



Distr.: Générale  
21 novembre 2006

Français  
Original: Anglais



## Programme des Nations Unies pour l'environnement

Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants  
Comité d'étude des polluants organiques persistants  
Deuxième réunion  
Genève, 6–10 novembre 2006

### Rapport du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur les travaux de sa deuxième réunion

#### Additif

#### Descriptif des risques présentés par l'hexabromobiphényle

A sa deuxième réunion, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté le descriptif des risques présentés par l'hexabromobiphényle, sur la base du projet de descriptif des risques figurant dans le document UNEP/POPS/POPRC.2/9. Le texte du descriptif des risques, tel qu'amendé, est reporté ci-dessous. Il n'a pas été officiellement édité.

# **HEXABROMOBIPHENYLE**

## **PROJET DE DESCRIPTIF DES RISQUES**

Adopté par le Comité d'étude des polluants organiques persistants  
à sa deuxième réunion

**Novembre 2006**

**TABLE DES MATIERES**

RESUME .....	4
1 INTRODUCTION .....	6
1.1 Identification de la substance chimique considérée .....	6
1.1.1 Noms et numéros d'enregistrement .....	6
1.1.2 Structure .....	8
1.1.3 Propriétés physiques et chimiques .....	8
1.2 Conclusions du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur les informations requises à l'Annexe D pour l'hexabromobiphényle .....	10
1.3 Sources des données.....	10
1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales.....	8
2 RESUME D'INFORMATIONS PERTINENTES POUR LE DESCRIPTIF DES RISQUES .....	12
2.1 Sources.....	9
2.1.1 Production.....	9
2.1.2 Echanges commerciaux et stocks.....	12
2.1.3 Utilisations .....	10
2.1.4 Rejets dans l'environnement .....	15
2.2 Devenir dans l'environnement .....	16
2.2.1 Persistance.....	12
2.2.2 Bioaccumulation .....	19
2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement .....	20
2.3 Exposition .....	18
2.3.1 Concentrations dans un environnement abiotique .....	18
2.3.2 Concentrations dans les biotes .....	18
2.3.3 Concentrations dans les tissus humains et le lait maternel .....	20
2.3.4 Exposition des personnes.....	33
2.4 Evaluation des dangers au regard d'effets préoccupants .....	34
2.4.1 Toxicité .....	23
2.4.2 Ecotoxicité .....	29
3 SYNTHESE DES INFORMATIONS .....	30
4 DECLARATION DE CONCLUSION .....	46
ANNEXE A .....	35
ANNEXE B.....	44

## **RESUME**

La Communauté européenne et ses Etats membres, Parties à la Convention de Stockholm, ont proposé l'inscription de l'hexabromobiphényle dans le cadre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. A sa réunion de novembre 2005, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a conclu que la substance chimique répondait aux critères de sélection énoncés à l'Annexe D de la Convention et qu'un projet de descriptif des risques devrait être établi, afin d'examiner de manière plus poussée la proposition d'inscription.

L'hexabromobiphényle appartient à un groupe plus large de biphényles polybromés (PBB). Les termes « biphényles polybromés » ou « polybromobiphényles » concernent un groupe d'hydrocarbures bromés, formés en substituant un atome d'hydrogène par un atome de brome dans le biphényle. Les congénères de l'hexabromobiphényle se trouvent sous la forme de 42 isomères possibles. Les données disponibles sur l'hexabromobiphényle indiquent que la production et l'utilisation de cette substance chimique ont été arrêtées dans la plupart, sinon la totalité, des pays. Cependant, il est possible que l'hexabromobiphényle soit encore produit dans quelques pays.

L'hexabromobiphényle a été utilisé comme retardateur de flammes dans les thermoplastiques acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS) utilisés dans le bâtiment, les carters de machines, les produits industriels et électriques et la mousse de polyuréthane pour la garniture automobile. Une part considérable de la substance chimique produite parviendra probablement tôt ou tard dans l'environnement en raison de la stabilité élevée de ces composés.

Les données disponibles sur l'hexabromobiphényle montrent que la substance est très persistante dans l'environnement. Des études faites en laboratoire comme sur le terrain montrent que l'hexabromobiphényle résiste à la dégradation dans l'eau, dans le sol et dans les sédiments.

L'hexabromobiphényle est moins volatile que beaucoup de POP actuellement visés par la Convention sur les polluants organiques persistants. Cependant, de nombreuses données de surveillance montrent que l'hexabromobiphényle se retrouve dans toute la faune sauvage de l'Arctique; par conséquent, le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle est élevé.

Il est établi que l'hexabromobiphényle est très bioaccumulatif et que son potentiel de bioamplification est élevé : ainsi, les valeurs du facteur de bioconcentration basées sur le poids de l'hexabromobiphényle se situent entre 4 700 et 18 100 et les facteurs de bioamplification de la substance chimique dans la chaîne alimentaire aquatique dépassent le chiffre 100. Plusieurs auteurs ont montré que ces propriétés sont comparables à celles de l'hexachlorobiphényle (un composé PCB), dont les propriétés bioaccumulatives sont bien documentées.

L'hexabromobiphényle est facilement absorbé par l'organisme et il s'y accumule suite à une exposition prolongée. Bien que la toxicité aiguë de l'hexabromobiphényle soit faible, plusieurs effets toxiques chroniques, dont l'hépatotoxicité, ont été observés chez des animaux de laboratoire suite à une exposition de longue durée, en utilisant des doses d'environ 1 mg/kg de poids corporel par jour; des effets ont également été observés sur la thyroïde du rat, en administrant des doses aussi faibles que 0,05 mg/kg de poids corporel par jour. Le Centre international de Recherche sur le Cancer a classé l'hexabromobiphényle comme étant peut-être cancérigène pour l'homme (CIRC groupe 2B). Les PBB sont des perturbateurs

endocriniens et des effets ont été observés sur la capacité reproductrice des rats, des visons et des singes. Il existe des preuves épidémiologiques d'hypothyroïdisme chez les travailleurs exposés à des biphényles polybromés et d'une augmentation de l'incidence du cancer du sein chez des femmes exposées à la substance chimique. Très peu de données sont disponibles sur la toxicité de l'hexabromobiphényle pour des espèces autres que les mammifères de laboratoire : elles suggèrent cependant que la toxicité de l'hexabromobiphényle pour l'environnement est comparable à celle de l'hexachlorobiphényle.

Sur la base des données disponibles, il est probable que l'hexabromobiphényle puisse, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial.

## 1 INTRODUCTION

La Communauté Européenne et ses Etats membres, Parties à la Convention de Stockholm, ont proposé l'inscription de l'hexabromobiphényle à l'Annexe A de la Convention. La proposition initiale figure dans le document UNEP/POPS/POPRC.1/7.

L'acceptation de la proposition initiale par le Comité d'étude des polluants organiques persistants, avant l'examen plus poussé de cette proposition, signifie que les propriétés de la substance chimique ont satisfait aux critères de sélection énoncés à l'Annexe D de la Convention. Ces critères de sélection ne seront donc pas examinés dans le cadre du présent document. Le projet de descriptif des risques a été établi suite à la décision prise par le Comité d'étude des polluants organiques persistants, à sa première réunion en novembre 2005, de constituer un groupe de travail spécial afin d'examiner de manière plus poussée la proposition d'inscription.

Toutes les données utilisées dans le présent document sont présentées conformément au Système international d'unités (SI) : par conséquent, de nombreuses données ont été recalculées à partir d'autres unités utilisées dans les sources des données. Egalement, toutes les concentrations sont mesurées en kilogrammes (kg) ou litres (L) (par exemple, µg/kg ou mL/L).

### 1.1 Identification de la substance chimique considérée

#### 1.1.1 Noms et numéros d'enregistrement

L'hexabromobiphényle appartient à un groupe plus large de biphényles polybromés (PBB). Les termes « biphényles polybromés » ou « polybromobiphényles » concernent un groupe d'hydrocarbures bromés, formés en substituant un atome d'hydrogène par un atome de brome dans le biphényle. Les congénères de l'hexabromobiphényle se trouvent sous la forme de 42 isomères possibles et sont cités avec leurs numéros CAS (fichier du Service des résumés analytiques de chimie) et UICPA (Union internationale de chimie pure et appliquée) dans le rapport d'étude US ATSDR (2004) et dans le document INF 2.

*Noms chimiques du CAS :* Hexabromo -1,1'-biphényle

*Synonymes et abréviations:* Hexabromobiphényle  
Biphényle, hexabromo  
1,1'- biphényle, hexabromo -  
HBB

*Appellations commerciales :* FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6

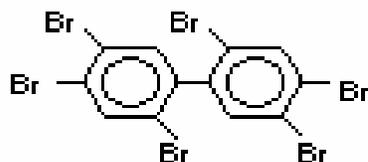
Les PBB de qualité technique (FireMaster<sup>(R)</sup>) contiennent plusieurs composés, isomères et congénères de PBB, l'hexabromobiphényle étant l'un des principaux composants. La composition du FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6 varie d'un lot à un autre, mais ses principaux composants sont le 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (60 à 80%) et le 2,2',3,4,4',5,5'-heptabromobiphényle (12 à 25%), auxquels s'ajoutent des composés moins bromés. Des mélanges de bromochlorobiphényles et de naphthalènes polybromés ont également été détectés comme composants mineurs du FireMaster<sup>(R)</sup> (rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994)). Le FireMaster FF-1 (poudre blanche) est constitué de FireMaster BP-6 (flocons bruns) auquel on a ajouté du silicate de calcium (2%) comme agent antiagglomérant (rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994)).

Des données supplémentaires sur la composition des congénères de PBB constituant le FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6 et le FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 sont fournies dans le rapport d'étude US ATSDR (2004).

*Numéro CAS :* 36355-01-8<sup>1</sup> (Numéro CAS habituellement utilisé pour les isomères de l'hexabromobiphényle)  
59536-65-1 (EHC 192 (IPCS, 1997))<sup>2</sup>  
67774-32-7 (EHC 192 (IPCS, 1997))<sup>3</sup>

Le rapport d'étude US ATSDR (2004) cite les numéros CAS d'autres isomères de l'hexabromobiphényle, reportés à l'Annexe B du présent document.

### 1.1.2 Structure



Structure du 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (Numéro CAS 59080-40-9, congénère de PBB No. 153) (Source de la formule structurale : rapport d'étude EHC 192 (IPCS, 1997)).

### 1.1.3 Propriétés physiques et chimiques

Les propriétés physiques et chimiques de l'hexabromobiphényle sont indiquées au Tableau 1.1.

<sup>1</sup> Le numéro CAS 36355-01-8 est cité comme numéro générique pour les PBB, dans le cadre du Règlement communautaire de 1988 concernant les exportations et les importations (1988 EU Export-Import Regulation) et dans le cadre de la Convention de Rotterdam.

<sup>2</sup> Le rapport d'étude US ATSDR se réfère au FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6 en utilisant le numéro CAS 59536-65-1.

<sup>3</sup> Le rapport d'étude US ATSDR se réfère au FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 en utilisant le numéro CAS 67774-32-7.

**Tableau 1.1 Propriétés physiques et chimiques de l'hexabromobiphényle.**

Propriété	Unité	Valeur	Source
Formule moléculaire :		C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Br <sub>6</sub>	
Poids moléculaire :	g/mol	627,58	
Aspect à température et pression normales		solide blanc	a)
Pression de vapeur	Pa	6,9*10 <sup>-6</sup> (25° C) 7,5*10 <sup>-4</sup> (liquide, sous-refroidi)	Jacobs <i>et al.</i> (1976) <sup>a)</sup> Tittlemier <i>et al</i> (2002) <sup>a)</sup>
Solubilité dans l'eau	µg/L	11 3	a) Tittlemier <i>et al</i> (2002) <sup>a)</sup>
Point de fusion	°C	72° C	a)
Point d'ébullition		aucunes données	
Log K <sub>ow</sub>		6,39	Doucette & Andren (1988) <sup>a)</sup>
Log K <sub>oc</sub>		3,33 - 3,87	Calculé <sup>a)</sup>
Constante de la loi de Henry	Pa m <sup>3</sup> /mol	3,95*10 <sup>-1</sup> 1,40*10 <sup>-1</sup>	Waritz <i>et al.</i> 1977 <sup>a)</sup> Calculé <sup>a)</sup>

a): Citation du rapport d'étude US ATSDR, 2004

Certaines des données du Tableau 1.1 sur les propriétés de l'hexabromobiphényle peuvent ne pas être fiables en raison d'une utilisation de produits à la pureté douteuse dans de précédentes études. Par conséquent, les données récentes apportées par Tittlemier *et al.* (2002) (Cités dans le rapport US ATSDR, 2004) pour ce qui concerne les propriétés physiques et chimiques de l'hexabromobiphényle sont utilisées au Tableau 1.1.

## 1.2 Conclusions du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur les informations requises à l'Annexe D pour l'hexabromobiphényle

A sa première réunion tenue du 7 au 11 novembre 2005<sup>4</sup>, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a appliqué les critères de sélection énoncés à l'Annexe D de la Convention de Stockholm à l'hexabromobiphényle et a décidé, conformément au paragraphe 4 a) de l'article 8 de la Convention, que l'hexabromobiphényle répondait aux critères de sélections énoncés à l'Annexe D. D'autre part, le Comité d'étude a décidé, conformément au paragraphe 6 de l'article 8 de la Convention et au paragraphe 29 de la décision SC-1/7 de la Conférence des Parties à la Convention de Stockholm, de constituer un groupe de travail spécial afin d'examiner de manière plus poussée la proposition d'inscription et d'établir un projet de descriptif des risques, en application des dispositions de l'Annexe E de la Convention. Le Comité d'étude a également invité toutes les Parties et les observateurs à soumettre au Secrétariat, avant le 27 janvier 2006, les informations requises à l'Annexe E de la Convention, conformément au paragraphe 4 a) de l'article 8 de la Convention.

<sup>4</sup> Voir le rapport de réunion à l'adresse: [www.pops.int/documents/meetings/poprc](http://www.pops.int/documents/meetings/poprc)

### 1.3 Sources des données

Le projet de descriptif des risques se base essentiellement sur les informations contenues dans les rapports d'étude suivants :

- Environmental Health Criteria (EHC) 152: Polybrominated biphenyls. IPCS International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva 1994. Disponible à l'adresse internet : <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc152.htm>
- Environmental Health Criteria (EHC) 192: Flame Retardants: A General Introduction. IPCS International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva 1994. Disponible à l'adresse: <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc192.htm>.
- US ATSDR Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBBs and PBDEs). 2004. Disponible à l'adresse internet : <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp68.html>

Lorsque les rapports d'étude ci-dessus sont mentionnés, la citation (ou citation incluant des modifications) incorpore les références utilisées dans le rapport d'étude initial. Ces références ne sont pas elles-mêmes énumérées dans la liste des références.

Suite à la demande faite par le Comité d'étude des polluants organiques persistants de fournir des informations supplémentaires conformément aux dispositions de l'Annexe E de la Convention, plusieurs Parties et observateurs ont soumis des informations sur l'hexabromobiphényle. La plupart de ces informations sont basées sur une documentation accessible au public ou sont axées sur les PBDE.

Une recherche faite pour obtenir des informations plus récentes a utilisé la Danish Technical University Library (bibliothèque de l'université technique danoise) et la base de données FINDit (mots-clés sélectionnés : HBB, hexabromobiphényle, biphényles bromés). Les bases de données accessibles au public ont également été utilisées : celles-ci ont inclus « Ecotox » (US-EPA, adresse internet <http://www.epa.gov/ecotox/>), « NITE » (Japan, National Institute of Technology and Evaluation, adresse internet <http://www.safe.nite.go.jp/english/db.html>), BUA Reports, adresse internet <http://www.gdch.de/taetigkeiten/bua/berichte.htm> et Environmental Fate Data Base, adresse internet <http://esc.syrres.com/efdb.htm>. Ici, la recherche a été faite en sélectionnant les mots-clés : hexabromobiphényle et numéros CAS 77607091, 36355018, 82865892, 82865905, 59261084, 84303479, 120991482, 82865916, 67888997, 84303480, et 60044260. Le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (AMAP)<sup>5</sup> a enfin été consulté.

### 1.4 Statut du produit chimique au regard des conventions internationales

L'hexabromobiphényle est inscrit à l'Annexe I du Protocole de 1998 à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de 1979, relatif aux polluants organiques persistants. Dans le cadre de ce Protocole, les Parties (actuellement au nombre de 25) sont tenues d'éliminer toute la production et toutes les utilisations de l'hexabromobiphényle. L'hexabromobiphényle, de même que les autres PBB, sont également réglementés dans le cadre de la Convention de Rotterdam sur la procédure de

<sup>5</sup> Voir <http://www.amap.no/>

consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international.

## **2 RESUME D'INFORMATIONS PERTINENTES POUR LE DESCRIPTIF DES RISQUES**

### **2.1 Sources**

#### **2.1.1 Production**

La production commerciale de biphényles polybromés (PBB) nécessite habituellement un processus de bromation du biphényle : la réaction chimique est ici beaucoup plus spécifique que celle d'une chloration et elle aboutit à un plus petit nombre de mélanges de produits que dans le cas d'une chloration (Sundstrom *et al.* 1976a) (Cités dans US ATSDR, 2004).

Le processus de fabrication des PBB consiste en une réaction de type Friedel-Crafts, dans laquelle le biphényle réagit avec du brome en présence de chlorure dans un solvant organique, avec un catalyseur pouvant être du chlorure d'aluminium, du bromure d'aluminium ou du fer (Brinkman & de Kok, 1980) (Cités dans EHC 152 (IPCS, 1994)).

#### **2.1.2 Echanges commerciaux et stocks**

La production commerciale de PBB a débuté en 1970. Environ 6 millions de kilogrammes de PBB ont été fabriqués aux Etats-Unis entre 1970 et 1976. Trois produits commerciaux de PBB seulement ont été fabriqués (l'hexabromobiphényle, l'octabromobiphényle et le décabromobiphényle) et ces produits sont constitués d'un petit nombre de congénères (Hardy 2002b). La quantité d'hexabromobiphényle produite est estimée à 5,4 millions de kilogrammes (environ 88% de la production totale de PBB) et la quantité d'octa- et décabromobiphényle produite est estimée à 0,68 millions de kilogrammes (Neufeld *et al.* 1977). La société Michigan Chemical Corporation, St. Louis, Michigan, le seul fabricant d'hexabromobiphényle aux Etats-Unis a cessé son activité de production en 1975 (Citation du rapport US ATSDR, 2004). Par la suite, la production de PBB semble s'être limitée à des octa- et décabromobiphényles.

La production d'octa- et décabromobiphényles a continué aux Etats-Unis jusqu'en 1979 (IARC 1986; Neufeld *et al.* 1977). Peu après l'accident de contamination agricole du Michigan de 1973–1974, la production de PBB a été intentionnellement arrêtée aux Etats-Unis (Hardy 2000); aucuns PBB ne sont aujourd'hui fabriqués aux Etats-Unis (SRI 2001). Une reprise de la fabrication de PBB nécessiterait une autorisation de l'Agence de protection de l'environnement américaine (Environment Protection Agency (EPA)) (Citation du rapport US ATSDR, 2004).

Deux sociétés britanniques ont commercialisé ou fabriqué du décabromobiphényle de qualité technique au Royaume-Uni. En 1977, le Royaume-Uni a arrêté sa production de PBB. Des PBB fortement bromés (Bromkal 80-9D) ont été fabriqués en Allemagne jusqu'au milieu de l'année 1985, puis la production de retardateurs de flammes à base de brome s'est déplacée vers les Etats-Unis. Aucun fabricant national n'a été identifié aux Pays-Bas. Au début des années 1990, une société israélienne possédant deux usines de brome aux Pays-Bas a nié produire des PBB (Citation avec modifications du rapport EHC 152 (IPCS, 1994)). Aucune information n'est disponible sur une possible utilisation et fabrication d'hexabromobiphényle en Russie.

Le seul PBB ayant fait l'objet d'une production commerciale jusqu'en l'an 2000 a été le décabromobiphényle, fabriqué par la société Atochem en France (Hardy 2000) (Citation avec modifications du rapport US ATSDR, 2004). Un auteur (Darnerud, 2003) a affirmé que suite à l'arrêt de la production de décabromobiphényle en France, plus aucuns PBB n'étaient produits dans le monde.

Aux Etats-Unis, aucuns PBB ne sont importés ni exportés sauf peut-être dans de petites quantités pour une utilisation en laboratoire. De même, aucuns PBB ne sont importés, sauf lorsqu'ils sont renfermés dans des produits finis (Neufeld *et al.* 1977). Les deux sociétés ayant fabriqué de l'octa- et décabromobiphényle aux Etats-Unis entre 1976 (0,805 millions de livres) et 1978 ont exporté tous leurs produits vers l'Europe (Neufeld *et al.* 1977) (Cités dans US ATSDR, 2004).

EXIDIM, la base de données européenne concernant les exportations et importations de produits chimiques dangereux, constituée dans le cadre de la Convention de Rotterdam, a enregistré une totalité de 6 demandes d'exportation de PBB (ne visant toutefois pas l'hexabromobiphényle) pour la période 2003 à 2006 (1 demande en 2003, 1 demande en 2004, 2 demandes en 2005 et 2 demandes en 2006). Aucune importation de PBB à l'intérieur des frontières de l'Union Européenne n'a été enregistrée pendant cette période.

Les informations transmises avant le 27 janvier 2006 suite à la demande du Secrétariat, en provenance des Etats Parties et des observateurs à la Convention de Stockholm ont inclus des réponses du Brésil, de l'Australie, du Japon, du Liban et des Etats-Unis : tous ont affirmé que l'hexabromobiphényle n'était ni produit ni utilisé dans leurs territoires respectifs.

En résumé, et sur la base des informations disponibles, la production et l'utilisation d'hexabromobiphényle ont été arrêtées dans la plupart, sinon la totalité, des pays. Il est cependant possible que l'hexabromobiphényle soit encore produit dans certains pays en développement ou pays à économie en transition.

### 2.1.3 Utilisations

Aux Etats-Unis et au Canada, l'hexabromobiphényle (FireMaster<sup>(R)</sup>) a été le principal produit commercial de PBB. Il a été utilisé comme retardateur de flammes essentiellement dans trois produits commerciaux : les thermoplastiques acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS) utilisés dans le bâtiment, les carters de machines, les produits industriels (tels que les carters de moteurs) et les produits électriques (tels que les pièces détachées pour radio et télévision); les enduits et les laques; et la mousse de polyuréthane pour la garniture automobile (Neufeld *et al.* 1977) (Citations avec modifications du rapport EHC 152 (IPCS, 1994) et du rapport US ATSDR, 2004).

Environ 5 millions de tonnes de HBB ont été fabriqués aux Etats-Unis entre 1970 et 1976; 98% de la quantité fabriquée a été utilisée dans le FireMaster BP-6 et le reste dans le FireMaster FF-1 (Hesse and Powers, 1978). Sur les 2 200 tonnes d'hexabromobiphényle estimées avoir été produites en 1974 (IARC, 1978), environ 900 tonnes (Mumma & Wallace, 1975; Neufeld *et al.*, 1977; IARC, 1978) ont été utilisées pour la fabrication de produits en plastique ABS et une quantité plus importante encore a été utilisée pour la fabrication d'enduits pour câbles (Mumma & Wallace, 1975; Neufeld *et al.*, 1977; IARC, 1978). La quantité exacte de FireMaster<sup>(R)</sup> utilisée dans le cadre de la fabrication de mousse de polyuréthane pour la garniture automobile n'est pas connue. Les deux plus gros consommateurs d'hexabromobiphényle ont cessé d'utiliser la substance chimique (l'un d'entre eux en 1972) parce que les PBB ne se décomposaient pas lors de l'incinération ultime de voitures mises à la ferraille (Neufeld *et al.*, 1977) (Cités dans EHC 152 (IPCS, 1994)).

Le rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994) affirme qu'aucun utilisateur d'hexabromobiphényle n'a pu être identifié au moment de l'étude (Neufeld *et al.*, 1977; Di Carlo *et al.*, 1978; Brinkman & de Kok, 1980) (Citation du rapport EHC 152 (IPCS, 1994)).

#### 2.1.4 Rejets dans l'environnement

Les données relatives aux pertes d'hexabromobiphényle dans l'environnement dans le cadre d'une production normale sont disponibles seulement pour les Etats-Unis. Les informations qui suivent proviennent d'études réalisées par Neufeld *et al.* (1977) et Di Carlo *et al.* (1978). Les pertes de PBB dans l'environnement, telles que mesurées sur les sites de fabrication, peuvent atteindre 51 kg de PBB pour 1 000 kg de produit fabriqué. Ces pertes sont occasionnées par :

1) *Des émissions dans l'atmosphère :*

En 1977, les pertes maximales sous forme de particules dans l'atmosphère, telles que mesurées sur les sites de fabrication, ont été estimées à 1,1 kg de PBB pour 1 000 kg de produit fabriqué.

2) *Des pertes dans les eaux usées suite au lavage et refroidissement des PBB lorsqu'ils sont récupérés de la masse des réactions chimiques.* En 1977, les pertes de PBB dans les égouts, telles que mesurées sur les sites de fabrication, ont été estimées à 4,6 µg par kilogramme de produit fabriqué.

3) *Des pertes sous forme de déchets solides dans les décharges suite au séchage, à la manipulation, à l'expédition et au transport des PBB.* Les pertes de PBB sous forme de déchets solides dans les décharges sont estimées à 50 grammes par kilogramme de produit fabriqué.

4) *Des pertes dans le sol*

Dans des échantillons de sol prélevés dans les aires d'ensachage et de chargement de la société Michigan Chemical Co., les concentrations en PBB étaient de 3 500 mg et de 2 500 mg respectivement, par kilogramme de produit fabriqué.

(Citation résumée du rapport EHC 152 (IPCS, 1994))

En 1973, un rejet accidentel de PBB s'est produit dans l'Etat de Michigan (dénommé « désastre de Michigan » dans le rapport EHC 152) : deux produits fabriqués par la Michigan Chemical Company ont été confondus par erreur et entre 250 kg et 500 kg (Di Carlo *et al.*, 1978) de FireMaster<sup>(R)</sup> ont été ajoutés à des aliments pour bétail à la place de NutriMaster<sup>(R)</sup>, un supplément d'alimentation pour bétail à base d'oxyde de magnésium, puis ont été distribués aux exploitations agricoles de l'Etat de Michigan. Le composé en cause a probablement été du FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 (voir par exemple Fries, 1985b), bien que certaines études mentionnent le FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6 (voir par exemple Neufeld *et al.*, 1977; Di Carlo *et al.*, 1978). Cette confusion accidentelle a été à l'origine d'une contamination généralisée par des PBB. Des rapports ou études chronologiques du désastre relatif aux PBB ont été publiés par Carter (1976), Getty *et al.* (1977), Kay (1977), Di Carlo *et al.* (1978), Damstra *et al.* (1982), Zabik (1982), et Fries (1985b) (Cités dans EHC 152 (IPCS, 1994)).

Environ 5 350 tonnes d'hexabromobiphényle ont été utilisées dans des produits commerciaux et des produits de consommation aux Etats-Unis, essentiellement dans le cadre de la fabrication de produits plastiques ayant une durée de vie de 5 à 10 ans (Neufeld *et al.* 1977). Depuis la cessation de production de PBB aux Etats-Unis, tous ces produits, tels que les meubles pour télévision et les carters de machines, ont probablement été éliminés par voie de

stockage dans une décharge ou par le biais d'une incinération (Neufeld *et al.* 1977) (Cités dans US ATSDR, 2004).

En conclusion, l'hexabromobiphényle peut pénétrer l'environnement suite à son utilisation généralisée comme retardateur de flammes. Une part considérable de la substance chimique produite parviendra probablement tôt ou tard dans l'environnement en raison de la stabilité élevée de ces composés. De surcroît, certains de ces produits chimiques peuvent former des dibenzofurannes polybromés toxiques au cours de processus de combustion.

## **2.2 Devenir dans l'environnement**

### **2.2.1 Persistance**

Le rapport d'étude EHC (1994) conclut que les polybromobiphényles sont stables et persistants dans l'environnement. Une dégradation des PBB par le biais de réactions chimiques purement abiotiques (excluant des réactions photochimiques) est considérée comme peu probable.

Dans l'atmosphère, les deux processus pouvant entraîner une dégradation ou une transformation substantielle des PBB sont la photo-oxydation en présence de radicaux hydroxyle et la photolyse directe. Pour ce qui concerne la photo-oxydation, la demi-vie de l'hexabromobiphényle a été estimée à 182 jours : la dégradation ou transformation de la substance chimique résulte de réactions en phase gazeuse entre les radicaux hydroxyle et des composés organiques, les demi-vies étant basées sur une relation structure-activité (Atkinson 1987b). Pour ce qui concerne la photolyse directe, l'importance de la réaction photochimique dans des conditions d'ensoleillement entraînant une dégradation ou transformation des PBB dans l'atmosphère ne peut être évaluée, en raison d'un manque d'informations (Citation résumée du rapport US ATSDR, 2004).

Le rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994) mentionne des tests faits en laboratoire dans du méthanol, qui montrent une photodégradation rapide du 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (dégradation de 90% après 9 minutes), aboutissant pour l'essentiel à des PBB moins bromés. Le rapport US ATSDR (2004) indique cependant qu'il n'est pas certain qu'une telle photolyse puisse se produire dans l'eau en raison d'un manque de groupes actifs. Par conséquent, on peut douter que l'hexabromobiphényle puisse se dégrader rapidement dans l'atmosphère.

La biodégradation des PBB dans l'eau dans des conditions aérobiques est faible : en effet, bien que les biphényles moins bromés sont capables de se biodégrader dans l'eau et dans les sédiments aérobiques (Kong and Sayler 1983; Sugiura 1992; Yagi and Sudo 1980), les biphényles plus fortement bromés résistent à la biodégradation aérobique (Kawasaki 1980; Sasaki 1978; Shelton and Tiedje 1981) (Cités dans US ATSDR, 2004). Ceci est corroboré par les résultats d'un test de biodégradabilité d'une durée de quatre semaines qui a mesuré une biodégradation pratiquement inexistante de l'hexabromobiphényle (OECD TG 301C), à savoir une réduction de 4% seulement de la concentration totale, tel que mesuré par GC (Governmental Japanese database NITE, 2006). La demi-vie de l'hexabromobiphényle dans l'eau a ainsi été estimée > 2 mois.

Dans des conditions anaérobiques, il a été démontré que les microorganismes des sédiments d'un cours d'eau prélevés dans des zones très peuplées peuvent entraîner une biodégradation de PBB plus fortement bromés, y compris des mélanges de FireMaster (Morris *et al.* 1992), aboutissant à des produits moins bromés (cités dans US ATSDR, 2004). Cependant, le potentiel de microflore dans les sédiments de régions reculées n'a pas été étudié; on ne peut

donc pas évaluer si la débromation anaérobique peut entraîner une dégradation substantielle de l'hexabromobiphényle dans des conditions anaérobiques.

Il a été démontré que les PBB sont persistants dans des conditions observées sur le terrain. Peu d'informations sont disponibles sur le devenir des PBB dans le sol. Des échantillons de sol prélevés sur le site d'une ancienne usine de fabrication de PBB, analysés plusieurs années après un rejet accidentel, contenaient toujours des PBB. Cependant, la composition des congénères différait du mélange PBB initial, montrant qu'une dégradation partielle des résidus de PBB s'était produite dans ces échantillons. Selon le rapport d'étude EHC de 1994, des études de suivi réalisées sur une période de trois ans suite à la fermeture d'une usine de fabrication de PBB n'ont pas fait état d'une diminution substantielle des concentrations en PBB dans les sédiments d'un cours d'eau. Des analyses faites en laboratoire sur des mélanges de PBB ont montré que ceux-ci sont assez résistants à la dégradation microbienne (Citation du rapport EHC 152 (IPCS, 1994)). Il en découle que la demi-vie de l'hexabromobiphényle dans le sol et dans les sédiments est > 6 mois.

Le rapport d'étude US ATSDR (2004) mentionne des études faites sur des sols contenant de fortes concentrations en FireMaster, dans lesquels une dégradation « substantielle » (mais non totale) de l'hexabromobiphényle a été observée sur une période de plusieurs années. Dans d'autres sols cependant, où les concentrations en hexabromobiphényle avaient été plus faibles, ou dans lesquels du fumier avait été ajouté, la dégradation a été plus lente encore. Dans l'ensemble de ces études, la dégradation a été attribuée à un processus de photodégradation, même si ce processus ne peut se produire qu'à la surface du sol (Citation du rapport US ATSDR, 2004).

## Conclusion

En dépit d'une photodégradation observée dans le méthanol, on peut douter que l'hexabromobiphényle puisse se dégrader rapidement dans l'atmosphère. Il a été démontré dans le cadre d'études faites en laboratoire comme sur le terrain que la substance résiste à la dégradation dans l'eau ( $DT_{50} > 2$  mois), dans le sol et dans les sédiments ( $DT_{50} > 6$  mois). Par conséquent, il est établi que l'hexabromobiphényle est très persistant dans l'environnement.

### 2.2.2 Bioaccumulation

Le rapport d'étude EHC indique que les PBB sont lipophiles et capables de se bioconcentrer dans la chaîne alimentaire. Les résultats de données de surveillance obtenues dans le cadre d'études sur la faune sauvage confirment également ceci. A titre d'exemple, des tête-de-boule (*Pimephales promelas*) enfermées dans une cage et plongées dans un cours d'eau où les concentrations en PBB étaient maintenues à moins de 0,1 µg/l, ont concentré ces contaminants dans leurs corps plus de 10 000 fois en deux semaines d'exposition (Citation du rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994)).

En raison de leur forte lipophilicité, les PBB ont une forte tendance à s'accumuler chez les animaux. Dans le rapport US ATSDR, (2004) il est démontré que les PBB peuvent être également transportés du milieu aquatique jusque dans des organismes aquatiques, dans lesquels les PBB peuvent se bioconcentrer. Des données provenant de plusieurs laboratoires, relatives à une bioconcentration des PBB dans les poissons, montrent des variations importantes dans les facteurs de bioconcentration. Le facteur de bioconcentration (FBC) pour l'hexabromobiphényle (mélanges de congénères non spécifiés) dans le corps entier de tête-de-boule (*Pimephales promelas*), déterminé de manière expérimentale, était de 18 100 dans le cadre d'une exposition de 32 jours (Veith *et al.* 1979). Dans des filets de tête-de-

boule, le FBC a été estimé  $> 10\,000$  (Hesse and Powers 1978). Des valeurs du facteur de bioconcentration basées sur le poids situées entre 4 700 et 16 000 ont été mesurées lors d'un test de 60 jours effectué sur la carpe *Cyprinus carpio*, en utilisant des concentrations en hexabromobiphényle situées entre 0,1 et 1  $\mu\text{g/L}$  (Governmental Japanese database NITE, 2006).

Par ailleurs, le potentiel de bioamplification de l'hexabromobiphényle a été démontré par Jansson *et al.* (1993), qui ont mesuré un facteur de bioamplification (FBAm) d'environ 175 pour le 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (congénère de PBB 153), en comparant les concentrations sur une base de lipides mesurées dans des proies (hareng) et dans des prédateurs (phoque baltique). Un tel facteur de bioamplification est comparable à celui du congénère de PCB 153. Ces résultats sont confirmés par Vorkamp *et al.* (2004)<sup>6</sup>, qui ont mesuré des concentrations en hexabromobiphényle (PBB 153) sur une base de lipides environ 100 fois plus élevées chez l'ours polaire que chez le phoque annelé dans l'est du Groenland. Les auteurs concluent également que les PBB (et les PBDE) semblent se bioamplifier le long de la chaîne alimentaire marine de la même manière que les PCB, et que les PBB semblent avoir un potentiel de bioamplification plus élevé que les PBDE (Vorkamp *et al.*, 2004).

## Conclusion

Il est établi que l'hexabromobiphényle est très bioaccumulatif et que son potentiel de bioamplification est élevé : ainsi, les valeurs du facteur de bioconcentration basées sur le poids pour l'hexabromobiphényle se situent entre 4 700 et 18 100 (la plupart des valeurs dépassant 5 000) et il est démontré que la substance chimique se bioamplifie dans la chaîne alimentaire aquatique. Plusieurs auteurs ont montré que ces propriétés sont comparables à celles de l'hexachlorobiphényle (un composé PCB), dont les propriétés bioaccumulatives sont bien documentées. Au regard des preuves réunies, il est possible de conclure que l'hexabromobiphényle se caractérise par une bioconcentration et une bioamplification élevées.

### 2.2.3 Potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement

La distribution de l'hexabromobiphényle dans l'environnement est déterminée par son logarithme du coefficient de partage octanol/eau ( $\log K_{ow}$ ) élevé (6,39) et par sa faible solubilité dans l'eau (3  $\mu\text{g/L}$ ), aboutissant à une sorption sur des particules (poussières, sol, sédiments) et des matériaux organiques (y compris les organismes vivants). D'autre part, lorsque ces propriétés sont combinées à une pression de vapeur relativement faible ( $6,9 \times 10^{-6}$  à  $7,5 \times 10^{-4}$  Pa) de l'hexabromobiphényle, il en résulte que la substance chimique a un faible potentiel de volatilisation. Ce potentiel de volatilisation est défini dans le rapport d'étude US ATSDR (2004) de la manière suivante : avec une valeur de la constante de la loi de Henry estimée à  $3,95 \times 10^{-1}$  Pa  $\text{m}^3/\text{mol}$  (où la constante de la loi de Henry = pression de vapeur/solubilité dans l'eau) et une méthode de calcul spécifiée (Thomas 1990), la demi-vie de l'hexabromobiphényle pour ce qui concerne sa volatilisation a été estimée à 23 jours. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que le potentiel de transport de PBB du milieu aquatique jusque dans l'atmosphère par le biais d'une volatilisation soit peu important.

Il est possible d'évaluer le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle en comparant les propriétés de l'hexabromobiphényle à celles des POP actuellement visés par la Convention sur les polluants organiques persistants. Comme

<sup>6</sup> Ces études ont été faites dans le cadre du Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (AMAP).

point de départ d'une telle évaluation, les valeurs les plus élevées et celles les plus faibles reportées au Tableau 1.1 (et pour la pression de vapeur, seulement la valeur de 25 °C) seront utilisées, que l'on comparera aux renseignements sur les POP trouvés sur le site internet PNUE-POP. Parmi les différents POP actuellement visés par la Convention sur les polluants organiques persistants, la plupart des propriétés les plus pertinentes sont celles de l'aldrine, chlordane, dieldrine, DDT, hexachlorobenzène, mirex, toxaphène, endrine et heptachlore. Une information manquante, relative à la solubilité du mirex dans l'eau, a été tirée du rapport d'étude US ATSDR (1995), en utilisant la valeur de  $6,5 \times 10^{-5}$  mg/L du Programme AMAP (2004) afin de ne pas aboutir à une aberration dans la comparaison.

Les valeurs de solubilité dans l'eau, de pression de vapeur et de constantes de la loi de Henry calculées pour les POP actuellement visés par la Convention de Stockholm sont résumées au Tableau 2.1 ci-dessous, accompagnées des informations pertinentes sur l'hexabromobiphényle contenues au Tableau 1.1.

**Tableau 2.1 Solubilité dans l'eau (SE), pression de vapeur (Pv) et Constante de la loi de Henry (calculée) (CLH) (à 25 °C) pour l'hexabromobiphényle et pour les POP actuellement visés par la Convention de Stockholm.**

Substance	SE mg/L	Pv Pa	CLH Pa m <sup>3</sup> /mol
Hexabromobiphényle-min	0,011	$6,9 \times 10^{-6}$	0,39
Hexabromobiphényle-max	0,003	$6,9 \times 10^{-6}$	1,44
POP-min	0,0012 (DDT)	$2,5 \times 10^{-5}$ (DDT)	0,04 (endrine)
POP-max	3,0 (toxaphène)	27 (toxaphène)	3 726 (toxaphène)
POP-2 <sup>nd</sup> max	0,5 (dieldrine)	0,04 (heptachlore)	267 (heptachlore)

Les données du Tableau 2.1 montrent que la solubilité dans l'eau de l'hexabromobiphényle est semblable à celle du POP le moins soluble dans l'eau (le DDT), tandis que la pression de vapeur de l'hexabromobiphényle est inférieure d'un ordre de grandeur à celle du DDT. Les deux constantes de la loi de Henry calculées pour l'hexabromobiphényle se situent dans la fourchette de valeurs indiquées pour les POP actuellement visés par la Convention de Stockholm, en étant supérieures d'au moins un ordre de grandeur à la valeur la plus faible d'un POP (l'endrine). Il convient toutefois de noter que les données du Tableau 2.1 ne signifient pas qu'une substance chimique considérée (en l'occurrence l'hexabromobiphényle) satisfait au critère de propagation à longue distance dans l'environnement simplement parce que cette substance chimique se situe dans la fourchette des valeurs de POP actuellement visés par la Convention de Stockholm.

Sur la base de la pression de vapeur seulement, le potentiel de transport par voie atmosphérique sur de longues distances de l'hexabromobiphényle est faible comparativement à la plupart des POP actuellement visés par la Convention de Stockholm; d'un autre côté, lorsque l'on compare les différentes valeurs des constantes de la loi de Henry, l'hexabromobiphényle est proche de la valeur calculée pour l'endrine.

Le rapport d'étude EHC 152 (1994) affirme que puisque la pression de vapeur de l'hexabromobiphényle est de  $6,9 \times 10^{-6}$  Pa, le potentiel de volatilisation de la substance

chimique est donc faible. Aucune information n'est disponible sur le calcul de la demi-vie dans l'atmosphère de l'hexabromobiphényle. Dans des études faites en laboratoire, la photodégradation de 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle était rapide (une dégradation de 90% après 9 minutes), aboutissant essentiellement à des PBB moins bromés (EHC 152 (IPCS, 1994)). D'un autre côté, les taux ainsi que l'ampleur des réactions photolytiques de PBB dans l'environnement n'ont pas été calculés avec précision. Le peu d'observations disponibles faites sur le terrain montrent une forte persistance des PBB initiaux ou une dégradation partielle de ces PBB, aboutissant à des photoproduits moins bromés et souvent plus toxiques.

Des données de surveillance confirment une telle évaluation du potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle, en montrant que la substance chimique a atteint des régions reculées telles que la mer de Barents et le Groenland. Dans l'Arctique, de l'hexabromobiphényle a été détecté dans des échantillons d'animaux dans le cadre de plusieurs études. Les résultats de ces études sont résumés à l'Annexe A, Tableau A.1.

Dans des ciscos de Laponie (nord de la Scandinavie) et dans des phoques annelés de Svalbard, des concentrations en hexabromobiphényle de 0,29 et 0,42 µg/kg de lipides, respectivement, ont été mesurées par Jansson *et al.* (1993). Dans une autre étude, Jansson *et al.* (1987) ont rapporté des concentrations en hexabromobiphényle (Firemaster BP-6) de 4 µg/kg de lipides dans des phoques annelés de Svalbard et des concentrations de 50 µg/kg de lipides dans les muscles du guillemot de Troil. Il n'est pas précisé si ces résultats proviennent d'une ou de plusieurs études. A titre de comparaison, Krüger (1988) a mesuré une concentration en PBB 153 de 0,8 µg/kg dans des échantillons de phoque non spécifiés, provenant de la même région (Citation du rapport US ATSDR, 2004).

Dans des échantillons de touladi prélevés sur la période 1999-2001 dans l'un des deux lacs de Bear Island dans la mer de Barents, Evenset *et al.* (2005) ont mesuré des concentrations en hexabromobiphényle (PBB 153) situées entre 4,11 et 51,5 µg/kg de lipides. Ces résultats devraient être utilisés après précaution, en raison de fortes concentrations en autres polluants organiques persistants également détectées chez les touladi de ce lac, peut-être dû à un phénomène local de transfert biologique par le biais d'espèces d'oiseaux des environs. On notera que les concentrations mesurées sont les mêmes, voire plus élevées, que celles en PBB 153 (0,2 à 9,4 µg/kg de lipides) mesurées en 1997 par Luross *et al.* (2002) dans des échantillons de touladi des lacs Ontario, Erie, Huron et Supérieur (Tableau 2.2).

Vorkamp *et al.* (2004) ont mesuré des concentrations en PBDE dans des échantillons de sédiments et de sept espèces d'animaux représentant différents niveaux trophiques de la chaîne alimentaire, provenant du Groenland et des Faroe Islands. Dans le cadre d'une étude pilote, des analyses concernant cinq PBB, dont du PBB 153, ont été faites sur des échantillons sélectionnés de lard ou de graisse de phoques annelés, de petits rorquals et d'ours polaire du Groenland, et de globicéphales et de fulmars boréaux des Faroe Islands. Des PBB ont été détectés dans tous les échantillons, sauf les échantillons provenant de sédiments, de chaboisieux à épines courtes et de phoques annelés de l'ouest du Groenland. Dans tous les autres échantillons, le PBB 153 était généralement le congénère dominant. Les concentrations mesurées dans les échantillons provenant de l'est du Groenland ont été comprises entre 0,34 et 44,26 µg/kg de lipides; les concentrations les plus faibles ont été détectées chez le phoque et les plus élevées chez l'ours polaire. Dans les échantillons provenant des Faroe islands, les concentrations en PBB 153 ont été comprises entre 8,71 et

25,54 µg/kg du poids des lipides; les concentrations les plus élevées ont été détectées chez le fulmar boréal, un prédateur de poissons (Vorkamp *et al.*, 2004).

A titre de comparaison, les concentrations en PBB 153 mesurées chez des phoques gris et des balbuzards pêcheurs de la mer Baltique étaient de 26 µg/kg du poids des lipides et de 22 µg/kg du poids des lipides, respectivement (Jansson *et al.*, 1993). Ainsi, les concentrations en PBB 153 mesurées en µg/kg du poids des lipides chez les phoques de l'Arctique (comprises entre 0,34 et 0,74) sont considérablement plus faibles que celles mesurées chez les phoques de la mer Baltique (26 µg/kg du poids des lipides); par contre, les concentrations mesurées chez les oiseaux de proie des deux régions (fulmar boréal et balbuzard pêcheur) sont du même ordre de grandeur, avec des concentrations de 25 et 22 µg/kg du poids des lipides, respectivement.

Vorkamp *et al.* (2004) concluent que les PBB et les PBDE semblent se bioamplifier le long de la chaîne alimentaire marine de la même manière que les PCB. De même, les PBB semblent avoir un potentiel de bioamplification plus élevé que les PBDE. Bien que les concentrations en PBB en valeur absolue soient plus faibles que celles en PBDE, le quotient PBDE/PBB augmente dans l'ordre suivant : phoque annelé < globicéphale < petit rorqual < fulmar boréal < ours polaire, pour aboutir à des concentrations en PBDE et PBB presque égales chez l'ours polaire. Les composés semblent suivre une même tendance spatiale que celle déjà observée pour des composés organochlorés, avec des concentrations plus élevées détectées dans l'est du Groenland que dans l'ouest du Groenland (Vorkamp *et al.* 2004). Ceci implique que la propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle est peut-être lente.

Très peu d'informations de surveillance sur les PBB sont disponibles pour les régions autres que l'Arctique, l'Europe du Nord ou l'Amérique : une seule référence a été trouvée pour ces autres régions. L'hexabromobiphényle (PBB 153) n'a pas été détecté (LOD situé entre 0,02 et 0,1 µg/kg de poids humide) dans des échantillons de muscle et de foie de plusieurs espèces de poissons provenant de la région de l'est de la Méditerranée en Turquie (Erdogul *et al.* 2005).

En résumé, le rapport d'étude EHC de 1994 conclut que le transport de PBB par voie atmosphérique sur de longues distances n'est pas démontré, mais que la présence de ces composés dans des échantillons de phoques de l'Arctique montre que leur distribution géographique est étendue (EHC 152 (IPCS, 1994)). Plusieurs auteurs ont mesuré les concentrations en hexabromobiphényle (et d'autres biphényles bromés) chez des animaux de l'Arctique, tout particulièrement chez les prédateurs mangeurs de poissons et les prédateurs de niveaux trophiques plus élevés.

Dans une étude de modèles récente, Scheringer *et al.* (2006) ont enquêté sur la persistance et le potentiel de propagation à longue distance de quatre POP susceptibles d'être inscrits dans le cadre de la Convention sur les polluants organiques persistants, dont le chlordécone et l'hexabromobiphényle. Les auteurs ont conclu que ces polluants organiques persistants potentiels avaient des propriétés semblables à celles de plusieurs polluants organiques persistants déjà visés par la Convention, pour ce qui concerne leur persistance et leur potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement. Les auteurs ont également fait part de leurs doutes concernant la qualité de données contenues dans une analyse de Monte Carlo, laquelle indiquait la validité des résultats, bien qu'il subsiste de nombreuses incertitudes sur les propriétés chimiques des quatre polluants organiques persistants susceptibles d'entrer dans le champ d'application de la Convention de Stockholm.

## Conclusion

Bien que l'hexabromobiphényle soit moins volatile que n'importe lequel des polluants organiques persistants actuellement visés par la Convention de Stockholm, la substance chimique se retrouve dans toute la faune sauvage de l'Arctique : ceci implique que le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle est élevé. Le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle est encore attesté par l'étude de modèles de Scheringer et al. 2006.

### 2.3 Exposition

Puisque la production d'hexabromobiphényle a été arrêtée (voir section 2.1.2), l'évaluation d'une exposition à des PBB sera basée sur une exposition en général plutôt que des sites de fabrication actuels.

#### 2.3.1 Concentrations dans un environnement abiotique

Peu de données de surveillance récentes sont disponibles pour ce qui concerne les concentrations en PBB mesurées dans les sols, dans l'eau et dans les sédiments. Aux Etats-Unis, des données de surveillance historiques montrent que les concentrations en PBB dans l'environnement se limitent aux zones situées à proximité d'anciens sites de production et aux régions de l'Etat de Michigan affectées par l'accident agricole du début des années 70 (voir la section 2.2.3) (US ATSDR, 2004).

Les seules données disponibles sur les concentrations en PBB dans l'environnement pour des régions situées en dehors du voisinage d'anciens sites de production sont celles relatives à des échantillons de sédiments prélevés au Groenland (Vorkamp *et al.*, 2004), où aucuns PBB (y compris du PBB 153) n'ont été détectés dans aucuns échantillons (les limites de détection ne sont cependant pas clairement définies dans le document).

#### 2.3.2 Concentrations dans les biotes

##### Aux abords de Michigan

Les concentrations en PBB dans les biotes situés aux abords des sites de production et des sites de l'accident de contamination de Michigan ont été mesurées dans une multitude d'échantillons prélevés dans la décennie qui a suivi la fermeture de ces sites. Le rapport d'étude US ATSDR (2004) fournit les informations suivantes : à la fin des années 80, des PBB ont été détectés dans des concentrations comprises entre 15 et 15 000 µg/kg de lipides dans des poissons provenant des baies et des affluents du lac Huron, mais non du lac Supérieur. Récemment, Luross *et al.* (2002) ont mesuré les concentrations de plusieurs congénères de PBB dans les touladis des lacs Huron, Supérieur, Erie, et Ontario. Les plus fortes concentrations ont été mesurées pour le 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (PBB-153) et le 2,2',4,5,5'-pentabromobiphényle (PBB-101), avec des concentrations comprises entre 0,189 et 2,083 µg/kg de poids humide et entre 0,042 et 0,633 µg/kg de poids humide, respectivement. Plusieurs autres congénères ont également été détectés dans ces échantillons de touladis (Citation du rapport US ATSDR, 2004). Les concentrations en PBB dans les oeufs d'oiseaux mangeurs de poisson (sterne pierregarin, mouette pygmée, goéland argenté et harle huppé) prélevés entre 1975 et 1980 dans les îles de nidification situées au nord-ouest du lac Michigan et de Green Bay étaient comprises entre 0,02 et 0,25 mg/kg (µg/g) de poids humide (Heinz *et al.* 1983, 1985) (Citation du rapport US ATSDR, 2004).

##### Autres régions

Les données de surveillance pour des régions autres que l'Arctique (voir la section 2.2.3) et que la zone la plus exposée des Etats-Unis sont résumées au Tableau A.2 de l'Annexe A.

Le rapport d'étude EHC 152 (1994) mentionne les études suivantes faites sur les résidus de l'(hexa)bromobiphényle dans les biotes :

- En Europe, du 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (PBB 153) a été détecté chez des poissons de cours d'eau allemands et suédois, dans des concentrations situées entre 0,3 et 0,6 µg/kg de lipides (Krüger, 1988; Jansson *et al.*, 1992). Dans un échantillon de truite provenant d'une ferme d'alevinage, on a trouvé des concentrations en PBB beaucoup plus faibles que celles mesurées dans les échantillons de poisson prélevés dans les cours d'eau (Krüger, 1988).
- Dans un groupement d'échantillons de rennes suédois, on a mesuré des concentrations en PBB 153 aussi faibles que 0,04 µg/kg de lipides (Jansson *et al.*, 1992).
- Aucun PBB (en tant que groupe) n'a été détecté chez des loutres (*Lutra canadensis*) provenant d'une région relativement éloignée de sites industriels, au nord-est de l'Alberta (Canada) (Somers *et al.*, 1987).
- Des échantillons de poissons (espèces d'eau douce et espèces marines) prélevés en 1983 dans une zone industrielle au Japon (Osaka) n'ont contenu aucuns « PBB » (non spécifiés) (Watanabe & Tatsukawa, 1990).
- En Europe, des PBB ont été détectés chez des phoques (*Phoca vitulina*; *Pusa hispida*), des guillemots (*Uria aalge*; *U. lomvi*) et des pygargues à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*). Les concentrations (estimation par comparaison avec le Firemaster BP-6 de qualité technique) étaient comprises entre 3 et 280 µg/kg de lipides (Jansson *et al.*, 1987). Dans des échantillons comparables provenant de la mer Baltique, les concentrations en PBB étaient toutes plus élevées que dans des échantillons provenant de l'océan Arctique. Des résultats semblables ont été obtenus pour l'éther diphénylique polybromé (PBDE) et les PCB (Jansson *et al.*, 1987).
- Des concentrations en PBB 153 mesurées dans des poissons d'eau de mer ont été comprises entre 0,2 et 2,4 µg/kg de lipides (Krüger, 1988; Jansson *et al.*, 1992). Dans des phoques, les concentrations en PBB 153 ont été comprises entre 0,4 et 26 µg/kg de lipides (Krüger, 1988; Jansson *et al.*, 1992).
- Des analyses poussées sur des isomères spécifiques de PBB ont été effectuées par Krüger (1988) sur plusieurs espèces de poissons de la mer Baltique, de la mer du Nord et de sections des fleuves de la Lippe et de la Ruhr en Rhénanie-du-Nord-Westphalie en Allemagne. Des échantillons de phoques provenant de Spitsbergen (Norvège) ont également été inclus dans cette étude. Tous les échantillons contenaient des PBB. Le plus petit nombre de congénères de PBB a été trouvé chez les phoques (n = 5) provenant d'une zone éloignée de tout site industriel. Les principaux composants étaient plusieurs isomères hexabromés, dont le 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle; la concentration moyenne mesurée pour ce dernier a été de 0,8 µg/kg de graisse. Les concentrations moyennes de plusieurs congénères et isomères de PBB (penta- à nonabromo biphényles) mesurées chez des poissons (n = 35) ont été pour la plupart comprises entre 0,01 et 2 µg/kg de graisse. Les tendances observées pour les congénères de PBB trouvés chez les poissons variaient d'une manière caractéristique en fonction des sites de capture. Ainsi, des quantités relativement importantes de nonabromo et octabromo biphényles (en plus de l'éther diphénylique polybromé) ont été détectées chez les poissons provenant des

fleuves allemands (n = 17; plusieurs espèces); tandis que les biphényles hexabromés étaient prédominants chez les poissons provenant de la mer du Nord et de la mer Baltique (n = 17; plusieurs espèces). Dans tous les échantillons provenant de la mer Baltique (n = 6), des concentrations relativement élevées en 3,3',4,4',5,5'-hexabromobiphényle ont été mesurées (concentration maximale : 36 µg/kg de graisse); la substance chimique n'a cependant pas été détectée dans les échantillons provenant de la mer du Nord ou des fleuves allemands. Les concentrations en autres biphényles hexabromés étaient généralement plus élevées chez les poissons provenant de la mer Baltique que chez les poissons provenant de la mer du Nord.

(Citation du rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994))

Le rapport d'étude US ATSDR (2004) ajoute les renseignements suivants :

- Trois dauphins souffleur (*Tursiops truncatus*) prélevés en 1987–1988 dans la région Centre Atlantique des Etats-Unis avaient des concentrations en PBB situées entre 14 et 20 µg/kg de lipides (Kuehl *et al.* 1991). La source des PBB détectés chez les dauphins n'a pas été précisée.
- Les concentrations médianes en PBB mesurées dans les carcasses et les cervelles de 10 spécimens de pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) prélevés en 1977 dans 29 Etats aux Etats-Unis étaient de 0,07 et 0,05 mg/kg (µg/g), respectivement (Kaiser *et al.* 1980). Aucune concentration détectable en PBB (<0,03 mg/kg [µg/g]) n'a été trouvée dans vingt-deux autres spécimens.
- Dans des dauphins à bec blanc de la mer du Nord, les concentrations en hexa-, penta-, et déca-BB étaient de 13, 8,3 et <0,9 µg/kg (µg/kg) de poids humide, respectivement. Dans des cachalots de l'océan Atlantique, les concentrations en tétra-, penta-, et déca-BB étaient comprises entre 1,1 et 1,9, 0,4 et 0,9, et <0,5 µg/kg de poids humide, respectivement (de Boer *et al.* 1999).

Les échantillons allemands de poissons de l'Arctique (les seuls échantillons pour cette étude) ont également contenu des concentrations en PBB 169 de 15,16 µg/kg de lipides (EHC 152 (IPCS, 1994)).

Dans les échantillons belges de cadavres d'oiseaux de proie, les variations dans les concentrations en hexabromobiphényle ont été importantes. Ainsi, les concentrations maximales détectées dans les muscles et le foie ont été de 150 et de 180 µg/kg de lipides, respectivement (Jaspers *et al.* 2006).

Jansson *et al.* (1993) ont mesuré dans des échantillons de rennes (un herbivore) du nord de la Suède des concentrations en hexabromobiphényle (PBB 153) de 0,037 µg/kg de lipides. Aucun PBB n'a été détecté dans deux autres herbivores (le lapin et l'orignal) du sud de la Suède (le niveau de détection n'est pas clairement défini).

### 2.3.3 Concentrations dans les tissus humains et le lait maternel

#### Michigan

L'exposition humaine à l'hexabromobiphényle, suite à l'accident agricole du Michigan, est examinée dans le rapport d'étude EHC 152 (1994) et le rapport d'étude US ATSDR (2004). Les tendances générales des résultats sont décrites dans le rapport d'étude EHC 152 (1994) de la manière suivante :

- Presque 100% des échantillons de tissus adipeux sélectionnés au hasard dans l'ensemble de l'Etat de Michigan contenaient des concentrations détectables en PBB, démontrant une exposition des résidents à l'échelle de tout l'Etat de Michigan.
- Les concentrations en PBB dans le sérum (Landrigan, 1980; Wolff *et al.*, 1982), dans le lait maternel (Brilliant *et al.*, 1978; Miller *et al.*, 1984) et dans les tissus adipeux (Wolff *et al.*, 1982) étaient les plus élevées dans la zone de l'accident (basse péninsule) et les plus faibles dans la région de la haute péninsule (upper peninsula), soit la zone la plus éloignée de la source des PBB.
- Les concentrations en PBB mesurées dans les tissus de la population en général de l'Etat de Michigan étaient inférieures de 1 à 3 ordres de grandeur par rapport aux concentrations mesurées dans les tissus de résidents d'exploitations agricoles placées sous quarantaine, de consommateurs directs de produits de ces exploitations agricoles et de travailleurs associés à la fabrication des PBB. Qui plus est, à titre d'exemple, seulement 36% de la population en général de l'Etat du Michigan avaient des concentrations en PBB dans le sérum supérieures à 1 µg/L, comparé à 78% des exploitants agricoles de la zone affectée (Anderson *et al.*, 1979; Wolff *et al.*, 1982).
- Les concentrations en PBB semblent plus élevées chez les hommes que chez les femmes (Meester & McCoy, 1976; Landrigan *et al.*, 1979; Landrigan, 1980; Wolff *et al.*, 1978; 1980; Kreiss *et al.*, 1982; Eyster *et al.*, 1983) et plus élevées chez les enfants (de moins de 10 ans) que chez les adultes (Humphrey & Hayner, 1975; Landrigan *et al.*, 1979; Landrigan, 1980; Barr, 1980; Wolff *et al.*, 1982) (Cités dans EHS 152 (IPCS, 1994)).

Les suites ultérieures de l'accident du Michigan sont ainsi décrites dans le rapport d'étude EHC 152 (1994) :

- Dans la plupart des cas, les concentrations en PBB n'ont pas paru diminuer de manière significative avec le temps. Sur une période de 18 mois d'observation, Wolff *et al.* (1979b) n'ont mesuré aucune variation importante des concentrations en PBB dans le sérum de neuf résidents d'exploitations laitières.
- Des échantillons de sérum couplés, l'un prélevé en 1974 et l'autre en 1977, ont été également mis à la disposition des 148 membres de la cohorte de PBB du Michigan. Les données montrent que les concentrations sont généralement restées stables au cours de la période d'étude de trois ans, avec une modification moyenne de 16 µg/litre (Landrigan *et al.*, 1979). Dans une autre étude faite par la cohorte de PBB du Michigan, la diminution des concentrations médianes en PBB dans le sérum dans des échantillons couplés, sur une année (1977-78) puis deux années (1977-79) d'intervalle étaient dans les deux cas de 1 µg/litre seulement (Kreiss *et al.*, 1982). Aucune modification des concentrations en PBB dans le plasma sanguin n'a été observée sur une période de 5 mois chez 41 résidents d'exploitations agricoles placées sous quarantaine (Humphrey & Hayner, 1975). Par contraste, Meester & McCoy (1976) ont rapporté une diminution importante des concentrations en PBB dans le sérum sur une période de trois ans (1974-76). Ces auteurs ont également mesuré une diminution moyenne d'environ 40% des concentrations en PBB dans les tissus adipeux de 16 individus, sur une période de 6 mois. Aucune modification des concentrations en PBB n'a été observée sur une période de 11 ans (1976-87), dans des échantillons de tissus adipeux d'un patient ayant subi une exposition de longue durée aux PBB depuis le début des années 70, par suite de l'accident agricole de Michigan impliquant des PBB. Les concentrations moyennes en PBB dans les tissus adipeux du patient étaient de 0,8 mg/kg (Sherman, 1991).

- En 1981, des PBB ont été détectés dans 13 à 21% des échantillons de sérum prélevés chez des enfants de 4 ans de l'Etat de Michigan. Leurs mères faisaient partie d'un groupe surveillé en raison d'une consommation de poissons provenant du lac Michigan (concentration moyenne en PBB détectée chez les enfants = 2,4 ng/ml) ou en raison d'une exposition à des produits venant d'exploitations agricoles placées sous quarantaine (concentration moyenne en PBB détectée chez les enfants = 3,0 ng/ml) (Jacobson *et al.*, 1989) (Citation du rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994)).

### Autres régions

Le rapport d'étude EHC 152 (1994) souligne le manque d'études de surveillance disponibles pour la population américaine des régions situées à l'extérieur de l'Etat de Michigan. Une étude porte sur des personnes résidant aux abords de sites industriels de production ou d'utilisation de PBB (Stratton & Whitlock, 1979); une autre étude concerne les exploitants agricoles du Wisconsin examinés comme groupe de contrôle dans le cadre des études sur les PBB dans le Michigan (Wolff *et al.*, 1978).

Des PBB ont été trouvés dans toutes ces études, mais l'importance des résultats est toute relative en raison de données disponibles limitées. Les plus fortes concentrations en PBB ont été mesurées sur les cheveux de personnes résidant aux abords de sites industriels de fabrication de PBB. Sur les neuf échantillons analysés, des concentrations détectables en PBB ont été trouvées dans cinq d'entre eux. Les échantillons de cheveux d'hommes comme de femmes contenaient des PBB (Stratton & Whitlock, 1979).

Peu de données de surveillance sur les humains sont disponibles relativement aux PBB pour les populations de pays autres que les Etats-Unis. Krüger *et al.* (1988) ont rapporté une contamination de lait maternel par des PBB chez des femmes européennes, dans une étude portant sur la région de Rhénanie-du-nord-Westphalie, en Allemagne. Les échantillons de lait (n = 25) contenaient une distribution caractéristique de certains congénères des PBB. Ceci incluait des pentabromo à octabromo biphényles, dans des concentrations comprises entre 0,002 et 28 µg/kg sur une base de matières grasses du lait. Le composé prédominant était le 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (PBB 153), suivi d'un pic pour deux isomères de l'heptabromobiphényle (2,2',3,4',5,5',6'- et 2,2',3,4,4',5,6'-heptabromobiphényle, soit PBB 187 et PBB 182, respectivement). Des variations dans la distribution ont seulement été observées dans le lait maternel d'une femme chinoise et celui d'une femme ayant été exposée à plusieurs incendies d'origine industrielle.

Les concentrations en PBB 153 mesurées dans le lait maternel et le lait de vaches provenant d'une même région (Rhénanie-du-nord-Westphalie) étaient de 1 µg/kg et de 0,03 µg/kg sur une base de lipides, respectivement (Krüger, 1988) (Citation du rapport d'étude EHC 152 (IPCS, 1994)).

### 2.3.4 Exposition des personnes

Le rapport d'étude US ATSDR (2004) indique que l'exposition de personnes à des PBB est aujourd'hui très faible, puisque les PBB ne sont ni produits ni utilisés. Par conséquent, l'exposition de la population en général à des PBB se fera seulement par le biais de rejets occasionnés dans le passé. Il est possible que les personnes résidant dans la région de la basse péninsule de l'Etat de Michigan, notamment aux abords immédiats des zones contaminées, soient encore aujourd'hui exposées à des PBB. Cependant, les concentrations en PBB dans l'environnement ont baissé depuis les années 70 et une exposition actuelle, s'il en est une, se fera à un faible niveau. Pour les autres régions des Etats-Unis, les niveaux d'exposition seront soit très faibles soit inexistantes (Citation du rapport US ATSDR, 2004).

Dans les régions de l'Arctique et du Nord Atlantique, où l'alimentation traditionnelle inclut des prédateurs des niveaux trophiques supérieurs (tels le phoque au Groenland et le globicéphale aux Faroe Islands), l'exposition de personnes à des PBB continue encore aujourd'hui. Les concentrations en PBB dans le lard de globicéphale notamment peuvent atteindre 17 µg/kg de lipides, montrant que l'hexabromobiphényle est présent dans l'alimentation. Le lard de globicéphale est considéré comme un mets de choix dans les Faroe Islands.

## 2.4 Evaluation des dangers au regard d'effets préoccupants

### 2.4.1 Toxicité

Comme il l'a été mentionné plus haut (voir la section 1.1.1), le descripteur « hexabromobiphényle » regroupe 42 biphényles ou congénères hexabromés distincts, tels qu'ils sont énumérés individuellement à l'Annexe B. Le rapport d'étude EHC (IPCS, 1994) indique que les biphényles hexabromés sont les plus toxiques de la classe chimique des polybromobiphényles (PBB) et que les homologues supérieurs (hepta-, octa-, nona- et décabromo biphényles) sont progressivement d'une toxicité plus faible. Les études toxicologiques sur l'hexabromobiphényle concernent essentiellement le congénère de 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (PBB 153), composant principal du mélange de PBB FireMaster<sup>®</sup> et du FireMaster<sup>®</sup> lui-même. La toxicité du FireMaster<sup>®</sup> paraît essentiellement liée à ses composants mineurs de 2,3,3',4,4',5-hexabromobiphényle, 2,3',4,4',5,5'-hexabromobiphényle, 3,3',4,4',5,5'-hexabromobiphényle (PBB 169) et 2,3',4,4',5-pentabromobiphényle (IPCS, 1994). Les principaux congénères du FireMaster<sup>®</sup> (2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle et 2,2',3,4,4',5,5'-heptabromobiphényle) sont moins toxiques (IPCS, 1994). D'autres contaminants toxiques contenus dans les mélanges de PBB de qualité technique incluent les naphthalènes polybromés (HBN). L'hexabromonaphthalène a été identifié comme contaminant toxique dans le Firemaster BP-6 ou FF-1, où il a été détecté dans des concentrations d'environ 150 parties par million (Birnbaum et al. 1983, cités dans US ATSDR, 2004). Les effets toxicologiques des PBB mesurés dans le cadre d'études sur les humains et sur les animaux, tels que décrits dans la documentation scientifique, sont essentiellement le résultat d'une exposition aux congénères de l'hexabromobiphényle (EHC 152 (IPCS, 1994) et US ATSDR, 2004); toutefois, il convient de noter que les naphthalènes polybromés (HBN) peuvent peut-être aussi contribuer à la toxicité.

### Mécanisme d'action

L'hexabromobiphényle, comme tous les PBB, est un puissant inducteur des enzymes du cytochrome P-450 liées au métabolisme dans le foie. Le mécanisme d'action se trouvant à la base de plusieurs effets toxicologiques observés pour certains composés de PBB consiste en une interaction entre ces composés et le récepteur Ah (lequel est aussi la cible des dioxines polychlorés, des furannes et des PCB de type dioxine), entraînant une altération de l'expression génique (Poland & Glover, 1977, 1980; Poland *et al.*, 1979; Goldstein, 1980; Moore *et al.*, 1980; McKinney & Singh, 1981; Parkinson & Safe, 1981; Bandiera *et al.*, 1982, 1983; McKinney & McConnell, 1982; Nebert *et al.*, 1982; Poland & Knutson, 1982; Robertson *et al.*, 1982b, 1984c,d; Safe *et al.*, 1982, 1985; Aust *et al.*, 1983; Dannan *et al.*, 1983; Lai, 1984; Safe, 1984, cités dans IPCS, 1994).

### Toxicocinétique

L'hexabromobiphényle est facilement absorbé par l'organisme; l'alimentation constitue la voie principale de l'exposition humaine, en raison d'une accumulation et d'une

bioamplification des PBB dans la chaîne alimentaire (IPCS, 1994; US ATSDR, 2004). La plupart des études toxicologiques sur des animaux ont recours à une exposition à des PBB par voie orale; on trouve peu d'informations sur une exposition par voie d'inhalation ou par voie cutanée, bien que l'exposition de travailleurs se fasse probablement essentiellement par ces voies (Wolff *et al.*, 1979a, cité dans IPCS, 1994). Suite à son absorption, l'hexabromobiphényle est distribué dans tout l'organisme et s'y accumule, les plus fortes concentrations se retrouvant dans les tissus adipeux et à un moindre degré, dans le foie (IPCS, 1994).

L'exposition *in utero* aux PBB est occasionnée par le biais d'un transfert placentaire au fœtus; les nourrissons sont également exposés aux PBB par le biais du lait maternel. Dans le lait maternel, on a détecté des concentrations en 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle jusqu'à 100 fois plus élevées que dans le sang maternel (Brilliant *et al.*, 1978; Landrigan *et al.* 1979; Eyster, 1983, cités dans IPCS, 1994).

Le métabolisme de même que l'excrétion de l'hexabromobiphényle sont faibles (IPCS, 1994; US ATSDR, 2004): par conséquent, les composés de PBB ont un pouvoir de bioaccumulation élevé et sont très persistants chez toutes les espèces. Les moyennes des demi-vies du 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle chez les humains ont été estimées entre 8 et 12 ans (IPCS, 1994), tandis que des demi-vies plus courtes ont été mesurées chez les rats, les singes et d'autres espèces (voir le Tableau 68 dans IPCS, 1994). Il a été suggéré que les humains peuvent accumuler certains congénères de PBB plus longtemps que les animaux de laboratoire (voir par exemple Fries (1985b, cité dans IPCS, 1994)); un même phénomène a pu être observé dans le cas des dioxines et furannes polychlorés.

Darnerud (2003) soutient que les tendances de toxicité des PBB devraient être semblables à celles des PCB, sauf pour ce qui concerne une différence d'effets due à une substitution du chlore par du brome. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les PBB planaires soient les plus toxiques (du fait qu'ils se lient au récepteur Ah) et que la toxicité diminue au fur et à mesure que l'on va des congénères mono-ortho aux congénères di-ortho. Ceci devrait pouvoir être confirmé par des preuves expérimentales, puisqu'il a été démontré que le 3,3',4,4',5,5'-hexabromobiphényle était le congénère de PBB le plus toxique dans plusieurs systèmes (Darnerud, 2003).

### **Toxicité de l'hexabromobiphényle mesurée dans le cadre d'études sur des animaux**

Dans des études menées sur des animaux de laboratoire, l'hexabromobiphényle a été à l'origine d'une toxicité aiguë relativement faible ( $DL_{50} > 1$  g/kg de poids corporel) (voir le Tableau 70 dans IPCS, 1994). La toxicité augmente suite à une exposition répétée (IPCS, 1994), en raison d'une accumulation progressive des composés dans l'organisme et d'un délai caractéristique dans lequel le décès intervient, suite à une exposition (Di Carlo *et al.*, 1978; Gupta & Moore (1979, cités dans IPCS, 1994). Lorsque des doses létales sont administrées, la mort est causée par un « syndrome de dépérissement » (cachexie progressive), caractérisé par une perte importante en poids corporel plutôt que par une pathologie d'un organe particulier (Hutzinger *et al.*, 1985a; McConnell, 1985, cités dans IPCS, 1994). Cependant, une exposition prolongée d'animaux de laboratoire, auxquels on avait administré des doses situées entre  $< 1$  mg/kg de poids corporel par jour et 100 mg/kg de poids corporel par jour, a entraîné des modifications dans le foie, les reins et la thyroïde, accompagnées d'effets sur le système nerveux et sur le système immunitaire, de porphyrie et d'affections cutanées (IPCS, 1994).

Un résumé des résultats de plusieurs études toxicologiques essentielles concernant l'hexabromobiphényle, y compris les doses sans effet nocif observé (DSENO) et les doses minimales avec effet nocif observé (DMENO) mesurées dans chaque étude, se trouve à l'Annexe A, Tableau A.3 du présent document. Les études citées au Tableau A.3 de l'Annexe A ont été sélectionnées à partir de la vaste base de données des études toxicologiques concernant l'hexabromobiphényle et en fonction de l'importance des effets examinés (tels que la toxicité pour la reproduction, la cancérogénicité, la toxicité pour d'autres organes cibles importants), de la solidité de ces études ainsi que des doses DSENO/DMENO pour lesquelles des effets étaient rapportés. Le Tableau 2.2 ci-dessous mentionne ces principales études toxicologiques (également citées à l'Annexe A, Tableau A.3) lorsqu'elles fournissent des informations relatives à une toxicité de l'hexabromobiphényle à de faibles niveaux d'exposition : en effet, de telles informations sont particulièrement pertinentes pour permettre de caractériser les risques toxicologiques présentés par ces composés. Le rapport US ATSDR a eu recours à certaines de ces études afin de calculer les niveaux de risques minimaux (Minimal Risk Levels - MRL) pour l'hexabromobiphényle (US ATSDR, 2004).

Dans les études toxicologiques, les effets observés ont inclus : une baisse des hormones de la thyroïde du rat dans une étude de gavage de 10 jours, en utilisant une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 1 mg/kg de poids corporel par jour (Allen-Rowlands *et al.* 1981, cités dans US ATSDR, 2004); une diminution des réponses lymphoprolifératives chez le rat, en utilisant une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 3 mg/kg par jour (Luster *et al.* 1980, cités dans US ATSDR, 2004); et une toxicité généralisée chez les singes rhésus mâles, en administrant une dose de 0,73 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) (Allen *et al.* 1978; Lambrecht *et al.* 1978 (cités par US ATSDR, 2004)). Les PBB ont été à l'origine de porphyrie chez des rats et des souris mâles auxquels on avait administré des doses aussi faibles que 0,3 mg/kg de poids corporel par jour. La dose sans effet nocif observé (DSENO) a été de 0,1 mg/kg de poids corporel par jour.

Ces résultats montrent que l'hexabromobiphényle est à l'origine d'une toxicité à long terme chez les animaux de laboratoire, en administrant de très faibles doses de la substance chimique. On notera l'importance des effets observés sur la thyroïde du rat pour une caractérisation des risques présentés par la substance chimique : en utilisant des doses aussi faibles que 0,05 mg/kg de poids corporel par jour, ces effets ont inclus une augmentation du nombre et une diminution de la taille des follicules thyroïdiens, accompagnée de modifications des niveaux d'hormones T<sub>3</sub> et T<sub>4</sub> (Akoso *et al.* 1982, cités dans US ATSDR, 2004).

L'hépatocarcérogénicité de l'hexabromobiphényle a été démontrée dans le cadre de plusieurs études, y compris des études à doses répétées faites sur des rats Fischer-344/N et des souris (mâles et femelles) B6C3F1, auxquels on avait administré du FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 à des doses de 0, 0,1, 0,3, 1, 3, ou 10 mg/kg de poids corporel par jour (NTP 1983, NTP, 1992, cité dans US ATSDR, 2004). Les tumeurs générées ont inclus des adénomes hépatocellulaires et des carcinomes et, chez les rats femelles, des cholangiocarcinomes. La plus faible dose de FireMaster<sup>(R)</sup> ayant été à l'origine de tumeurs (principalement des adénomes plutôt que des carcinomes) chez les rats a été de 3,0 mg/kg de poids corporel par jour pendant 2 ans, et chez les souris, de 10 mg/kg de poids corporel par jour sur une même période (NTP 1983, cité dans US ATSDR, 2004). Dans une étude comprenant une exposition prénatale et post-natale en plus d'une exposition à vie, aucun effet nocif n'a été observé chez des souris auxquelles on avait administré des doses de 0,15 mg/kg de poids corporel par jour (NTP, 1992, cité dans US ATSDR, 2004). Le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC) a conclu en

1987 que des preuves suffisantes étaient réunies montrant que l'hexabromobiphényle est cancérigène pour les souris et pour les rats, et peut-être cancérigène pour l'homme (Groupe 2B). Des analyses faites *in vitro* sur la mutation de gènes de cellules microbiennes et de mammifères n'ont pas montré que l'hexabromobiphényle était génotoxique (voir le Tableau 88 dans IPCS, 1994), bien qu'il ait été démontré que la substance interfère sur la communication entre les cellules (Sleight, 1985 cité dans IPCS, 1994). Ces résultats, combinés avec les résultats d'études faites sur des tumeurs (voir par exemple Schwartz *et al.*, 1980; Jensen *et al.*, 1982, 1983, 1984; Jensen & Sleight, 1986; Rezabek *et al.*, 1987; Dixon *et al.*, 1988, cités dans IPCS, 1994) montrent que les PBB sont à l'origine de cancers par le biais de mécanismes épigénétiques, comprenant à la fois une toxicité et une hypertrophie hépatiques, dont une induction du cytochrome P-450 (IPCS, 1994).

Des effets nocifs ont été observés sur les paramètres de reproduction de différents types d'animaux de laboratoire dans le cadre d'une administration par voie orale d'hexabromobiphényle (voir le Tableau 86 et 87 dans IPCS, 1994). Les effets nocifs les plus fréquemment observés pour la reproduction ont été l'absence d'implantation et une diminution de la viabilité de la progéniture. Dans le cadre d'une étude de 15 jours portant sur la toxicité pour la reproduction chez les rats, ces effets ont été observés en administrant une dose de 28,6 mg/kg de poids corporel par jour, entre le premier et le 14<sup>e</sup> jour de gestation (Beaudoin 1979, cité dans US ATSDR, 2004); ces mêmes effets ont également été observés chez des visons en utilisant des concentrations en PBB de 1 mg/kg de nourriture (Aulerich and Ringer, 1979, cités dans IPCS, 1994). Une augmentation de la durée du cycle menstruel ainsi que des saignements d'implantation prolongés ont été observés chez des singes femelles auxquelles on avait administré des doses journalières d'environ 0,012 mg/kg de poids corporel par jour pendant 7 mois, avant la reproduction et pendant la grossesse. Des décès de fœtus ont également été constatés à la suite d'une exposition d'environ 1 an à des PBB. Ces effets ont été attribués à une baisse des niveaux de progestérone dans le sérum (Lambrecht *et al.* 1978; Allen *et al.* 1978; 1979 (cités dans US ATSDR, 2004)).

**Tableau 2.2 Principales études toxicologiques sur la toxicité de l'hexabromobiphényle.**

Espèces	Type d'étude	Effet	DMENO/ DSENO
Rat	Toxicité à court-terme/aiguë Exposition répétée pendant 10 jours, étude de gavage	Diminution des hormones thyroïdiennes T4 dans le sérum	3 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 1 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)
Rat, Sprague Dawley	Etude de nourrissage diététique de 30 jours	Augmentation du nombre et diminution de la taille des follicules thyroïdiens	0,05 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)
Souris B6C3F1	Exposition in utero après la naissance au Gd 0-ppd 56	Adénome hépatocellulaire et carcinome chez la progéniture	1,5 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 0,15 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)
Singe rhésus	Etude de nourrissage diététique de 25 à 50 semaines	Perte de poids de 34% chez les mâles adultes, 0% de gain de poids chez les jeunes, prolifération de cellules muqueuses, inflammation chronique, colite ulcéreuse sévère, alopecie, kératinisation des follicules capillaires et des glandes sébacées, modifications hépatiques et chimiques cliniques	0,73 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO, males)
Rat, Sprague Dawley	Etude de nourrissage diététique de 7 mois	Diminution des hormones thyroïdiennes T3 et T4	0,45 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)
Singe rhésus		Augmentation de la durée du cycle menstruel pour 4 sujets sur 7; saignement d'implantation pour 2 sujets sur 7; 1 fœtus sur 7 avorté, 1 sur 7 mort-né, diminution de 12% du poids de naissance et diminution de 22% du gain de poids postnatal chez 4 survivants sur 7	0,012 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)

Dose minimale avec effet nocif observé : DMENO

Dose sans effet nocif observé : DSENO

### Toxicité de l'hexabromobiphényle pour les humains

Les informations disponibles sur les effets toxicologiques des PBB (et par conséquent, de l'hexabromobiphényle) chez les humains proviennent pour l'essentiel des données de l'accident de Michigan décrit à la section 2.1.4 du présent document (Carter (1976), Getty *et al.* (197), Kay (1977), Di Carlo *et al.* (1978), Damstra *et al.* (1982), Zabik (1982), et Fries (1985b), cités dans EHC 152 (IPCS, 1994). Cet accident a été à l'origine d'une exposition généralisée des consommateurs pendant une période de près d'un an, avant que la contamination des aliments par des PBB ne puisse être identifiée et que les produits alimentaires affectés ne soient retirés de la chaîne alimentaire.

Pendant la période qui a suivi la contamination, les effets nocifs sur la santé ont inclus des modifications dans les enzymes du foie, des nausées, des douleurs abdominales, une perte

d'appétit, des douleurs articulaires et de la fatigue (Anderson et al., 1978b, 1979, cités dans IPCS, 1994), de même que des affections cutanées, incluant de l'acné et des pertes de cheveux (IPCS, 1994). Des affections cutanées de même type ont également été observées chez des travailleurs exposés à des PBB dans le cadre de leur activité professionnelle (Anderson et al., 1978a, cités par le rapport IPCS, 1994) et chez des travailleurs exposés à des dioxines et furannes polychlorés.

Des études épidémiologiques poussées ont été réalisées concernant l'état de santé d'individus exposés à des PBB, y compris l'état du système immunitaire, l'incidence du cancer, les effets sur la reproduction et sur le développement des jeunes enfants. La plupart de ces études n'ont pas réussi à établir un lien de causalité décisif entre n'importe lequel des ces effets et une exposition à la substance chimique; cependant, certaines études ont indiqué un affaiblissement du système immunitaire de résidents d'exploitations agricoles du Michigan (Bekesi et al., 1979, 1987); des effets ont également été observés sur le développement de jeunes femmes au moment de la puberté (voir les développements ci-dessous sur les effets perturbateurs du système endocrinien).

Aucune intoxication aiguë causée par de l'hexabromobiphényle n'a été rapportée chez des personnes; de même, il n'existe aucune preuve épidémiologiques convergentes montrant une hépatocarcinogénicité chez des personnes exposées à la substance chimique. Dans des études de contrôle menées sur des femmes exposées à des PBB durant l'épisode de contamination du Michigan, un lien a été établi entre une augmentation des concentrations en PBB dans le sérum (> 2 ppb) et une augmentation des risques de cancer du sein (Henderson et al. 1995; Hoque et al. 1998); cependant, selon le rapport US ATSDR, 2004, les résultats ne permettent d'aboutir qu'à des suggestions en raison de facteurs limitatifs tels que le petit nombre de cas observés, le manque d'informations sur les facteurs de risques connus pour le cancer du sein, et une exposition à d'autres produits chimiques organochlorés pouvant prêter à confusion.

### **Effets sur le système endocrinien**

Il est établi que les PBB (et par conséquent l'hexabromobiphényle) ont des effets sur le système endocrinien. Les PBB ont été évalués dans le cadre de la Stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens<sup>7</sup> et ils ont été inscrits dans la catégorie 1 (preuve d'une activité perturbatrice du système endocrinien chez une espèce au moins d'animal vivant) de la liste prioritaire des produits chimiques établie dans le cadre de la Stratégie communautaire. Cette classification est basée sur des preuves d'une ouverture vaginale retardée chez les petits des rats, des preuves épidémiologiques d'hypothyroïdisme chez les travailleurs exposés à des biphényles polybromés et d'une augmentation de l'incidence du cancer du sein chez des femmes exposées à des biphényles polybromés (voir le rapport BKH, 2000). Dans le cadre d'une évaluation (Blanck et al., 2000) du développement de jeunes filles et de jeunes femmes à l'âge de la puberté, ayant été exposées *in utero* et par le biais du lait maternel à des concentrations élevées en PBB (> 7ppb), il a été démontré que cette population atteignait l'âge de la ménarche plus tôt que des femmes également allaitées mais exposées à des concentrations en PBB plus faibles et plus tôt que des femmes exposées à des concentrations élevées en PBB mais n'ayant pas été allaitées. Un développement de la pilosité pubienne avancé a également été observé chez une population exposée aux concentrations en PBB plus élevées, suggérant que les PBB ont des effets sur les événements de la puberté (Blanck et al., 2000).

<sup>7</sup> [http://europa.eu.int/comm/environment/endocrine/strategy/substances\\_en.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/endocrine/strategy/substances_en.htm)

## Conclusion sur l'évaluation des effets et la toxicité de l'hexabromobiphényle

L'hexabromobiphényle est facilement absorbé par l'organisme et il s'y accumule suite à une exposition prolongée. Bien que la toxicité aiguë de l'hexabromobiphényle soit faible, plusieurs effets toxiques chroniques, dont l'hépatotoxicité, ont été observés chez des animaux de laboratoire suite à une exposition de longue durée, en utilisant des doses d'environ 1 mg/kg de poids corporel par jour; des effets ont également été observés sur la thyroïde du rat en administrant des doses aussi faibles que 0,05 mg/kg de poids corporel par jour. Dans le cadre d'études faites sur des animaux, un cancer a été généré en utilisant des doses de PBB de 0,5 mg/kg de poids corporel par jour, la dose sans effet nocif observé étant de 0,15 mg/kg de poids corporel par jour. Le Centre international de Recherche sur le Cancer a classé l'hexabromobiphényle comme étant peut-être cancérigène pour l'homme (CIRC, groupe 2B). Les PBB (et par conséquent l'hexabromobiphényle) sont des perturbateurs endocriniens et des effets sont observés sur la capacité reproductrice des rats, des visons et des singes. Des effets ont été observés chez des singes auxquels on avait administré une dose de 0,012 mg/kg de poids corporel par jour pendant 7 mois, avant la reproduction et pendant la grossesse : ceci représente les plus faibles concentrations en hexabromobiphényle pour lesquelles des effets ont été observés, dans le cadre d'études toxicologiques. Il existe des preuves épidémiologiques d'hypothyroïdisme chez les travailleurs exposés à des biphényles polybromés et d'une augmentation de l'incidence du cancer du sein chez des femmes exposées à la substance chimique.

On peut conclure que l'hexabromobiphényle est un produit chimique bioaccumulatif caractérisé par une série d'effets potentiellement nocifs pour la santé, y compris une cancérigénicité, une toxicité pour la reproduction, des effets perturbateurs du système endocrinien et d'autres hormones, ceci à des niveaux d'exposition très faibles.

### 2.4.2 Ecotoxicité

Peu de données sont disponibles concernant les effets des PBB sur des organismes vivants autres que les mammifères. Des tests de toxicité utilisant du décabromobiphényle de qualité technique (Adine 0102) et des bactéries (*Pseudomonas putida*) ainsi que des daphnies (*Daphnia magna*) sont mentionnés dans le rapport d'étude EHS 152 (1994). Les résultats ont été une EC10 (réponse de 10% à l'effet mesuré) de 53 mg/L pour les bactéries (*Pseudomonas putida*) (multiplication des cellules) et une EC50 (réponse de 50% à l'effet mesuré) > 66 mg/litre pour les daphnies (*Daphnia magna*) (immobilisation pendant 24 heures). Du fait que les concentrations mesurées excèdent la solubilité des PBB dans l'eau, il est possible que ces données ne soient pas pertinentes pour une mesure des effets sur l'environnement. Cependant, la concentration sans effet observé (NOEC) étant < 2 mg/L, ceci montre que les daphnies sont affectées même par les concentrations les plus faibles testées.

MacPhee & Ruelle (1969) et Applegate *et al.* (1957) notent les résultats de tests à court terme utilisant de l'hexabromobiphényle (Numéro CAS 36355-01-8), réalisés sur plusieurs espèces de poissons, où des concentrations situées entre 5 et 10 mg/L ont été mesurées (Citation de la base de données Ecotox (US EPA, 2006)). Ces concentrations excèdent également une solubilité dans l'eau de la substance chimique, signifiant qu'elles ne sont peut-être pas pertinentes pour une mesure des effets sur l'environnement.

Dans une étude faite sur le terrain sur des oiseaux d'eau, une corrélation a été établie non sans ambiguïté entre des charges en PBB dans l'organisme et des effets sur le comportement, liés au succès en matière de reproduction (EHS 152 (IPCS, 1994)).

Dans un test inhabituel effectué sur les premières étapes de la vie de poissons, Hornung *et al.* (1996) ont injecté des contaminants organiques halogénés dans des œufs de truite arc-en-ciel. Pour ce qui concerne le 3,3',4,4',5,5'-hexabromobiphényle, les auteurs ont mesuré une LD<sub>50</sub> (dose létale moyenne) de 3 910 µg/kg. Ce résultat ne peut être comparé à ceux de tests classiques réalisés sur des poissons, où l'exposition se fait par le biais du milieu aquatique, mais il peut être comparé aux résultats d'autres tests où une exposition semblable a été occasionnée. Hornung *et al.* (1996) ont mené de telles expériences afin de comparer la toxicité des PBB à celle des PCB et ils ont trouvé que le 3,3',4,4'-tétrabromobiphényle comme le 3,3',4,4',5,5'-hexabromobiphényle étaient 10 fois plus actifs que leurs équivalents en biphényles polychlorés.

Sur la base de ces résultats, on peut probablement s'attendre à ce que la toxicité de l'hexabromobiphényle pour l'environnement soit comparable à celle de l'hexachlorobiphényle.

### **3 SYNTHÈSE DES INFORMATIONS**

L'hexabromobiphényle fait partie d'un groupe plus large de biphényles polybromés (PBB). Il a été utilisé essentiellement comme retardateur de flammes. L'hexabromobiphényle est d'ores et déjà inscrit à l'Annexe I du Protocole de 1998 à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de 1979, relatif aux polluants organiques persistants.

Les données disponibles sur l'hexabromobiphényle montrent que la substance chimique est très persistante dans l'environnement. Des études faites en laboratoire comme sur le terrain montrent que l'hexabromobiphényle résiste à la dégradation dans l'eau, dans le sol et dans les sédiments. Par conséquent, l'hexabromobiphényle est très persistant dans l'environnement.

L'hexabromobiphényle est moins volatile que beaucoup de POP actuellement visés par la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Cependant, de nombreuses données de surveillance montrent que la substance chimique se retrouve dans toute la faune sauvage de l'Arctique; par conséquent, le potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement de l'hexabromobiphényle est élevé.

Il est établi que l'hexabromobiphényle est très bioaccumulatif et que son potentiel de bioamplification est élevé : ainsi, les valeurs du facteur de bioconcentration basées sur le poids se situent entre 4 700 et 18 100 et les facteurs de bioamplification dans la chaîne alimentaire aquatique dépassent le chiffre 100. Plusieurs auteurs ont montré que ces propriétés sont comparables à celles de l'hexachlorobiphényle (un composé PCB), dont les propriétés bioaccumulatives sont bien documentées.

L'hexabromobiphényle est facilement absorbé par l'organisme et il s'y accumule suite à une exposition prolongée. Bien que la toxicité aiguë de l'hexabromobiphényle soit faible, plusieurs effets toxiques chroniques, dont l'hépatotoxicité, ont été observés chez des animaux de laboratoire suite à une exposition de longue durée, en utilisant des doses d'environ 1 mg/kg de poids corporel par jour; des effets toxiques ont également été observés sur la thyroïde du rat, en administrant des doses aussi faibles que 0,05 mg/kg de poids corporel par jour. Le Centre international de Recherche sur le Cancer a classé l'hexabromobiphényle comme étant peut-être cancérigène pour l'homme (CIRC groupe 2B). Les PBB sont des perturbateurs endocriniens et des effets sont observés sur la capacité reproductrice des rats, des visons et des singes. Il existe des preuves épidémiologiques d'hypothyroïdisme chez les travailleurs exposés à des biphényles polybromés et d'une augmentation de l'incidence du

cancer du sein chez des femmes exposées à la substance chimique. Peu de données sont disponibles sur la toxicité de l'hexabromobiphényle pour des espèces autres que les mammifères de laboratoire, mais elles suggèrent que la toxicité de l'hexabromobiphényle pour l'environnement est comparable à celle de l'hexachlorobiphényle.

Sur la base des données disponibles, l'hexabromobiphényle devrait être considéré comme un polluant organique persistant pour lequel il est nécessaire d'adopter des mesures au niveau mondial.

La production et l'utilisation de l'hexabromobiphényle ont été arrêtées depuis plusieurs décennies, mais il n'est pas exclu que la substance chimique soit encore produite et utilisée dans certains pays. En plus des émissions occasionnées au cours du processus de fabrication ou de l'utilisation du produit chimique, l'hexabromobiphényle est susceptible de pénétrer l'environnement du fait de son utilisation généralisée comme retardateur de flammes. Une part considérable de la substance chimique produite parviendra probablement tôt ou tard dans l'environnement en raison de la stabilité élevée de ces composés. De surcroît, certains de ces produits chimiques peuvent former des dibenzofurannes polybromés toxiques au cours de processus de combustion.

#### **4 DECLARATION DE CONCLUSION**

Il a été démontré que l'hexabromobiphényle répond en tout état de cause à tous les critères énoncés à l'Annexe D de la Convention de Stockholm. L'hexabromobiphényle est très persistant dans l'environnement. Son potentiel de bioaccumulation est élevé et son pouvoir de bioamplification est également bien démontré. En raison de ses propriétés physiques et chimiques et sur la base des résultats obtenus pour des échantillons prélevés dans l'environnement, l'hexabromobiphényle peut être transporté par voie atmosphérique sur de longues distances, loin de ses sources. L'hexabromobiphényle est peut-être cancérigène pour l'homme et la substance chimique est capable de perturber le système endocrinien.

Du fait que l'hexabromobiphényle puisse être transporté par voie atmosphérique loin de ses sources, aucun Etat ou groupe d'Etats ne peut à lui seul atténuer la pollution causée par cette substance chimique. Une action régionale a déjà été jugée nécessaire et l'hexabromobiphényle est totalement interdit au titre du Protocole de 1998 à la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance de 1979, relatif aux polluants organiques persistants. Bien que la production et l'utilisation d'hexabromobiphényle aient été arrêtées dans la plupart des pays, une reprise de la production et de l'utilisation de la substance chimique reste possible. Ceci pourrait entraîner une augmentation des rejets et des concentrations de la substance chimique dans l'environnement.

Sur la base des données disponibles, il est donc probable que l'hexabromobiphényle soit susceptible, du fait de sa propagation à longue distance dans l'environnement, d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial.

---

**REFERENCES**

AMAP (2004): AMAP Assessment 2002: Persistent Organic Pollutants in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, 2004.

Ballschmiter K, Zell M (1980): Baseline studies of the global pollution: Occurrence of Organohalogenes in pristine European and Antarctic aquatic environments. *Int J Environ Anal Chem* 8:15- 25 (cités dans US ATSDR, 2004).

Bekesi JG, Anderson HA, Roboz JP, Roboz J, Fischbein A, Selikoff IJ, Holland JF. (1979): Immunologic dysfunction among PBB-exposed Michigan dairy farmers. *Ann NY Acad Sci*, 320:717-728.

Bekesi JG, Roboz JP, Fischbein A, Mason P. (1987). Immunotoxicology: environmental contamination by polybrominated biphenyls and immune dysfunction among residents of the State of Michigan. *Cancer Detect Prev Suppl* 1:29-37.

BKH Final Report (2000). Towards the Establishment of a Priority List of Substances for Further Evaluation of their Role in Endocrine Disruption. Prepared for the European Commission, DG Environment. [http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/bkh\\_main.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/docum/pdf/bkh_main.pdf)

Blanck HM, Marcu M, Tolbert PE, Rubin C, Henderson AK, Hertzberg VS, Zhang RH, Cameron L. (2000) Age at menarche and tanner stage in girls exposed in utero and postnatally to polybrominated biphenyl. *Epidemiology* 11:641-647

Darnerud, P.O. (2003): Toxic effects of brominated flame retardants in man and in wildlife. *Environment International*. Volume 29, Issue 6 P. 841-853

Erdogru, O. (2005): Levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrom...*Environment International*. Volume 31 Issue 5 P. 703-711.

European Community (1988): Council Regulation (EEC) No 1734/88 of 16 June 1988 concerning export from and import into the Community of certain dangerous chemicals. *Official Journal L* 155, 22.06.1988 p. 2 - 6

Evenset, A. (2005): Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants. *Environmental Pollution*. Volume 136, Issue 3 P. 419-430.

Herzke, D. (2005): Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. *Chemosphere*, 61, 441-449.

Hesse, J.L and Powers, R.A., (1978): Polybrominated biphenyl (PBB) contamination of the Pine River, Gratiot and Midland counties, Michigan. *Env. Health Perspect.*, 23:19-25.

Hornung, M. W., E.V. Zabel & R.E. Peterson (1996): Additive Interactions between Pairs of Polybrominated Dibenzo- p -dioxin, Dibenzofuran, and Biphenyl Congeners in a Rainbow Trout Early Life Stage Mortality Bioassay. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 140, 345-355

IARC (1978): International Agency for Research on Cancer (IARC) - Summaries & Evaluations, Polybrominated Biphenyls, Vol.: 18 (1978) (p. 107)

IPCS (1994): Environmental Health Criteria 152: Polybrominated biphenyls. IPCS International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva 1994. Available at <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc152.htm>.

IPCS (1997): Environmental Health Criteria 192: Flame Retardants: A General Introduction. IPCS International Programme on Chemical Safety. United Nations Environment Programme. International Labour Organisation. World Health Organization. Geneva 1994. Available at <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc192.htm>.

Jaspers, V.L.B., A. Covaci, S. Voorspoels, T. Dauwe, M. Eens & P. Schepens (2006): Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in aquatic and terrestrial predatory birds of Belgium: Levels, patterns, tissue distribution and condition factors. *Environmental Pollution*, 139, 340-352.

Jaspers, V.L.B., A. Covaci, A. Maervoet, T. Dauwe, S. Voorspoels, P. Schepens & M. Eens (2005): Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in eggs of little owls (*Athene noctua*) from Belgium. *Environmental Pollution*, 136, 81-88.

Jansson B., L. Asplund, M. Olsson (1987): Brominated flame retardants – ubiquitous environmental pollutants? *Chemosphere*, 16, 2343-2349.

Jansson, B., R. Andersson, L. Asplund, K. Litzén, K. Nylund, U. Sellström, U-B. Uvemo, C. Wahlberg, U. Widequist, T. Odsjö & M. Olsson (1993): Chlorinated and brominated persistent organic compounds in biological samples from the environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1163-1174.

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

Scheringer, M., M. MacLeod & F. Wegmann (2006): Analysis of four current POP candidates with the OECD  $P_{ov}$  and LRTP screening tool. Available at: <http://www.sust-chem.ethz.ch/downloads/>

Thomas, G.O. (2005) Absorption of decabromodiphenyl ether and other organohalogen chemicals by grey seals...*Environmental Pollution* Volume 133 (2005), Issue 3 P. 581-586

US ATSDR (2004): Toxicological Profile for Polybrominated Biphenyls and Polybrominated Diphenyl Ethers (PBBs and PBDEs). 2004. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp68.html>

Vorkamp, K. (2004): Persistent halogenated compounds in black guillemots (*Cepphus grylle*) from *Marine Pollution Bulletin*. Volume 48, Issue 1-2 P. 111-121



## ANNEXE A

**Tableau A.1 Concentrations en hexabromobiphényle (PBB 153) chez les prédateurs de la région Arctique.**

Année de prélèvement	Lieu	Espèces	Tissu	Concentration µg/kg de lipides
1999-2002	Est du Groenland	Ours polaire ( <i>Ursus maritimus</i> ) 1	Lard	33-44
1998	Faroe Islands	Fulmar boréal ( <i>Fulmarus glacialis</i> ) 1	Graisse	16-26
2001	Faroe Islands	Globicéphale ( <i>Globicephala melas</i> ) 1	Lard	8,7-17
< 1987	Océan Arctique	Guillemot du Troïl ( <i>Uria aalge</i> ) 2	Muscle	50 6
2002	Est du Groenland	Phoque annelé ( <i>Phoca hispida</i> ) 1	Lard	0,34-0,42
1998-2002	Ouest du Groenland	Phoque annelé ( <i>Phoca hispida</i> ) 1	Lard	n.d.
< 1987	Svalbard	Phoque annelé ( <i>Phoca hispida</i> ) 2	Lard	4 6
1981	Svalbard	Phoque annelé ( <i>Phoca hispida</i> ) 3	Lard	0,42
< 1988	Svalbard	Phoque sp. 4	? (moyenne)	0,8
1998	Est du Groenland	Petit rorqual ( <i>Balaenoptera acutorostrata</i> ) 1	Lard	0,56-1,2
1999-2001	Mer de Barents	Ombre chevalier ( <i>Salvelinus alpinus</i> ) 5	Muscle	n.d.-52
1986	Laponie	Cisco ( <i>Coregonus sp.</i> ) 2	Muscle	0,29
2002	Est du Groenland	Chaboisseau à épines courtes ( <i>Myoxocephalus scorpius</i> ) 1	Foie	n.d.
2002	Ouest du Groenland	Chaboisseau à épines courtes ( <i>Myoxocephalus scorpius</i> ) 1	Foie	n.d.

n.d. = Non détecté. Les limites de détection ne sont pas clairement définies dans les sources.

- 1: Vorkamp *et al.*, 2004,
- 2: Jansson *et al.*, 1987,
- 3: Jansson *et al.*, 1993,
- 4: Krüger, 1988 (Cités dans EHC 152),
- 5: Evenset *et al.* 2005.
- 6: FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6

**Tableau A.2 Concentrations en hexabromobiphényle (PBB 153) dans les biotes prélevés dans les régions tempérées et subarctiques en dehors des abords de Michigan.**

Année de prélèvement	Lieu	Espèce	Tissu	Concentration en µg/kg de lipides
<b>Espèces aquatiques</b>				
1979-85	Mer Baltique	Phoque gris ( <i>Halichoerus grypus</i> ) <sup>2</sup>	Lard	26
< 1987	Mer Baltique	Phoque veau marin ( <i>Phoca vitulina</i> ) <sup>7</sup>	Lard	20
< 1987	Mer du Nord	Phoque veau marin ( <i>Phoca vitulina</i> ) <sup>7</sup>	Lard	3
< 1987	Mer Baltique	Guillemot de Troil ( <i>Uria aalge</i> ) <sup>7</sup>	Muscle	160
1987-88	USA, Centre Atlantique	Dauphin souffleur ( <i>Tursiops truncatus</i> ) <sup>8</sup>	?	14 à 20
< 1999	Mer du Nord	Dauphin à bec blanc ( <i>Lagenorhynchus albirostris</i> ) <sup>10</sup>	?	13 (poids humide)
1987	Sud de la Suède	Omble chevalier ( <i>Salvelinus alpinus</i> ) <sup>2</sup>	Muscle	0,42
1986	Baie de Botnie	Hareng ( <i>Clupea harengus</i> ) <sup>2</sup>	Muscle	0,092
1987	Mer Baltique Centrale	Hareng ( <i>Clupea harengus</i> ) <sup>2</sup>	Muscle	0,16
1987	Skagerak	Hareng ( <i>Clupea harengus</i> ) <sup>2</sup>	Muscle	0,27
< 1988	Allemagne	Poissons de rivière (moyenne) <sup>1</sup>	?	0,60
< 1988	Mer Baltique	Poisson <sup>1</sup>	?	2,39
< 1988	Mer du Nord	Poisson <sup>1</sup>	?	1,31
1997	USA, Grands Lacs	Touladi ou truite grise ( <i>Salvelinus namaycush</i> ) (plage de moyennes) <sup>6</sup>	Poisson entier	0,19 à 2,08
<b>Oiseaux de proie</b>				
< 1987	Mer Baltique	Pygargue à queue blanche ( <i>Haliaeetus albicilla</i> ) <sup>7</sup>	Muscle	280
1977	USA, 29 Etats	Pygargue à tête blanche ( <i>Haliaeetus leucocephalus</i> ) <sup>9</sup>	Carcasse	< 0,03 à 0,07 (poids humide ?)
1977	USA, 29 Etats	Pygargue à tête blanche ( <i>Haliaeetus leucocephalus</i> ) <sup>9</sup>	Cervelle	< 0,03 à 0,05 (poids humide ?)
1982-86	Sud de la Suède	Balbusard pêcheur ( <i>Pandion haliaeetus</i> ), cadavres <sup>2</sup>	Muscle	22
2003-2004	Belgique	7 espèces d'oiseaux de proie, cadavres (plage de médianes) <sup>3</sup>	Muscle	2 à 35
2003-2004	Belgique	7 espèces d'oiseaux de proie, cadavres (plage de médianes) <sup>3</sup>	Foie	2 à 43
1998-2000	Belgique	Chouette chevêche ( <i>Athene noctua</i> ) <sup>5</sup>	Œufs non éclos	1 à 6
1991-2002	Norvège	6 espèces d'oiseaux de proie (plage de médianes) <sup>4</sup>	Œufs non éclos	0,2 à 9,4 µg/kg de poids humide
<b>Herbivores terrestres</b>				
1986	Sud de la Suède	Lapin de garenne ( <i>Oryctolagus cuniculus</i> ) <sup>2</sup>	Muscle	n.d.
1985-86	Sud de la Suède	Elan ( <i>Alces alces</i> ) <sup>2</sup>	Muscle	n.d.
1986	Nord de la Suède	Renne ( <i>Rangifer tarandus</i> ) <sup>2</sup>	Suif (gras)	0,037

n.d. = Non détecté. Les limites de détection ne sont pas clairement définies dans les sources.

---

1: EHC 152 (IPCS, 1994), 2: Jansson *et al.* 1993, 3: Jaspers *et al.*, 2006, 4: Herzke *et al.*, 2005, 5: Jaspers *et al.*, 2006, 6: Luross *et al.*, 2002, 7: Jansson *et al.* 1987, 8: Kuehl *et al.* 1991 (cités dans US ATSDR, 2004), 9: Kaiser *et al.*, 1980 (cités dans US ATSDR, 2004), 10: de Boer *et al.*, 1999 (cités dans US ATSDR, 2004).

Tableau A.3. Résumé des principales études toxicologiques sur l'hexabromobiphényle.

Espèce (produit testé)	Type d'étude	Effet	DMENO <sup>1</sup> / DSENO <sup>2</sup>	Réf.
Rat Fischer 344/N (FF-1)	Toxicité aiguë/ à court terme, exposition répétée pendant 14 jours, 5 doses quotidiennes uniques par semaine	Perte de poids corporel, émaciation, hépatotoxicité, modifications rénales et surrénales, atrophie du thymus ; nécrose des lymphoblastes spléniques	1000 mg/kg/jour (DMENO)	Gupta et Moore 1979 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat	Toxicité aiguë/ à court terme, exposition répétée pendant 10 jours, étude de gavage	Diminution des hormones thyroïdiennes T4	3 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 1 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	Allen-Rowlands <i>et al.</i> 1981 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat Sprague Dawley (BP-6)	Etude de nourrissage diététique de 30 jours	Augmentation du nombre et diminution de la taille des follicules thyroïdiens	0,05 mg/kg/jour (DMENO)	Akoso <i>et al.</i> 1982 (cité dans US ATSDR, 2004).
Souris B6C3F1 (FF-1)	Toxicité aiguë/ à court terme, exposition répétée pendant 14 jours, 5 doses quotidiennes uniques par semaine	Grossissement des hépatocytes et nécrose unicellulaire	0,3 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	Gupta <i>et al.</i> 1981 (cité dans US ATSDR, 2004).
Cochon d'inde (PBB non spécifié)	Etude de nourrissage diététique de 30 jours	Vacuolisation et stéatose dans le foie	0,04 mg/kg de poids corporel par jour	Sleight et Sanger 1976 (cité dans US ATSDR, 2004).
Souris BALB/c (BP-6)	Toxicité aiguë/ à court terme, étude diététique orale de 10 jours	Suppression de la réponse médiée par les anticorps au SRBC, atrophie thymique	130 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	Fraker et Aust 1978 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat Fischer 344/N (FF-1)	Etude de gavage de 6 mois, 5 doses quotidiennes uniques par semaine	Atténuation des réponses lymphoprolifératives et atténuation des réponses à l'hypersensibilité retardée	3 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	Luster <i>et al.</i> 1980 (cité dans US ATSDR, 2004).
Singe rhésus (FF-1)	Etude de nourrissage diététique de 25 à 50 semaines	Perte de poids de 34% chez les mâles adultes, 0% de gain de poids chez les jeunes, prolifération de cellules muqueuses, inflammation chronique, colite ulcéreuse sévère, alopecie, kératinisation des follicules capillaires et des glandes sébacées, modifications hépatiques et chimiques	0,73 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO, mâles)	Allen <i>et al.</i> 1978 ; Lambrecht <i>et al.</i> 1978 (cité dans US ATSDR, 2004).

		cliniques		
--	--	-----------	--	--

Rat Sprague Dawley (BP-6)	Etude de nourrissage diététique de 7 mois	Diminution des hormones thyroïdiennes T3 et T4	0,45 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	Byrne <i>et al.</i> 1987 (cité dans US ATSDR, 2004).
---------------------------	-------------------------------------------	------------------------------------------------	-----------------------------------------------	------------------------------------------------------

<sup>1</sup> Dose Minimale avec Effet Nocif Observé – en anglais, DMENO

<sup>2</sup> Dose Sans Effet Nocif Observé – en anglais, DSENO

Remarque : FF-1 et BP-6 dans la colonne 1 désignent respectivement FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 et FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6, les PBB utilisés dans l'étude de toxicité décrite.

Tableau A.3 (suite) Résumé des principales études toxicologiques sur l'hexabromobiphényle.

Espèce (produit testé)	Type d'étude	Effet	DMENO <sup>1</sup> / DSENO <sup>2</sup>	Réf.
Rat Fischer 344/N (FF-1)	Etude de gavage de 25 semaines, 5 doses quotidiennes uniques par semaine	Ulcères gastriques, diminution des hormones thyroïdiennes T4, troubles hématologiques, atrophie thymique, néphropathie progressive	0,3 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 0,1 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	NTP 1983 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat Sprague-Dawley Holtzman (FF-1)	Etude de gavage de 4 semaines, 5 doses quotidiennes uniques par semaine	Diminution de l'activité motrice	6 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 3 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	Geller <i>et al.</i> 1979 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat Sprague Dawley (BP-6)	Etude de gavage de 6 mois, 5 doses quotidiennes uniques par semaine	Retard dans l'acquisition de la locomotion et diminution de l'activité en milieu ouvert chez la progéniture	2 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 0,2 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	Henck <i>et al.</i> 1994 (cité dans US ATSDR, 2004).
Singe rhésus (FF-1)		Augmentation de la durée du cycle menstruel pour 4 sujets sur 7 ; saignement d'implantation pour 2 sujets sur 7. 1 fœtus sur 7 avorté, 1 sur 7 mort-né, diminution de 12% du poids de naissance et diminution de 22% du gain de poids postnatal chez 4 survivants sur 7.	0,012 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	Lambrecht <i>et al.</i> 1978 ; Allen <i>et al.</i> 1978 ; 1979 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat Wistar (BP-6)	Etude de toxicité reproductive de 15 jours, dosage entre les jours 0 et 14 de la gestation	Aucune implantation chez 2 rats sur 5	28,6 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 14,3 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	Beaudoin 1979 (cité dans US ATSDR, 2004).
Rat, Sprague Dawley	Etude de gavage chez lez rates enceintes, dosage entre les jours 7 et 15 de la gestation	Reproduction : Ouverture vaginale retardée chez les petits	0,04 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	Harris <i>et al.</i> (1978) (cité dans BKH Final Report 2000)
Rat Sprague Dawley (BP-6)	Etude de nourrissage diététique de 40 jours	Déficits reproductifs dans le comportement d'apprentissage chez la progéniture, 6 mois après l'exposition	0,2 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	Henck et Rech 1986 (cité dans US ATSDR, 2004).

		prénatale lactationnelle	et		
--	--	-----------------------------	----	--	--

<sup>1</sup> Dose Minimale avec Effet Nocif Observé – en anglais, DMENO

<sup>2</sup> Dose Sans Effet Nocif Observé – en anglais, DSENO

Remarque : FF-1 et BP-6 dans la colonne 1 désignent respectivement FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 et FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6, les PBB utilisés dans l'étude de toxicité décrite.

Tableau A.3 (suite) Résumé des principales études toxicologiques sur l'hexabromobiphényle.

Espèce (produit testé)	Type d'étude	Effet	DMENO <sup>1</sup> / DSENO <sup>2</sup>	Réf.
Rat Fischer 344/N (FF-1)	Etude de gavage de 6 mois, 5 doses quotidiennes uniques par semaine, dosages de 0, 0,1, 0,3, 1, 3 ou 10 mg/kg/jour	Carcinome et adénome hépatocellulaires, carcinome cholangiocellulaire (femelles uniquement)	3 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	NTP 1983 (cité dans US ATSDR, 2004).
Souris B6C3F1 (FF-1)	Etude de gavage de 6 mois, 5 doses quotidiennes uniques par semaine, dosages de 0, 0,1, 0,3, 1, 3 ou 10 mg/kg/jour	Carcinome et adénome hépatocellulaires	10 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO)	NTP 1983 (cité dans US ATSDR, 2004)
Souris B6C3F1 (FF-1)	Exposition in utero et post-partum entre le jour 0 de gestation et le jour 56 post-partum (Gd 0-ppd 56)	Carcinome et adénome hépatocellulaires chez la progéniture	1,5 mg/kg de poids corporel par jour (DMENO) 0,15 mg/kg de poids corporel par jour (DSENO)	NTP 1992 (cité dans US ATSDR, 2004).
Humains	Femmes accidentellement exposées lors de l'accident de Michigan	Lien entre les PBB dans le sérum et le risque de cancer du sein	Lien entre une teneur en PBB dans le sérum > 2 ppb et le risque de cancer du sein par rapport au groupe de référence (< 2 ppb)	Henderson <i>et al.</i> 1995 (cité dans US ATSDR, 2004).
Humains	Résidents de fermes du Michigan accidentellement exposés lors de l'accident de Michigan	Diminution substantielle de la fonction immunologique in vitro		Bekesi <i>et al.</i> 1979, 1985 (cité dans US ATSDR, 2004) Bekesi <i>et al.</i> , 1987
Humains	Femmes accidentellement exposées lors de l'accident de Michigan	Perturbation possible de la fonction ovarienne comme indiqué par la longueur du cycle menstruel et la durée du saignement		Davis <i>et al.</i> , 2005
Humains	Enfants de femmes accidentellement exposées lors de l'accident de Michigan	Les filles allaitées exposées in utero à des fortes concentrations en PBB étaient plus âgées lors de la ménarche.	Effets à une concentration ≥ 7 ppb dans le lait maternel	Blanck <i>et al.</i> , 2000 (cité dans US ATSDR, 2004)

<sup>1</sup> Dose Minimale avec Effet Nocif Observé – en anglais, DMENO<sup>2</sup> Dose Sans Effet Nocif Observé – en anglais, DSENORemarque : FF-1 et BP-6 dans la colonne 1 désignent respectivement FireMaster<sup>(R)</sup> FF-1 et FireMaster<sup>(R)</sup> BP-6, les PBB utilisés dans l'étude de toxicité décrite.

## ANNEX B

### ISOMERES DE L'HEXABROMOBIPHENYLE

Numéro UICPA8	Nom	Numéro CAS9.
	Hexabromobiphényle	36355-01-8
128	2,2',3,3',4,4' hexabromobiphényle	82865-89-2
129	2,2',3,3',4,5 hexabromobiphényle	
130	2,2',3,3',4,5' hexabromobiphényle	82865-90-5
131	2,2',3,3',4,6 hexabromobiphényle	
132	2,2',3,3',4,6' hexabromobiphényle	119264-50-5
133	2,2',3,3',5,5' hexabromobiphényle	55066-76-7
134	2,2',3,3',5,6 hexabromobiphényle	
135	2,2',3,3',5,6' hexabromobiphényle	119264-51-6
136	2,2',3,3',6,6' hexabromobiphényle	
137	2,2',3,4,4',5 hexabromobiphényle	81381-52-4
138	2,2',3,4,4',5' hexabromobiphényle	67888-98-6
139	2,2',3,4,4',6 hexabromobiphényle	
140	2,2',3,4,4',6' hexabromobiphényle	
141	2,2',3,4,5,5' hexabromobiphényle	120991-47-1
142	2,2',3,4,5,6 hexabromobiphényle	
143	2,2',3,4,5,6' hexabromobiphényle	
144	2,2',3,4,5',6 hexabromobiphényle	119264-52-7
145	2,2',3,4,6,6' hexabromobiphényle	
146	2,2',3,4',5,5' hexabromobiphényle	
147	2,2',3,4',5,6 hexabromobiphényle	
148	2,2',3,4',5,6' hexabromobiphényle	
149	2,2',3,4',5',6 hexabromobiphényle	69278-59-7
150	2,2',3,4',5,6' hexabromobiphényle	93261-83-7
151	2,2',3,5,5',6 hexabromobiphényle	119264-53-8
152	2,2',3,5,6,6' hexabromobiphényle	
153	2,2',4,4',5,5' hexabromobiphényle	59080-40-9
154	2,2',4,4',5,6' hexabromobiphényle	36402-15-0
155	2,2',4,4',6,6' hexabromobiphényle	59261-08-4
156	2,3,3',4,4',5 hexabromobiphényle	77607-09-1
157	2,3,3',4,4',5' hexabromobiphényle	84303-47-9
158	2,3,3',4,4',6 hexabromobiphényle	
159	2,3,3',4,4',5' hexabromobiphényle	120991-48-2
160	2,3,3',4,5,6 hexabromobiphényle	
161	2,3,3',4,5',6 hexabromobiphényle	
162	2,3,3',4',5,5' hexabromobiphényle	
163	2,3,3',4',5,6 hexabromobiphényle	
164	2,3,3',4',5',6 hexabromobiphényle	82865-91-5
165	2,3,3',5,5',6 hexabromobiphényle	
166	2,3,4,4',5,6 hexabromobiphényle	
167	2,3',4,4',5,5' hexabromobiphényle	67888-99-7
168	2,3',4,4',5',6 hexabromobiphényle	84303-48-0
169	3,3',4,4',5,5' hexabromobiphényle	60044-26-0

(US ATSDR (2004) 10)

<sup>8</sup> Ballschmiter and Zell 1980<sup>9</sup> EHC 152 (IPCS, 1994).<sup>10</sup> Note: La Liste du rapport d'étude US ATSDR ne comprend pas les deux numéros CAS inclus dans le rapport d'étude EHC 192 1997