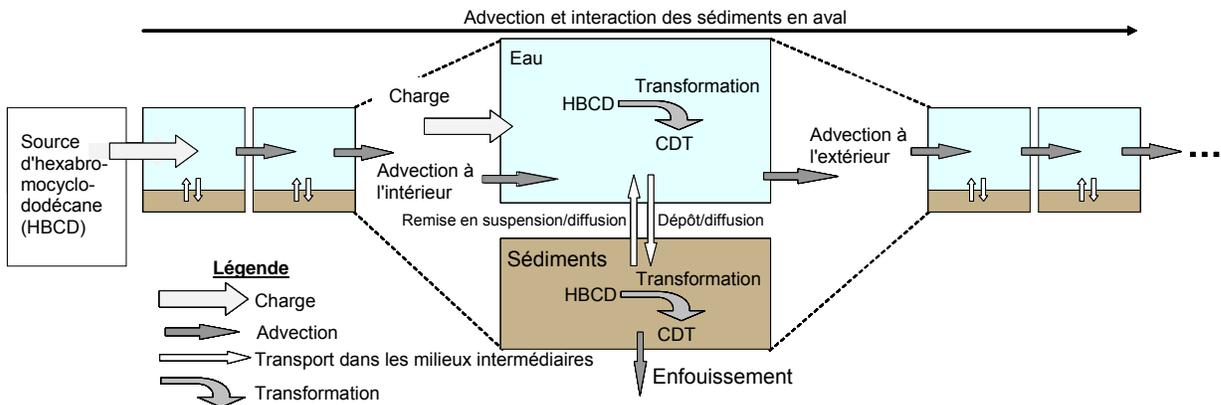
¹ Utilisation d'une mesure de log K_{oc} de 5,5 (Howard *et al.*, 1996)

ANNEXE B. Détermination des concentrations environnementales estimées (CEE) chez les organismes pélagiques et benthiques au moyen d'un modèle multicompartiments de fugacité de niveau III

On a appliqué un modèle de répartition multicompartiments reposant sur le concept de fugacité de niveau III (à l'état stable), lequel est basé sur le modèle plurispécifique de niveau IV décrit par Cahill *et al.* (2003), en vue d'estimer l'exposition à l'HBCD dans les milieux pélagiques et benthiques. Le modèle de Cahill *et al.* a pour importante caractéristique de modéliser le devenir des dérivés en plus de celui de la substance chimique mère. La dégradation de l'HBCD en cyclododéca-1,5,9-triène (CDT) est considérée comme un devenir important de cette substance. Ce dérivé a donc été ajouté au modèle en qualité d'espèce supplémentaire. Le CDT ne figurait pas dans l'analyse du quotient de risque de l'HBCD, mais on en a tenu compte pour ce qui est de la persistance globale de la substance mère.

La figure 2-1 donne un aperçu conceptuel du modèle de fugacité. Il s'agit d'un modèle de bilan de masse comprenant une série vers l'aval de dix compartiments comportant chacun un milieu humide et un milieu sédimentaire. Aux fins de la modélisation, on présume que le courant est en ligne droite avec des croisements uniformes et rectangulaires sans végétation dans le cours d'eau ou sur les rives, sinon très peu. On considère l'entrée d'eau à l'embouchure comme constante, à partir d'une source stable et verticale.

Figure 2-1. Aperçu conceptuel du modèle multicompartiments de fugacité, utilisé pour estimer les concentrations d'HBCD dans l'eau et les sédiments



Pour chaque compartiment, on modélise la fugacité (f) de l'HBCD et du dérivé potentiellement persistant, le CDT, dans chaque milieu (eau, sédiments). La fugacité, exprimée en pascals (Pa), représente la « pression partielle » d'une espèce chimique dans un milieu donné, et elle est analogue à la concentration, C (mol/m^3), normalisée en fonction de l'affinité relative de la substance chimique pour un milieu donné (appelée également la « capacité de fugacité », Z [$\text{mol}/\text{m}^3 \cdot \text{Pa}$]). Par conséquent, $f = C/Z$ (Mackay, 1991).

Mise à part la charge (qui est un taux de rejet connu [mol/h]), le transfert de masse associé à chaque phénomène (mol/h) est représenté par le produit d'un coefficient de fugacité (D ,

exprimé en mol/h.Pa) par f (Pa) pour d'autres compartiments/espèces (entrées) ou compartiments ou espèces modélisés (sorties). La conversion de l'HBCD en CDT est comprise dans les termes de la réaction. Pour obtenir un examen détaillé des équations de ce modèle, on renvoie le lecteur au document de travail à l'appui de la présente évaluation (Environnement Canada, 2009).

Principales hypothèses du modèle :

1. Rejet chimique dans l'eau seulement
2. Volatilisation ou transport négligeable entre les milieux atmosphériques et aquatiques
3. Les eaux de surface sont composées d'eau pure, de solides en suspension et de phases biotiques.
4. Les sédiments benthiques sont composés d'eau pure et de phases sédimentaires solides.
5. Phénomènes de réaction de premier ordre
6. Mélange complet instantané dans les compartiments
7. Équilibre entre les phases (eau pure, matières solides sédimentaires et biote) dans un compartiment donné

Paramètres du modèle

Les paramètres d'entrée pour ce modèle comprennent les propriétés chimiques (p. ex., $\log K_{oe}$, K_{co} , taux de dégradation), les taux de rejet de la substance, l'état des eaux réceptrices (p. ex., débit fluvial et débit d'eau) et les paramètres environnementaux génériques (p. ex., teneur en carbone organique des sédiments et taux de dépôt des sédiments). Les paramètres environnementaux ont été choisis de manière à représenter les rivières du Sud de l'Ontario à partir des paramètres du modèle ChemCan (Webster *et al.*, 2004) et de Cahill *et al.* (2003) et des caractéristiques physiques plausibles de réseaux hydrographiques semblables (tenant compte des valeurs résumées dans Chapra, 1997 et dans Gobas *et al.*, 1998). Pour la présente évaluation, le modèle s'étend sur 5 000 m et se divise en dix compartiments. La longueur du premier compartiment et celle du dernier ont été établies à 100 m et celle de chacun des huit autres compartiments à 600 m.

Estimation des émissions et scénarios du modèle

On a estimé les charges du modèle à l'aide des quantités déclarées en réponse à l'avis publié en application de l'article 71 (Environnement Canada, 2001), des facteurs d'émission par défaut recommandés par l'OCDE (2004a) et des périodes d'émission par défaut recommandées dans le document d'orientation technique du Bureau Européen des Substances Chimiques (BESC, 2003). D'après les renseignements fournis en réponse à l'avis publié en application de l'article 71, les volumes d'importation annuels pour l'année 2000 étaient compris entre 100 000 et 1 000 000 kg. En outre, on a estimé que l'utilisation annuelle d'HBCD dans chaque installation canadienne serait comprise entre 10 000 kg/an et 100 000 kg/an. On a créé deux groupes de scénarios de rejets pour représenter les activités liées à l'HBCD qui ont vraisemblablement lieu au Canada – manutention des matières premières (groupe de scénarios 1) et formulation (groupe de scénarios 2). L'OCDE (2004a) définit la manutention des matières premières comme la manutention des matières premières de leur arrivée sur place à leur ajout aux polymères,

notamment la manutention manuelle de sacs, les bandes transporteuses ou les pompes de transfert à partir des récipients de stockage en vrac. La formulation est alors le processus par lequel on incorpore des additifs tels que l'HBCD aux matières (p. ex., du plastique) pendant la production de polymères, et elle comprend le traitement et la transformation finale (OCDE, 2004a). On a séparé ces deux activités, en vue d'estimer le risque supplémentaire prévu de chaque activité. On ne produit pas d'HBCD au Canada et une usine préparant des formulations devra sans doute également assurer la manutention des matières premières. Dans de telles usines, les risques supplémentaires prévus consécutifs à la manutention de matières premières s'additionnent à ceux associés à la confection de mélanges.

Pour le groupe de scénarios 1, on a appliqué un facteur d'émission de 0,6 % basé sur les paramètres de l'OCDE (2004a) et des périodes d'émissions de 200 jours pour des utilisations de 100 000 kg/an et de 60 jours pour des utilisations de 10 000 kg/an (d'après le tableau B2.8 de l'annexe I du document d'orientation technique). Pour chaque taux d'utilisation, on a appliqué trois degrés possibles de traitement des eaux usées (aucun traitement, traitement primaire et traitement secondaire) avec des taux d'élimination estimés au moyen d'EPIWIN (2000). La combinaison des deux taux d'utilisation et des trois degrés possibles de traitement des eaux usées a donné six possibilités de scénarios d'émissions pour la manutention des matières premières (scénarios 1a à 1f). Dans le groupe de scénarios 2, on a appliqué un facteur d'émission de 0,055 % basé sur les paramètres de l'OCDE (2004a) et les mêmes périodes d'émission ainsi que les mêmes degrés de traitement des eaux usées que pour le groupe de scénarios 1, ce qui a également donné six possibilités de scénarios d'émissions pour la formulation (scénarios 2a à 2f). Il est à noter que les paramètres d'émissions de l'OCDE et du document d'orientation technique ont été établis d'après l'avis d'experts et qu'ils ont tendance à correspondre aux pires éventualités.

On a tenu pour acquis que tous les scénarios de rejets décrivaient des activités industrielles à une usine générique située au sud de l'Ontario. On a eu recours à des scénarios génériques afin de pouvoir utiliser des quantités approximatives d'émissions en l'absence de données sur un site particulier. L'usine générique était située au sud de l'Ontario, car cette région est associée à d'importantes activités industrielles, et on pourrait donc s'attendre à y trouver des usines de traitement et de production qui utilisent de l'HBCD. Les caractéristiques des dimensions des rivières de ces scénarios ont été choisies pour représenter la moyenne des rivières « de taille moyenne » de la région industrialisée du lac Érié et des basses terres du Sud de l'Ontario (c.-à-d. la moyenne de 33 % des rivières de cette région, selon la base de données Hydat d'Environnement Canada). Le débit fluvial des rivières correspondait au 25^e percentile du débit fluvial de ces rivières.

On a saisi les scénarios de rejets dans le modèle multicompartiments de fugacité et on a utilisé les résultats obtenus pour estimer les concentrations potentielles d'exposition des organismes pélagiques dans la colonne d'eau. Pour chaque scénario, la concentration dissoute d'HBCD, dont on prévoyait qu'elle se produirait dans les 100 premiers mètres à partir du point d'émission, appelée la C_{\max} , a été prise en considération pour représenter une concentration d'exposition raisonnable et prudente dans la rivière et elle a été sélectionnée en tant que concentration environnementale estimée (CEE). Cette concentration équivaut à

celle obtenue par un mélange complet instantané de la substance dans les 100 premiers mètres de distance du point d'émission dans la rivière.

Le tableau 2-1 résume les caractéristiques et paramètres principaux des entrées dans le modèle pour chaque scénario.

Résultats du modèle et analyse du risque

Avant de calculer les quotients de risque pour les milieux benthiques et pélagiques, on a évalué les scénarios et les concentrations prévues par le modèle quant à leur degré de « réalisme » en ce qui concerne les conditions de rejet d'HBCD réelles et prévues au Canada. Le scénario 1a a donné une concentration maximale d'HBCD dans la colonne d'eau supérieure à la mesure de l'hydrosolubilité de cette substance (voir le tableau 1). En outre, après examen, on a jugé qu'il n'y aurait pas de rejet direct d'HBCD dans les cours d'eau sans traitement primaire ou secondaire des eaux usées dans des conditions d'exploitation normales des installations de traitement. Compte tenu de ces renseignements, les scénarios sans traitement des eaux usées (c.-à-d. « aucun traitement ») ont été exclus de la caractérisation des risques (c.-à-d. qu'on n'a pas calculé les quotients de risque).

Organismes pélagiques

Le tableau 2-2 résume les résultats relatifs au quotient de risque obtenus pour les organismes pélagiques avec les scénarios retenus. Les quotients de risque allaient de 0,071 à 3,75 pour une quantité d'utilisation annuelle par installation de 10 000 kg/an et de 0,179 à 10,7 pour une quantité d'utilisation de 100 000 kg/an. Les concentrations d'HBCD dissoutes dans l'eau dépassaient la concentration estimée sans effet (CESE) pour tous les scénarios de manutention des matières premières (groupe de scénarios 1), sauf pour les installations traitant des petits volumes (10 000 kg/an) effectuant un traitement secondaire des eaux usées. Pour les scénarios de formulation (groupe de scénarios 2), les concentrations prévues d'HBCD dissoutes dans l'eau étaient inférieures à la CESE pour tous les scénarios, sauf pour les installations traitant des petits volumes (10 000 kg/an) effectuant un traitement primaire.

D'après les résultats des quotients de risque, on en conclut que les concentrations d'HBCD dans les eaux de surface résultant des activités associées à la manutention des matières premières et à la formulation peuvent causer des effets nocifs sur les populations d'organismes pélagiques au Canada. L'application de procédés de traitement secondaire aux cours d'eau qui viennent des usines de traitement d'HBCD réduit beaucoup le risque potentiel. Toutefois, les valeurs d'exposition prévues sont encore supérieures à la dose minimale d'effets observables pour les scénarios associés à la production de grandes quantités (p. ex., 100 000 kg/an) et qui ont recours à des procédés de traitement primaire des eaux usées. Il est à noter que bien qu'on prévoie une diminution des concentrations d'HBCD en fonction de la distance, on s'attend à ce que la distance potentielle des répercussions en aval (c.-à-d. la distance pour laquelle les quotients de risque sont supérieurs à 1) soit importante (plus de 5 000 mètres).

Organismes benthiques

Le tableau 2-3 résume les résultats relatifs au quotient de risque obtenus pour les organismes benthiques avec chaque scénario retenu. Les résultats des organismes benthiques se comparent généralement à ceux des organismes pélagiques. Les quotients de risque allaient de 0,051 à 2,37 pour une quantité d'utilisation annuelle par installation de 10 000 kg/an et de 0,152 à 7,11 pour une quantité d'utilisation de 100 000 kg/an. Les concentrations d'HBCD prévues dans les sédiments en vrac dépassaient la concentration estimée sans effet (CESE) pour les scénarios associés à la manutention de gros volumes de matières premières (scénarios 1b et 1c) et aux installations traitant de plus petits volumes de matières premières n'effectuant qu'un traitement primaire des eaux usées (scénario 1e). Les concentrations d'HBCD prévues dans les sédiments en vrac étaient inférieures à la CESE pour tous les scénarios de formulation (groupe de scénarios 2), ce qui laisse penser que les estimations actuelles des volumes de sédiments en vrac pour cette activité ne devraient pas dépasser les concentrations minimales avec effet chez les organismes. Il est à noter que bien qu'on prévoie une diminution des concentrations d'HBCD en fonction de la distance, on s'attend à ce que la distance potentielle des répercussions en aval (c.-à-d. la distance pour laquelle les quotients de risque sont supérieurs à 1) soit importante (> 5 000 m).

Tableau 2-1. Taux d'émission d'HBCD, caractéristiques des rivières et rejets pour les scénarios de rejets du modèle de fugacité

Activité industrielle												
Quantité utilisée à l'usine (kg/an)												
100 000	100 000	100 000	10 000	10 000	10 000	100 000	100 000	100 000	10 000	10 000	10 000	
Scénarios de manutention des matières premières						Scénarios de formulation						
1a.	1b	1c	1d	1e	1f	2a	2b	2c	2d	2e	2f	
Facteur d'émission (%) ²												
0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,055	0,055	0,055	0,055	0,055	0,055	
Jours d'émissions ³												
200	200	200	60	60	60	200	200	200	60	60	60	
Quantité rejetée par l'installation (kg/jour)												
3	3	3	1	1	1	0,275	0,275	0,275	0,092	0,092	0,092	
Type de traitement des eaux usées												
Aucun	1 ^{o4}	2 ^{o5}	Aucun	1 ^o	2 ^o	Aucun	1 ^o	2 ^o	Aucun	1 ^o	2 ^o	
Taux d'élimination du traitement (%) ⁶												
0	57	90	0	57	90	0	57	90	0	57	90	
Quantité d'HBCD rejetée dans la rivière (kg/jour)												
3	1,28	0,3	1	0,43	0,1	0,28	0,12	0,028	0,092	0,039	0,0092	
Débit fluvial (m ³ /s) ⁷												
0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	0,85	
Tirant d'eau moyen (m) ⁸												
0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	
Vitesse de la rivière (m/s) ⁸												
0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	0,31	
Largeur de la rivière (m) ⁸												
8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	8,5	

¹ Environnement Canada, 2001

² OCDE, 2004a

³ BESC, 2003

⁴ Traitement primaire des eaux usées

⁵ Traitement secondaire des eaux usées

⁶ De STPWIN (EPIWIN, 2000).

⁷ On a estimé le débit en tenant compte des données sur l'écoulement fluvial dans le Sud de l'Ontario tirées de la base de données HYDAT (Archives nationales des données hydrologiques, Environnement Canada). Celui-ci représente généralement le 25^e percentile des débits observés.

⁸ La géométrie des chenaux et les paramètres hydrauliques ont été estimés au moyen d'équations établies spécialement pour le Sud de l'Ontario (Boivin, 2005).

Tableau 2-2. Analyse des résultats du modèle et du quotient de risque pour les organismes pélagiques

Activité industrielle											
Quantité utilisée à l'usine (kg/an)											
100 000	100 000	100 000	10 000	10 000	10 000	100000	100 000	100000	10 000	10 000	10 000
Scénarios de manutention des matières premières						Scénarios de formulation					
1a.	1b	1c	1d	1e	1f	2a	2b	2c	2d	2e	2f
Type de traitement des eaux usées											
Aucun	1° ¹	2° ²	Aucun	1°	2°	Aucun	1°	2°	Aucun	1°	2°
CESE (mg/L)											
5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴	5,6×10 ⁻⁴
Concentration maximale (C _{max} , mg/L) ³											
0,015 ⁵	0,006	0,001	0,0049	0,0021	0,0005	0,0013	0,0006	0,0001	0,00045	0,00019	0,00004
Concentration à 5 km en aval du point d'émission (C ₅₀₀₀ , mg/L) ⁴											
0,010	0,004	0,001	0,0034	0,0015	0,0003	0,0009	0,0004	0,0001	0,00032	0,00013	0,00003
Quotient de risque maximal (Q _{max} = C _{max} /CESE)											
S. O. ⁶	10,7	1,79	S. O. ⁶	3,75	0,893	S. O. ⁶	1,07	0,179	S. O. ⁶	0,339	0,071
Distance (m) avec Q > 1											
S. O. ⁶	> 5000	> 5000	S. O. ⁶	> 5000	S. O. ⁷	S. O. ⁶	> 5000	S. O. ⁷	S. O. ⁶	S. O. ⁷	S. O. ⁷

¹ Traitement primaire des eaux usées

² Traitement secondaire des eaux usées

³ C_{max} représente la concentration d'HBCD dissoute dans les 100 premiers mètres en aval du point de rejet.

⁴ C₅₀₀₀ représente la concentration d'HBCD dissoute à une distance allant de 4 900 à 5 000 m en aval du point de rejet.

⁵ La concentration d'HBCD dissoute prévue dépasse l'hydrosolubilité mesurée (voir le tableau 1).

⁶ On n'a pas calculé le quotient de risque, car les scénarios de « non traitement » ont été jugés irréalistes.

⁷ Sans objet, car la concentration d'exposition prévue était inférieure à la concentration sans effet estimée.

Tableau 2-3. Analyse des résultats du modèle et du quotient de risque pour les organismes benthiques

Activité industrielle											
Quantité utilisée à l'installation (kg/an)											
100 000	100 000	100 000	10 000	10 000	10 000	100 000	100 000	100 000	10 000	10 000	10 000
Scénarios de manutention des matières premières						Scénarios de formulation					
1a.	1b	1c	1d	1e	1f	2a	2b	2c	2d	2e	2f
Type de traitement des eaux usées											
Aucun	1° ¹	2° ²	Aucun	1°	2°	Aucun	1°	2°	Aucun	1°	2°
CESE (mg/L)											
6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Concentration maximale (C_{max} , mg/L) ³											
108,2	46,2	10,8	36,1	15,4	3,6	9,92	4,24	0,99	3,31	1,41	0,33
Concentration à 5 km en aval du point d'émission (C_{5000} , mg/L) ⁴											
76,7	32,8	7,7	25,6	10,9	2,6	7,03	3,01	0,70	2,34	1,00	0,23
Quotient de risque maximal ($Q_{max} = C_{max}/CESE$)											
S. O. ⁵	7,11	1,67	S. O. ⁵	2,37	0,553	S. O. ⁵	0,652	0,152	S. O. ⁵	0,217	0,051
Distance (m) avec $Q > 1$											
S. O. ⁵	> 5000	> 5000	S. O. ⁵	> 5000	S. O. ⁶	S. O. ⁵	S. O. ⁶	S. O. ⁶	S. O. ⁵	S. O. ⁶	S. O. ⁶

¹ Traitement primaire des eaux usées

² Traitement secondaire des eaux usées

³ C_{max} représente la concentration d'HBBCD dans les sédiments dans les 100 premiers mètres en aval du point de rejet.

⁴ C_{5000} représente la concentration d'HBBCD dans les sédiments à une distance allant de 4 900 à 5 000 m en aval du point de rejet.

⁵ On n'a pas calculé le quotient de risque, car les scénarios de « non traitement » ont été jugés irréalistes.

⁶ Sans objet, car la concentration d'exposition prévue était inférieure à la concentration sans effet estimée.

Annexe C. Formulaires pour sommaire de rigueur d'études concernant les principales études sur l'HBCD

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Persistence

Élément	Oui	Non
Référence : CMABFRIP. 1996. Hexabromocyclododécane (HBCD): Closed bottle test. Wildlife International Ltd. Project No. 439E-102. Wildlife International Ltd. (11 novembre 1996).		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (hexabromocyclododécane)		
Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Méthode		
Références	X	
Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'étude (photodégradation, hydrolyse, biodégradation, autre – préciser, mais ne pas évaluer) : biodégradation		
Type d'essai (aérobie ou anaérobie – préciser, mais ne pas évaluer) : aérobie		
Milieu d'essai (air, eau, sol ou sédiments – préciser, mais ne pas évaluer) : boues activées		
Des renseignements sont-ils disponibles sur la stabilité de la substance dans le milieu préoccupant indiqué?	X	
Témoins (positifs ou négatifs) : négatifs et positifs (référence)	X	
Nombre de répétitions (y compris les témoins)	X	
Température	X	
Durée de l'expérience	X	
Pour la photodégradation seulement		
Sources de lumière (préciser) :		
Spectre de la lumière et intensité relative selon l'intensité de la lumière du soleil :		
Pour l'hydrolyse seulement		
Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?		
Propriétés fondamentales de l'eau (pH, dureté, etc.)		
Pour la biodégradation seulement		
Biodégradation immédiate ou intrinsèque (préciser) : immédiate	X	
Inoculum (concentration et source) :	X	
Résultats		
Paramètres : absorption d'oxygène moyenne chez les témoins, référence et traitements utilisés pour calculer la demande biochimique en oxygène (DBO) et le pourcentage de dégradation à chaque intervalle d'échantillonnage. On n'a observé aucune dégradation de la substance d'essai au cours de la période d'essai de 28 jours.		
Information sur les produits de répartition (ne pas évaluer ce point) : non		
Note globale : 11/11 = 100 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : Élevée		
Remarques :		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Persistance

Élément	Oui	Non
Référence : ACCBFRIP. 2003b. Evaluation of aerobic and anaerobic transformation of hexabromocyclododecane in aquatic sediment systems. Environmental Chemistry Research Laboratory Project Study ID 021081. Midland (MI) : The Dow Chemical Company (5 mars 2003).		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (hexabromocyclododécane)		
Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Méthode		
Références	X	
Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'étude (photodégradation, hydrolyse, biodégradation, autre – préciser, mais ne pas évaluer) : biodégradation		
Type d'essai (aérobie ou anaérobie – préciser, mais ne pas évaluer) : aérobie et anaérobie		
Milieu d'essai (air, eau, sol ou sédiments – préciser, mais ne pas évaluer) : sédiments		
Des renseignements sont-ils disponibles sur la stabilité de la substance dans le milieu préoccupant indiqué?	X	
Témoins (positifs ou négatifs) : négatifs	X	
Nombre de répétitions (y compris les témoins)	X	
Température	X	
Durée de l'expérience	X	
Pour la photodégradation seulement		
Sources de lumière (préciser) :		
Spectre de la lumière et intensité relative selon l'intensité de la lumière du soleil :		
Pour l'hydrolyse seulement		
Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?		
Propriétés fondamentales de l'eau (pH, dureté, etc.)		
Pour la biodégradation seulement		
Biodégradation immédiate ou intrinsèque (préciser) : immédiate	X	
Inoculum (concentration et source) :	X	
Résultats		
Paramètres : concentration de la substance cible à des intervalles de temps choisis tout au long de la période d'exposition utilisée pour calculer les demi-vies de biotransformation. On a déterminé que les demi-vies de biotransformation du HBCD étaient de 11 et 32 jours dans le système aérobie et de 1,1 et 1,5 jour dans le système anaérobie.		
Information sur les produits de répartition (ne pas évaluer ce point) : oui, non détectés		
Note globale : 11/11 = 100 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : Élevée		
Remarques :		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Persistance

Élément	Oui	Non
Référence : ACCBFRIP. 2003c. Evaluation of aerobic and anaerobic transformation of hexabromocyclododecane in soil. Environmental Chemistry Research Laboratory Project Study ID 021082. Midland (MI) : The Dow Chemical Company (5 mars 2003).		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (hexabromocyclododécane)		
Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Méthode		
Références	X	
Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'étude (photodégradation, hydrolyse, biodégradation, autre – préciser, mais ne pas évaluer) : biodégradation		
Type d'essai (aérobie ou anaérobie – préciser, mais ne pas évaluer) : aérobie et anaérobie		
Milieu d'essai (air, eau, sol ou sédiments – préciser, mais ne pas évaluer) : sol		
Des renseignements sont-ils disponibles sur la stabilité de la substance dans le milieu préoccupant indiqué?	X	
Témoins (positifs ou négatifs) : négatifs	X	
Nombre de répétitions (y compris les témoins)	X	
Température	X	
Durée de l'expérience	X	
Pour la photodégradation seulement		
Sources de lumière (préciser) :		
Spectre de la lumière et intensité relative selon l'intensité de la lumière du soleil :		
Pour l'hydrolyse seulement		
Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?		
Propriétés fondamentales de l'eau (pH, dureté, etc.)		
Pour la biodégradation seulement		
Biodégradation immédiate ou intrinsèque (préciser) : immédiate	X	
Inoculum (concentration et source) :	X	
Résultats		
Paramètres : concentration de la substance cible à des intervalles de temps choisis tout au long de la période d'exposition utilisée pour calculer les demi-vies de biotransformation. On a déterminé que les demi-vies de biotransformation du HBCD étaient de 63 et 6,9 jours dans les sols aérobies et anaérobies, respectivement.		
Information sur les produits de répartition (ne pas évaluer ce point) : oui, non détectés		
Note globale : 11/11 = 100 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : Élevée		
Remarques :		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Persistance

Élément	Oui	Non
Référence : EBFRIIP. 2004. Investigation of the biodegradation of [14C]hexabromocyclododecane in sludge, sediment, and soil. Toxicology and Environmental Research and Consulting Laboratory Project Study ID 031178. Midland (MI) : The Dow Chemical Company (30 novembre 2004).		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (hexabromocyclododécane) Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Méthode		
Références	X	
Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'étude (photodégradation, hydrolyse, biodégradation, autre – préciser, mais ne pas évaluer) : biodégradation		
Type d'essai (aérobie ou anaérobie – préciser, mais ne pas évaluer) : aérobie et anaérobie		
Milieu d'essai (air, eau, sol ou sédiments – préciser, mais ne pas évaluer) : sol, sédiments et boues		
Des renseignements sont-ils disponibles sur la stabilité de la substance dans le milieu préoccupant indiqué?	X	
Témoins (positifs ou négatifs) : négatifs	X	
Nombre de répétitions (y compris les témoins)	X	
Température	X	
Durée de l'expérience	X	
Pour la photodégradation seulement		
Sources de lumière (préciser) :		
Spectre de la lumière et intensité relative selon l'intensité de la lumière du soleil :		
Pour l'hydrolyse seulement		
Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?		
Propriétés fondamentales de l'eau (pH, dureté, etc.)		
Pour la biodégradation seulement		
Biodégradation immédiate ou intrinsèque (préciser) : immédiate	X	
Inoculum (concentration et source) :	X	
Résultats		
Paramètres : paramètres numériques non déterminés, comme l'objectif de l'étude était d'effectuer des recherches sur les voies d'exposition et les principaux produits formés pendant la dégradation.		
Information sur les produits de répartition (ne pas évaluer ce point) : oui		
Note globale : 11/11 = 100 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : Élevée		
Remarques :		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Persistance

Élément	Oui	Non
Référence : Gerecke, A.C. <i>et al.</i> , 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. <i>Chemosphere</i> 64:311-317.		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 1,2,5,6,9,10-hexabromocyclododécane (hexabromocyclododécane)		
Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits) : pureté, pas la composition	X	
Méthode		
Références		X
Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?		X
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant	X	
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	Inconnue	
Conception et conditions des essais		
Type d'étude (photodégradation, hydrolyse, biodégradation, autre – préciser, mais ne pas évaluer) : biodégradation		
Type d'essai (aérobie ou anaérobie – préciser, mais ne pas évaluer) : anaérobie		
Milieu d'essai (air, eau, sol ou sédiments – préciser, mais ne pas évaluer) : boues d'épuration		
Des renseignements sont-ils disponibles sur la stabilité de la substance dans le milieu préoccupant indiqué?		X
Témoins (positifs ou négatifs) : négatifs	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) : imprécis, mais définition d'une fourchette (voir la section Remarques)	X	
Température	X	
Durée de l'expérience : imprécise, mais définition d'une limite supérieure (voir la section Remarques)	X	
Pour la photodégradation seulement		
Sources de lumière (préciser) :		
Spectre de la lumière et intensité relative selon l'intensité de la lumière du soleil :		
Pour l'hydrolyse seulement		
Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?		
Propriétés fondamentales de l'eau (pH, dureté, etc.)		
Pour la biodégradation seulement		
Biodégradation immédiate ou intrinsèque (préciser) : immédiate	X	
Inoculum (concentration et source) :	X	
Résultats		
Paramètres : constantes du taux de dégradation et demi-vies pour le mélange technique et pour chaque isomère. Seules les valeurs du mélange technique ont été indiquées. La constante du taux de l'HBCD technique était de $1,1 \pm 0,3 \text{ j}^{-1}$, ce qui correspond à une demi-vie de 0,66 jour.		
Information sur les produits de répartition (ne pas évaluer ce point) : non		
Note globale : 8/11 = 73 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 2		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : satisfaisante		
Remarques : L'étude est consignée dans un article de journal; par conséquent, tous les détails ne sont pas inclus. Plusieurs ignifugeants bromés ont été soumis à des essais en même temps, et l'article détaille la méthodologie et les résultats globaux. Bien que la méthode utilisée ne soit pas normalisée, elle semble rigoureusement scientifique et l'étude a bien été menée. Certains renseignements importants (comme le nombre de réplicats et la durée d'exposition pour les essais sur l'HBCD) ne sont pas fournis.		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Bioaccumulation

Élément	Oui	Non
Référence : Veith <i>et al.</i> , 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. <i>J Fish Res Board Can</i> 36:1040-1048.		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 3194-55-6 (hexabromocyclododécane)		
*Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)		X
Persistence/stabilité de la substance d'essai dans le système d'essai	X	
Méthode		
Références	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant	s.o.	
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	s.o.	
Organismes d'essai (préciser les noms communs et latins) : tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	X	
Sexe	s.o.	
Longueur et poids des organismes d'essai		X
Nombre d'organismes d'essai par réplicat	X	
Type et périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai (sur le terrain, en laboratoire) : en laboratoire	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations	X	
*Des concentrations mesurées sont-elles indiquées? Concentration d'exposition moyenne mesurée; la description de la méthodologie d'essai précise que la concentration a été mesurée quotidiennement.	X	
*La concentration chimique dans l'eau était-elle inférieure à l'hydrosolubilité de la substance? Concentration moyenne mesurée : 6 µg/L; hydrosolubilité : de 3,4 à 8,6 µg/L	X	
*La durée de l'expérience était-elle semblable ou plus longue par rapport au temps requis pour que la concentration chimique dans l'organisme et dans l'eau atteigne un état stable? Durée de l'exposition : 32 jours; FBC à l'état stable calculé à partir de l'exposition de 32 jours.	X	
Les conditions du milieu d'exposition (température, pH, COT, COD, O.D., autre) ont-elles été mentionnées? La température, l'O.D. (saturation), la dureté, l'alcalinité et le pH de l'eau d'essai ont été mentionnés.	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage : précise quelles méthodes de l'EPA des États-Unis (US EPA, 1975) sont utilisées.	X	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai		X
Information sur les agents émulsionnants utilisés pour les substances peu solubles ou instables	X	
Méthodes statistiques utilisées	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? (ne pas évaluer ce point)	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? (ne pas évaluer ce point)	X	
Résultats		
Paramètres et valeurs (FBA, FBC ou log K _{oe} ; ne pas évaluer ce point) : FBC = 18 100		
FBA ou FBC déterminés comme : 1) le rapport des concentrations de la substance dans l'organisme et dans l'eau, ou 2) le rapport entre l'absorption de la substance et les constantes du taux d'élimination (1 ou 2 – préciser; ne pas évaluer ce point) : 1		
A-t-on obtenu le FBA/FBC à partir d'un échantillon de tissu ou d'un organisme entier (ne pas évaluer ce point)?	X	
Indication mentionnant si le FBA/FBC utilisé correspond à une valeur moyenne (préciser; ne pas évaluer ce point)	X	
Indication mentionnant si le FBA/FBC utilisé correspond à une valeur maximale (préciser; ne pas évaluer ce point)		X
*A-t-on précisé le FBA/FBC en fonction de valeurs normalisées pour les lipides, ou a-t-on indiqué le pourcentage (%) de lipides?	X	
Note : points principaux – 5/6; note globale : 17/20 = 85 %		
Code de fiabilité (Klimisch) : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : élevée		
Remarques :		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Bioaccumulation

Élément	Oui	Non
Référence : CMABFRIP. 2000. Hexabromocyclododecane (HBCD) : A flow-through bioconcentration test with the rainbow trout (<i>Oncorhynchus mykiss</i>). Easton (MD) : Wildlife International Ltd. Project No. 439A-11.		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 3194-55-6 (hexabromocyclododécane)		
*Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Persistance/stabilité de la substance d'essai dans le système d'essai	X	
Méthode		
Références	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant	s.o.	
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Organismes d'essai (préciser les noms communs et latins) : truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai : même source et groupe d'âge	X	
Sexe	s.o.	
Longueur et poids des organismes d'essai	X	
Nombre d'organismes d'essai par réplicat	X	
Type et périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai (sur le terrain, en laboratoire) : en laboratoire	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations	X	
*Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	X	
*La concentration chimique dans l'eau était-elle inférieure à l'hydrosolubilité de la substance?	X	
*La durée de l'expérience était-elle semblable ou plus longue par rapport au temps requis pour que la concentration chimique dans l'organisme et dans l'eau atteigne un état stable? État stable atteint à la concentration d'essai la plus élevée, mais pas à la plus faible concentration.		X
Les conditions du milieu d'exposition (température, pH, COT, COD, O.D., autre) ont-elles été mentionnées? La température, l'O.D., le pH, la dureté, l'alcalinité, la conductivité et le COT ont été mentionnés.	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage :	X	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	X	
Information sur les agents émulsionnants utilisés pour les substances peu solubles ou instables	X	
Méthodes statistiques utilisées	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? (ne pas évaluer ce point)	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? (ne pas évaluer ce point)	X	
Résultats		
Paramètres et valeurs (FBA, FBC ou log K _{oe} ; ne pas évaluer ce point) : FBC au 35 ^e jour, à une concentration d'essai de 0,34 µg/L = 6 531 (comestible), 20 726 (non comestible), 13 085 (poisson entier) N.B. : Cette concentration ne permet pas d'atteindre l'état stable. FBC à l'état stable au 35 ^e jour, à une concentration d'essai de 3,4 µg/L = 4 650 (comestible), 12 866 (non comestible), 8 974 (poisson entier).		
FBA ou FBC déterminés comme : 1) le rapport des concentrations de la substance dans l'organisme et dans l'eau, ou 2) le rapport entre l'absorption de la substance et les constantes du taux d'élimination (1 ou 2 – préciser; ne pas évaluer ce point) : 1		
A-t-on obtenu le FBA/FBC à partir d'un échantillon de tissu ou d'un organisme entier (ne pas évaluer ce point)?	X	
Indication mentionnant si le FBA/FBC utilisé correspond à une valeur moyenne (préciser; ne pas évaluer ce point)	X	
Indication mentionnant si le FBA/FBC utilisé correspond à une valeur maximale (préciser; ne pas évaluer ce point)	X	
*A-t-on précisé le FBA/FBC en fonction de valeurs normalisées pour les lipides, ou a-t-on indiqué le pourcentage (%) de lipides?	X	
Note : points principaux – 6/7; note globale : 20/21 = 95 %		
Code de fiabilité (Klimisch) : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : élevée		
Remarques :		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Toxicité intrinsèque

Élément	Oui	Non
Référence : CMABFRIP. 1988. Hexabromocyclododecane (HBCD) : A flow-through life-cycle toxicity test with the cladoceran (<i>Daphnia magna</i>). Easton (MD) : Wildlife International Ltd. Project No. 439A-108.		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 3194-55-6 (hexabromocyclododécane)		
*Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Persistance/stabilité de la substance d'essai dans le système d'essai	X	
Méthode		
Références	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Organismes d'essai (préciser les noms commun et latin) : cladocère (<i>Daphnia magna</i>)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	X	
Sexe	s.o.	
Longueur et poids des organismes d'essai	X	
Nombre d'organismes d'essai par réplicat	X	
Type et périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai – toxicité aiguë ou chronique (préciser, mais ne pas évaluer ce point) : chronique		
Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain) précisé?	X	
Type de système (statique, semi-statique, renouvellement continu)?	X	
Témoins négatifs ou positifs (préciser)? Solvants témoins négatifs	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations	X	
Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	X	
Durée de l'exposition	X	
*Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	X	
Conditions du milieu d'exposition (température, pH, conductivité électrique, COT, COD, O.D., cations et anions principaux, autre)	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? (ne pas évaluer ce point)	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? (ne pas évaluer ce point)	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage	X	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	X	
Utilisation d'agents émulsionnants/solubilisants (surtout pour les substances peu solubles ou instables)	X	
Intervalles des contrôles analytiques	X	
Méthodes statistiques utilisées	X	
Résultats		
Valeurs de toxicité (CL ₅₀ , CE ₅₀ , ou Cl ₅₀ – préciser, ne pas évaluer ce point) : CSEO après 21 jours (survie) > 11 µg/L, CME0 après 21 jours (reproduction) = 11 µg/L, CME0 après 21 jours (croissance) = 5,6 µg/L, CSEO après 21 jours (étude générale) = 3,1 µg/L		
Autres paramètres indiqués – par exemple, FBC/FBA (préciser, ne pas évaluer ce point) : CMAT après 21 jours = 4,2 µg/L		
*La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	X	
Autres effets nocifs (p. ex., cancérogénicité, mutagénicité – ne pas évaluer ce point)		X
Note : points principaux – 5/5; note globale : 24/25 = 96 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : élevée		
Remarques : Tous les points principaux mentionnaient un « oui »; note globale de 96 %. La plus faible valeur de toxicité (5,6 µg/L) était légèrement supérieure à la valeur d'hydrosolubilité de 3,4 µg/L (25 °C) utilisée par les auteurs de l'étude. Cependant, une étude récente (EBFRIP, 2004a) a permis de mesurer une fourchette de solubilité comprise entre 2,08 et 48,8 µg/L (20 °C) pour chaque diastéréo-isomère. Température : de 19,0 à 20,5 °C; O.D. : de 7,2 à 8,8 mg/L; pH : de 8,1 à 8,4. Dureté : de 128 à 132 mg/L en tant que CaCO ₃ . Alcalinité : de 176 à 178 mg/L en tant que CaCO ₃ . Conductivité : de 310 à 320 µs/cm. Utilisation d'un solvant diméthylformamide. Bonnes performances des témoins, concentrations d'essai bien conservées tout au long de la période d'exposition.		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Toxicité intrinsèque

Élément	Oui	Non
Référence : EBFRIIP. 2004b. Hexabromocyclododécane (HBCD) : A 72-hour toxicity test with the marine diatom (<i>Skeletonema costatum</i>). Easton (MD) : Wildlife International Ltd. Project No. 439A-125.		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 3194-55-6 (hexabromocyclododécane)		
*Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Persistance/stabilité de la substance d'essai dans le système d'essai	X	
Méthode		
Références	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Organismes d'essai (préciser les noms commun et latin) : algue marine (<i>Skeletonema costatum</i>)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	s.o.	
Sexe	s.o.	
Longueur et poids des organismes d'essai	s.o.	
Nombre d'organismes d'essai par réplicat	s.o.	
Type et périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai – toxicité aiguë ou chronique (préciser, mais ne pas évaluer ce point) : aiguë		
Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain) précisé?	X	
Type de système (statique, semi-statique, renouvellement continu)?	X	
Témoins négatifs ou positifs (préciser)? Milieux témoins négatifs	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations	X	
Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	X	
Durée de l'exposition	X	
*Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	X	
Conditions du milieu d'exposition (température, pH, conductivité électrique, COT, COD, O.D., cations et anions principaux, autre)	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? (ne pas évaluer ce point)	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? (ne pas évaluer ce point)	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage	X	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	X	
Utilisation d'agents émulsionnants/solubilisants (surtout pour les substances peu solubles ou instables)	X	
Intervalle des contrôles analytiques	X	
Méthodes statistiques utilisées	X	
Résultats		
Valeurs de toxicité (CL ₅₀ , CE ₅₀ , ou CI ₅₀ – préciser, ne pas évaluer ce point) : CE ₅₀ après 72 heures (densité cellulaire, zone sous la courbe de croissance, taux de croissance) > 41,0 µg/L		
Autres paramètres indiqués – FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser, ne pas évaluer ce point) : CSEO après 72 heures (densité cellulaire, zone sous la courbe de croissance, taux de croissance) < 41,0 µg/L		
*La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	X	
Autres effets nocifs (p. ex., cancérogénicité, mutagénicité. – ne pas évaluer ce point)		X
Note : points principaux – 5/5; note globale : 22/22 = 100 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : élevée		
Remarques : Tous les points principaux mentionnaient un « oui »; note globale de 100 %. La concentration d'essai choisie (41,0 µg/L) est nettement supérieure à l'hydrosolubilité déclarée de 3,4 à 8,6 µg/L (25 °C) pour l'HBCD total; toutefois, une étude récente (EBFRIP,2004a) a permis de mesurer des valeurs de solubilité comprises entre 2,08 et 48,8 µg/L à 20 °C pour chaque diastéréo-isomère. Par conséquent, bien que la présente étude n'ait déterminé aucun paramètre de toxicité, il faut considérer les résultats présentés comme significatifs dans le contexte d'un essai de télémétrie. Température : de 18,0 à 22,0 °C; pH de 7,9 à 8,4. Intensité de l'éclairage : de 4 130 à 4 660 lux. La croissance des témoins pendant la période d'essai de 3 jours était de 10 à 11 fois, et inférieure à la croissance de 16 fois recommandée par l'OCDE pour la validité de l'essai. Néanmoins, il convient de considérer que la réponse entre les témoins et la solution d'essai était suffisamment délimitée pour indiquer que l'inhibition se produisait dans les flacons de la substance d'essai.		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Toxicité intrinsèque

Élément	Oui	Non
Référence : Oetken <i>et al.</i> , 2001. Validation of the preliminary EU-concept of assessing the impact of chemicals to organisms in sediment by using selected substances. UBA-FB 299 67 411. Dresden (DE): Institute of Hydrobiology, Dresden University of Technology		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 3194-55-6 (hexabromocyclododécane)		
*Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)		X
Persistence/stabilité de la substance d'essai dans le système d'essai	X	
Méthode		
Références	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	Non indiqué	
Organismes d'essai (préciser les noms commun et latin) : oligochète (<i>Lumbriculus variegatus</i>)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	X	
Sexe	s.o.	
Longueur et poids des organismes d'essai	X	
Nombre d'organismes d'essai par réplicat	X	
Type et périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai – toxicité aiguë ou chronique (préciser, mais ne pas évaluer ce point) : chronique		
Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain) précisé?	X	
Type de système (statique, semi-statique, renouvellement continu)?	X	
Témoins négatifs ou positifs (préciser)? Solvants témoins négatifs	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations	X	
Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	X	
Durée de l'exposition	X	
*Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	X	
Conditions du milieu d'exposition (température, pH, conductivité électrique, COT, COD, O.D., cations et anions principaux, autre)	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? (ne pas évaluer ce point)	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? (ne pas évaluer ce point)	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage	s.o.	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	X	
Utilisation d'agents émulsionnants/solubilisants (surtout pour les substances peu solubles ou instables)	X	
Intervalle des contrôles analytiques	X	
Méthodes statistiques utilisées	X	
Résultats		
Valeurs de toxicité (CL ₅₀ , CE ₅₀ , ou CI ₅₀ – préciser, ne pas évaluer ce point): CSEO après 28 jours (nombre de vers) = 3,25 mg/kg de sédiments (poids sec); CSEO après 28 jours (nombre de vers) = 29,25 mg/kg de sédiments (poids sec); CSEO après 28 jours (grands vers par rapport aux petits vers, biomasse moyenne) = 29,25 mg/kg de sédiments (poids sec); CSEO après 28 jours (grands vers par rapport aux petits vers, biomasse moyenne) = 311,35 mg/kg de sédiments (poids sec).		
Autres paramètres indiqués – FBC/FBA (préciser, ne pas évaluer ce point) :		
*La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	s.o.	
Autres effets nocifs (cancérogénicité, mutagénicité, etc. – ne pas évaluer ce point) déformation (aucune)	X	
Note : points principaux – 2/4; note globale : 20/22 = 91 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 2		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : satisfaisante		
Remarques : On a utilisé une ligne directrice modifiée (essai n° 218) de l'OCDE et bien que les BPL n'aient pas été précisées dans le rapport, la description de la méthodologie est conforme à ces pratiques. Il convient de considérer que l'étude a respecté les principes scientifiques de base et que toutes les données et la documentation nécessaires ont été soumises. Température : 20 °C; O.D. : de 7,52 ± 0,81 mg/L; pH de 8,7 ± 0,15. Conductivité : de 1 026 ± 199 µs/cm.		

SOMMAIRE DE RIGUEUR D'ÉTUDES – Toxicité intrinsèque

Élément	Oui	Non
Référence : ACCBFRIP. 2003a. Effect of hexabromocyclododecane on the survival and reproduction of the earthworm, <i>Eisenia fetida</i> . Columbia (MI) : ABC Laboratories Inc. Study No. 47222.		
Substance d'essai (n° CAS et nom) : 3194-55-6 (hexabromocyclododécane)		
*Composition chimique de la substance (y compris la pureté et les sous-produits)	X	
Persistance/stabilité de la substance d'essai dans le système d'essai	X	
Méthode		
Références	X	
*Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)?	X	
Justification de la méthode ou du protocole non normalisé employé, le cas échéant		
*BPL (bonnes pratiques de laboratoire)	X	
Organismes d'essai (préciser les noms commun et latin) : lombric (<i>Eisenia fetida</i>)		
Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)?	X	
Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai	X	
Sexe	s.o.	
Longueur et poids des organismes d'essai	X	
Nombre d'organismes d'essai par réplicat	X	
Type et périodes d'alimentation (acclimatation/pendant l'essai)	X	
Conception et conditions des essais		
Type d'essai – toxicité aiguë ou chronique (préciser, mais ne pas évaluer ce point) : chronique		
Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain) précisé?	X	
Type de système (statique, semi-statique, renouvellement continu)?	X	
Témoins négatifs ou positifs (préciser)? Témoin négatif	X	
Nombre de réplicats (y compris les témoins) et concentrations	X	
Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux)	X	
Durée de l'exposition	X	
*Des concentrations mesurées sont-elles indiquées?	X	
Conditions du milieu d'exposition (température, pH, conductivité électrique, COT, COD, O.D., cations et anions principaux, autre)	X	
Le pH se situait-il entre 6 et 9? (ne pas évaluer ce point)	X	
La température se situait-elle entre 5 et 28 °C? (ne pas évaluer ce point)	X	
Photopériode et intensité de l'éclairage	X	
Préparation de solutions mères et de solutions d'essai	X	
Utilisation d'agents émulsionnants/solubilisants (surtout pour les substances peu solubles ou instables)	s.o.	
Intervalle des contrôles analytiques	X	
Méthodes statistiques utilisées	X	
Résultats		
Valeurs de toxicité (CL ₅₀ , CE ₅₀ , ou CI ₅₀ – préciser, ne pas évaluer ce point) : CE ₁₀ et CE ₅₀ après 28 jours (survie) > 4 190 mg/kg de sol (poids sec); CE ₁₀ après 56 jours (reproduction) = 21,6 mg/kg avec limites de confiance de 95 %, de 0,000468 à 110 mg/kg; CE ₅₀ après 56 jours (reproduction) = 771 mg/kg avec limites de confiance de 95 %, de 225 à 4 900 mg/kg		
Autres paramètres indiqués – FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser, ne pas évaluer ce point) : CSEO après 28 jours (survie) ≥ 4 190 mg/kg de sol (poids sec); CSEO après 56 jours (reproduction) = 128 mg/kg de sol (poids sec); CMEO après 56 jours (reproduction) = 235 mg/kg de sol (poids sec); FBA allant de 0,026 à 0,069.		
*La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau?	s.o.	
Autres effets nocifs (p. ex., cancérogénicité, mutagénicité – ne pas évaluer ce point)		X
Cote : points principaux – 4/4; cote totale : 22/22 = 100 %		
Code de fiabilité d'Environnement Canada : 1		
Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : élevée		
Remarques : Bonnes performances des témoins. Température : de 19,4 à 22,7 °C; pH de 5,50 à 6,67. Humidité du sol : de 18,9 à 42,3 %. Intensité de l'éclairage : de 573,4 à 595,5 lux. Cependant, il convient de noter que la préparation des sols d'essai différait de celle indiquée par l'ASTM et les facteurs de bioaccumulation ont été indiqués d'après la concentration dans les tissus (ppm) relativement à la concentration moyenne après 28 jours dans le sol.		

Annexe D : Estimations de la limite supérieure d'absorption quotidienne d'HBCD par la population canadienne

Voie d'exposition	Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) d'HBCD par divers groupes d'âge							
	0 à 6 mois ^{1,2,3}			0,5 à 4 ans ⁴	5 à 11 ans ⁵	12 à 19 ans ⁶	20 à 59 ans ⁷	60 ans et plus ⁸
	Allaités	Nourris au lait maternisé	Sans lait maternisé					
Air ambiant ⁹	6,0 x 10 ⁻⁸	6,0 x 10 ⁻⁸	6,0 x 10 ⁻⁸	1,4 x 10 ⁻⁷	1,1 x 10 ⁻⁷	6,0 x 10 ⁻⁸	5,0 x 10 ⁻⁸	4,0 x 10 ⁻⁸
Air intérieur ¹⁰	4,9 x 10 ⁻⁵	4,9 x 10 ⁻⁵	4,9 x 10 ⁻⁵	1,1 x 10 ⁻⁴	8,2 x 10 ⁻⁵	4,7 x 10 ⁻⁵	4,0 x 10 ⁻⁵	3,5 x 10 ⁻⁵
Eau potable ¹¹	Aucun	2,9 x 10 ⁻⁵	1,1 x 10 ⁻⁵	1,2 x 10 ⁻⁵	9,6 x 10 ⁻⁶	5,5 x 10 ⁻⁶	5,7 x 10 ⁻⁶	6,0 x 10 ⁻⁶
Alimentation ¹²	1,0 x 10 ⁻¹	Aucun	2,6 x 10 ⁻²	3,9 x 10 ⁻²	2,8 x 10 ⁻²	1,6 x 10 ⁻²	1,4 x 10 ⁻²	9,4 x 10 ⁻³
Sol/poussière ¹³	5,2 x 10 ⁻³	5,2 x 10 ⁻³	5,2 x 10 ⁻³	8,4 x 10 ⁻³	2,7 x 10 ⁻³	6,6 x 10 ⁻⁴	5,5 x 10 ⁻⁴	5,4 x 10 ⁻⁴
Absorption totale	1,05 x 10 ⁻¹	5,3 x 10 ⁻³	3,1 x 10 ⁻²	4,7 x 10 ⁻²	3,1 x 10 ⁻²	1,7 x 10 ⁻²	1,5 x 10 ⁻²	1,0 x 10 ⁻²

¹ Lait maternel : 28 µg/kg de lipides ou 0,084, soit 0,1 µg/kg p.c. par jour d'après 3 % de lipides ou de teneur en matières grasses dans le lait maternel, un poids corporel de 7,5 kg et 750 g de lait consommés par jour. (Santé Canada, 2008).

² On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ Pour les nourrissons exclusivement nourris au lait maternisé, l'absorption d'eau est synonyme d'absorption de nourriture. La concentration d'HBCD dans l'eau de 279 pg/L, utilisée pour préparer le lait maternisé, était fondée sur des données non publiées. Aucune donnée n'a été relevée au sujet des concentrations d'HBCD décelées dans le lait maternisé, au Canada ou ailleurs. Environ 50 % des enfants qui ne sont pas nourris au lait maternisé essaient des aliments solides vers l'âge de 4 mois, et cette proportion atteint 90 % vers 6 mois (SBSC, 1990, dans Santé Canada, 1998).

⁴ On suppose que l'enfant pèse 15,5 kg, respire 9,3 m³ d'air par jour, boit 0,7 L d'eau par jour et ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada 1998).

⁵ On suppose que l'enfant pèse 31 kg, respire 14,5 m³ d'air par jour, boit 1,1 L d'eau par jour et ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ On suppose que le jeune pèse 59,4 kg, respire 15,8 m³ d'air par jour, boit 1,2 L d'eau par jour et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ On suppose que la personne pèse 70,9 kg, respire 16,2 m³ d'air par jour, boit 1,5 L d'eau par jour et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada 1998).

⁸ On suppose que la personne pèse 72 kg, respire 14,3 m³ d'air par jour, boit 1,6 L d'eau par jour et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ On a choisi une concentration de 1,8 pg ou 1,8 × 10⁻⁶ µg/m³ provenant des régions canadienne et russe de l'Arctique, soit Alert, Tagish et l'île Dunai (TPSGC-AINC-PLCN, 2003). De plus, on a présumé que les Canadiens passent trois heures par jour à l'extérieur (Santé Canada, 1998). Plusieurs mesures ont été prélevées dans l'air ambiant de ces régions septentrionales du Canada. D'autres données prises en considération comprenaient Hoh, 2005; Hites et Hoh, 2004; Backus *et al.*, 2005; Remberger *et al.*, 2004; TPSGC-AINC-PLCN, 2003; et Abdallah *et al.*, 2008a.

¹⁰ La concentration médiane dans l'air intérieur relevée au Royaume-Uni, soit 180 pg/m³ ou 0,0002 µg/m³, a servi de donnée de substitution relative à l'air intérieur pour les Canadiens, n = 33 (Abdallah *et al.*, 2008a).

¹¹ On n'a relevé aucune concentration d'HBCD dans l'eau potable au Canada. Pour cette raison, on a utilisé les données non publiées sur l'HBCD dans les lacs du Royaume-Uni comme données de

substitution : 270 pg/L ou $2,7 \times 10^{-4}$ µg/L. Toutes les données relevées pour les concentrations dans l'eau ont été prises en considération.

¹² Les estimations de l'absorption d'HBCD par voie alimentaire ont été établies d'après les concentrations mesurées dans des aliments représentatifs en Amérique du Nord au cours d'une étude sur le panier de provisions de produits alimentaires américains (Schechter *et al.*, 2009). Dans la partie I de cette importante étude, on a mesuré l'HBCD total dans des échantillons composites (n = 31 types d'aliments et n = 310 échantillons). On a utilisé des valeurs des limites de détection pour les cas de non-détection. Pour le poisson, on utilisera une valeur de 4,62 µg/kg afin de représenter les concentrations d'HBCD chez les touladis dans le lac Ontario, au Canada (Alaee *et al.*, 2004).

¹³ On a choisi la plus forte concentration dans la poussière relevée au Canada, soit 1 300 µg/kg poids sec (Abdallah *et al.*, 2008b).

**Annexe E. Estimations de la limite supérieure d'exposition orale à l'HBCD
découlant du mâchonnement de coussins ou de meubles rembourrés ignifugés**

Scénarios concernant les produits de consommation	Hypothèses	Estimation de l'exposition
Mâchonnement de coussins ou de meubles rembourrés ignifugés avec de l'HBCD	<p>Nourrissons âgés de 0 à 6 mois Valeurs par défaut d'Environ (2003a, 2003b) pour l'ingestion issue du mâchonnement. L'hydrosolubilité (H) de l'HBCD est de 8,6 µg/L, le débit de salive dans la bouche d'un enfant (V_s) est de 0,22 mL/min, le taux partiel d'extraction par la salive (TP) est de 0,038, le facteur d'absorption par voie orale (FA_o) est de 0,5, la fréquence d'exposition fondée sur le comportement de mâchonnement, c'est-à-dire d'absorption orale (FE_o) est de 9 min/jour (Environ, 2003a, 2003b), et le poids du bébé est de 7,5 kg (Santé Canada, 1998).</p> <p>Débit de dose $= [H \times V_s \times TP \times FA_o \times FE_o \times 1]/p.c.$ $= [8,6 \mu\text{g/L} \times 0,22 \text{ mL/min} \times 0,001 \text{ L/mL} \times 0,05 \times 0,5 \times 9 \text{ min/jour} \times 1]/7,5 \text{ kg}$ $= 5,6 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg p.c. par jour}$</p>	<p>$5,6 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg p.c. par jour}$</p>
Mâchonnement de coussins ou de meubles rembourrés ignifugés avec de l'HBCD	<p>Jeunes enfants de 6 mois à 4 ans Valeurs par défaut d'Environ (2003a, 2003b) pour l'ingestion issue du mâchonnement. L'hydrosolubilité (H) de l'HBCD est de 8,6 µg/L, le débit de salive dans la bouche d'un enfant (V_s) est de 0,22 mL/min, le taux partiel d'extraction par la salive (TP) est de 0,038, le facteur d'absorption par voie orale (FA_o) est de 0,5, la fréquence d'exposition fondée sur le comportement de mâchonnement, c'est-à-dire d'absorption orale (FE_o) est de 9 min/jour (Environ, 2003a, 2003b), et le poids du jeune enfant est de 15,5 kg (Santé Canada, 1998).</p> <p>Débit de dose $= [H \times V_s \times TP \times FA_o \times FE_o \times 1]/p.c.$ $= [8,6 \mu\text{g/L} \times 0,22 \text{ mL/min} \times 0,001 \text{ L/mL} \times 0,05 \times 0,5 \times 9 \text{ min/jour} \times 1]/15,5 \text{ kg}$ $= 2,7 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg p.c. par jour}$</p>	<p>$2,7 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg p.c. par jour}$</p>