

Distr. générale
23 novembre 2015

Français
Original : anglais



**Convention de Stockholm
sur les polluants organiques
persistants**

**Comité d'étude des polluants organiques
persistants**
Onzième réunion
Rome, 19-23 octobre 2015

**Rapport du Comité d'étude des polluants organiques
persistants sur ses travaux à sa onzième réunion**

Additif

**Évaluation de la gestion des risques concernant
le décabromodiphényléther (mélange commercial, c-décaBDE)**

À sa onzième réunion, dans sa décision POPRC-11/1, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté une évaluation de la gestion des risques concernant le décabromodiphényléther (mélange commercial, c-décaBDE) sur la base du projet figurant dans la note du Secrétariat (UNEP/POPS/POPRC.11/2). Le texte de l'évaluation de la gestion des risques, tel qu'il a été modifié, figure en annexe au présent additif. Il n'a pas été revu par les services d'édition.

Annexe

DÉCABROMODIPHÉNYLÉTHÉR
(mélange commercial, c-décaBDE)

ÉVALUATION DE LA GESTION DES RISQUES

Élaborée par le groupe de travail intersessions sur le décabromodiphényléter
Comité d'étude des polluants organiques persistants

Octobre 2015

Table des matières

Résumé	4
1. Introduction	5
1.1 Identité chimique de la substance	6
1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations demandées à l'Annexe E....	7
1.3 Sources des données	7
1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions internationales	8
1.5 Mesures de réglementation nationales ou régionales prises.....	8
2. Synthèse des informations concernant l'évaluation de la gestion des risques.....	10
2.1 Mesures de réglementation possibles.....	11
2.2 Efficacité des éventuelles mesures de réglementation par rapport aux objectifs de réduction des risques.....	12
2.3 Informations sur les solutions de remplacement (produits et procédés), s'il y a lieu.....	17
2.3.1 Substances de remplacement	18
2.3.2 Plastiques	20
2.3.3 Textiles	22
2.3.4 Autres utilisations	24
2.3.5 Techniques alternatives et matériaux intrinsèquement ignifugés	24
2.3.6 Normes de sécurité incendie, exigences et solutions	27
2.4 Informations récapitulatives sur les incidences de la mise en œuvre des mesures de réglementation éventuelles sur la société.....	29
2.4.1 Santé, y compris santé publique, environnementale et professionnelle	29
2.4.2 Agriculture, y compris aquaculture et sylviculture	31
2.4.3 Biote (biodiversité).....	31
2.4.4 Aspects économiques et coût social	32
2.4.5 Vers un développement durable	35
2.5 Autres considérations.....	35
3. Synthèse des informations	36
3.1 Résumé des informations figurant dans le descriptif des risques.....	36
3.2 Résumé des informations sur l'évaluation de la gestion des risques	37
3.3 Mesures de gestion des risques suggérées	38
4. Conclusion générale.....	39
Références.....	40

Résumé

1. En 2013, la Norvège a présenté une proposition visant à inscrire le décabromodiphényléther (c-décaBDE) commercial de la Convention de Stockholm comme polluant organique persistant. En 2014, à la dixième réunion du Comité d'étude des polluants organiques persistants, il a été décidé que le BDE-209, principal constituant du c-décaBDE est 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. Un groupe de travail spécial a été créé pour préparer une évaluation de la gestion des risques du c-décaBDE conformément à l'Annexe F à la Convention, pour examen par le Comité d'étude des polluants organiques persistants à sa onzième réunion en octobre 2015.

2. Le c-décaBDE est un produit chimique produit intentionnellement se composant principalement du congénère entièrement bromé, le décaBDE ou BDE-209 ($\geq 90-97\%$), et de faibles quantités de nonabromodiphényléther et d'octabromodiphényléther. Depuis plus d'une décennie, le c-décaBDE a fait l'objet d'études pour déterminer ses conséquences potentielles pour la santé et l'environnement et a été soumis à des mesures de réglementation stricte et de gestion des risques volontaire dans certains pays et régions, ainsi que par certaines entreprises. Quelques pays dans le monde continuent cependant à produire du c-décaBDE.

3. Le c-décaBDE est employé comme retardateur de flamme pour des applications variées, notamment dans les plastiques, textiles, adhésifs, colles, enduits et encres. Les plastiques contenant du c-décaBDE sont utilisés dans les équipements électriques et électroniques, les fils et câbles, les tuyaux et les tapis. Dans les textiles, il est principalement employé dans les tissus d'ameublement, les volets, les rideaux, les matelas dans les bâtiments publics et résidentiels et dans le secteur des transports. Les quantités de c-décaBDE utilisées dans les plastiques et les textiles sont variables, mais environ 90 % de ce produit se retrouvent dans les plastiques et notamment dans les plastiques des composants électroniques, le reste étant utilisé dans les textiles revêtus, le mobilier capitonné et les matelas.

4. Le c-décaBDE est émis dans l'environnement à toutes les étapes du cycle de vie, mais on suppose que ses émissions sont le plus élevées pendant la vie utile des produits et lors de leur élimination à l'état de déchets. La durée de vie utile moyenne des équipements électriques et électroniques étant d'environ 10 ans, le c-décaBDE continuera donc à être rejeté dans l'environnement du fait de l'utilisation de ces articles pendant de nombreuses années encore. La mesure de réglementation la plus efficace pour réduire les rejets de c-décaBDE et de son principal constituant le BDE-209 consisterait à inscrire le BDE-209 (c-décaBDE) à l'Annexe A de la Convention sans dérogations spécifiques. En outre, il sera essentiel de mettre en place des mesures de réglementation efficaces pour la manipulation des déchets contenant du c-décaBDE. Vu l'utilisation actuelle et passée du c-décaBDE comme retardateur de flamme, de nombreux produits en circulation deviendront des déchets dont il faudra se débarrasser dans le futur. L'un des moyens utilisés pour la destruction de déchets contenant du c-décaBDE est l'incinération contrôlée à haute température avec des systèmes capables d'éliminer les éventuels composés bromés de furanne/dioxine produits lors de ce procédé, associée à une surveillance continue et au respect strict des directives sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales de la Convention, ainsi qu'au traitement écologiquement rationnel des cendres volantes. D'autres moyens sont décrits dans le document UNEP/POP/COP.7/INF/22, où sont également exposées les contraintes en matière de recyclage.

5. Conformément à l'article 6 de la Convention, les déchets doivent être éliminés de manière à ce que les polluants organiques persistants qu'ils contiennent soient détruits ou irréversiblement transformés, de telle sorte qu'ils ne présentent plus les caractéristiques de polluants organiques persistants, ou autrement éliminés d'une manière écologiquement rationnelle lorsque la destruction ou la transformation irréversible ne constitue pas l'option préférable du point de vue écologique ou la teneur en polluants organiques persistants est faible. De ce fait, le recyclage de matières dont la teneur en polluants organiques persistants est supérieure à la valeur définie pour la faible teneur en polluants organiques persistants n'est pas recommandé et devrait être évité. Récemment, le BDE-209 a été détecté dans nombre d'articles fabriqués à partir de matériaux recyclés, notamment des articles dits aptes au contact alimentaire. Cela signifie qu'il est difficile de maîtriser la teneur en c-décaBDE dans les matières plastiques destinées au recyclage et que le recyclage est susceptible de contribuer à une exposition humaine au c-décaBDE. Les données de surveillance montrent également que le recyclage contribue de manière importante à une pollution environnementale et présente des risques pour la santé pour les populations locales, surtout dans les pays en développement où le recyclage est réalisé dans le secteur informel. Dans le secteur des déchets, on ne dispose pas de solutions techniques à l'échelle industrielle permettant d'assurer une gestion plus durable des déchets à long terme, par exemple en triant les composants contenant des produits chimiques dangereux, en particulier dans les pays en développement. Une réglementation stricte de l'utilisation du c-décaBDE

pourrait également avoir des incidences économiques sur le recyclage, mais il est difficile d'en prédire les coûts et avantages exacts. À l'heure actuelle, il semblerait que les plastiques et textiles contenant du c-décaBDE ne sont pas recyclés à grande échelle et d'après les informations disponibles, l'incidence socio-économique du recyclage du c-décaBDE serait limitée.

6. Une analyse des incidences économiques sur les installations de recyclage doit être menée au niveau des pays ou des régions. La solution optimale dépendra beaucoup du contexte économique et culturel dans lequel s'inscrit le système. Le coût de la main-d'œuvre, la structure de l'économie et notamment le secteur informel important, le cadre réglementaire existant et les possibilités et les limites de l'application de la loi doivent être pris en compte afin de trouver des solutions susceptibles d'améliorer la situation en termes de conséquences environnementales, de risques professionnels et de retombées économiques.

7. Sur la base des informations présentées lors de l'évaluation de la gestion des risques et de l'expérience collective communiquée, certains secteurs pourraient se heurter à des difficultés, par exemple les pièces détachées anciennes destinées à l'aéronautique et à l'automobile. Certaines Parties ont identifié des difficultés concernant le recyclage. Compte tenu des préoccupations suscitées par les articles et les produits en circulation et les produits recyclés contenant du décaBDE exportés en particulier vers les pays en développement et à économie en transition, d'autres experts se sont opposés à une dérogation pour le recyclage en raison du manque de capacités pour identifier et pour analyser les produits contenant cette substance. À titre de mesures supplémentaires pour la gestion des risques, on pourrait notamment instaurer une obligation d'étiqueter les articles neufs contenant du décaBDE.

8. Cependant, plusieurs produits chimiques alternatifs qui ne sont pas des polluants organiques persistants sont déjà présents sur le marché en remplacement du c-décaBDE dans les plastiques et les textiles. On dispose en outre de produits de remplacement non chimiques et de solutions techniques, à savoir respectivement des matériaux non inflammables et des barrières physiques. D'après les informations requises à l'Annexe F et d'autres données disponibles, les marchés du textile, de l'ameublement et de l'électronique abandonnent progressivement l'utilisation du c-décaBDE et que des remplacements ont été effectués ou sont en cours pour la plupart des applications connues, sinon toutes.

9. La réduction ou l'élimination du c-décaBDE au niveau mondial devrait normalement avoir une incidence positive sur la santé humaine et sur l'environnement. Le BDE-209, principal constituant du c-décaBDE, et ses produits de dégradation sont très répandus dans les environnements intérieurs et extérieurs. Ils sont présents dans certains organismes à des concentrations égales aux concentrations produisant un effet neurotoxique et perturbateur pour le développement et le système endocrinien ou proches de celles-ci.

10. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants, conformément au paragraphe 9 de l'article 8 de la Convention, recommande à la Conférence des Parties à la Convention de Stockholm d'envisager d'inscrire le décabromodiphényléther (BDE-209) contenu dans le c-décaBDE à l'Annexe A, en indiquant les mesures de réglementation correspondantes, avec des dérogations spécifiques pour certaines pièces détachées anciennes essentielles qui restent à définir dans les secteurs de l'automobile et de l'aérospatiale.

1. Introduction

11. Le 13 mai 2013, la Norvège en sa qualité de Partie à la Convention de Stockholm a présenté une proposition visant à inscrire le décabromodiphényléther (mélange commercial, c-décaBDE) aux Annexes A, B et/ou C de la Convention. La proposition (UNEP/POPS/POPRC.9/2) a été transmise conformément à l'article 8 de la Convention et examinée par le Comité d'étude des polluants organiques persistants à sa neuvième réunion en octobre 2013, à laquelle il a convenu que les critères de l'Annexe D étaient satisfaits. À sa dixième réunion en octobre 2014, le Comité a évalué le projet de descriptif des risques liés au c-décaBDE (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2) conformément à l'Annexe E, l'a adopté (UNEP/POPS/POPRC.10/10) et a décidé de créer un groupe de travail intersessions chargé de réaliser une évaluation de la gestion des risques concernant cette substance (décision POPRC-10/2).

12. Dans le présent document, l'abréviation c-décaBDE est employée pour les produits techniques ou commerciaux à base de décabromodiphényléther. Le terme décabromodiphényléther (BDE-209) désigne le seul polybromodiphényléther (PBDE) entièrement bromé, parfois aussi noté décaBDE.

1.1 Identité chimique de la substance

13. L'évaluation de la gestion des risques concerne le c-décaBDE et son principal composant, le BDE-209. Le c-décaBDE est une préparation commerciale à base de PBDE, largement utilisée comme retardateur de flamme de type additif dans les textiles et plastiques, mais aussi dans les adhésifs, enduits et encres (ECHA 2013b). Le c-décaBDE est constitué principalement du congénère BDE-209 ($\geq 97\%$) et de faibles concentrations d'autres congénères PBDE tels que le nonabromodiphényléther (0,3-3 %) et l'octabromodiphényléther (0-0,04 %). Chen *et al.* (2007) ont fait état de deux préparations de c-décaBDE chinoises contenant entre 8,2 et 10,4 % d'octaBDE et de nonaBDE, ce qui laisse penser que certains mélanges commerciaux pourraient contenir des degrés d'impuretés supérieurs. On a signalé par le passé des concentrations de BDE-209 de 77,4 à 98 %, et des quantités moindres de congénères de nonaBDE (0,3 à 21,8 %) et d'octaBDE (0 à 0,85 %) (ECHA 2012a, U.S. EPA 2008, RPA 2014). Les tri-, tétra-, penta-, hexa- et heptaBDE totaux sont en général présents à des concentrations inférieures à 0,0039 % p/p (ECB 2002, ECHA 2012a). On détecte également des traces d'autres composés, hydroxybromodiphényles pense-t-on, présents à l'état d'impuretés. En outre, on a rapporté la présence de polybromodibenzo-p-dioxines et de polybromodibenzofurannes (PBDD/F) à l'état d'impuretés dans certaines préparations de c-décaBDE (Ren *et al.* 2011).

14. Les données chimiques relatives au principal composant du c-décaBDE, le BDE-209, sont résumées dans la figure 1 et les tableaux 1 et 2 ci-dessous (ECHA 2012a). D'après les informations dont on dispose, le c-décaBDE est actuellement disponible chez divers producteurs et fournisseurs dans le monde (Ren *et al.*, 2013a, RPA 2014) et vendu sous différentes appellations commerciales (tableau 1).

Figure 1. Formule développée

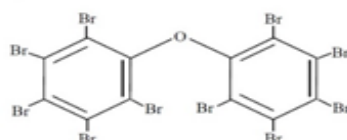


Tableau 1

Identité chimique du c-décaBDE et de son composant principal le BDE-209

Numéro CAS :	1163-19-5 ¹
Appellation CAS :	Benzène, 1,1'-oxybis[2,3,4,5,6--pentabromo-]
Appellation UICPA :	2,3,4,5,6--pentabromo-1-(2,3,4,5,6--pentabromophénoxy)benzène
Numéro CE :	214-604-9
Appellation CE :	Bis(pentabromophényl) éther
Formule moléculaire :	C ₁₂ Br ₁₀ O
Masse moléculaire :	959,2 g/mol
Synonymes :	décabromodiphényléther, décabromodiphényloxyde, bis(pentabromophényl) oxyde, décabromobiphényloxyde, décabromophénoxybenzène, benzène 1,1' oxybis-, dérivé décabromé, décaBDE, DBDPE ² , DBBE, DBBO, DBDPO
Appellations commerciales :	DE-83R, DE-83, Bromkal 82-ODE, Bromkal 70-5, Saytex 102 E, FR1210, Flamecut 110R. Le FR-300-BA, produit dans les années 1970, n'est plus disponible dans le commerce (ECA, 2010).

¹ Les numéros CAS 109945-70-2, 145538-74-5 et 1201677-32-8 étaient aussi employés autrefois. Ils ont été officiellement supprimés aujourd'hui, mais restent utilisés dans la pratique par certains fournisseurs et fabricants.

² L'abréviation DBDPE désigne également le décabromodiphényléthane (n° CAS 84852-53-9).

Tableau 2
Aperçu des propriétés physicochimiques du c-décaBDE et de son composant principal, le BDE-209

Propriétés	Valeur	Référence
État physique à 20 °C et 101,3 kPa	Poudre cristalline fine de couleur blanche à blanc cassé	ECB (2002)
Point de fusion/point de solidification	300-310 °C	Dead Sea Bromine Group (1993), cité dans ECB (2002)
Point d'ébullition	Se décompose à >320 °C	Dead Sea Bromine Group (1993), cité dans ECB (2002)
Pression de vapeur	$4,63 \times 10^{-6}$ Pa à 21 °C	Wildlife International Ltd (1997), cité dans ECB (2002)
Solubilité dans l'eau	<0,1 µg/l à 25 °C (méthode d'élution sur colonne)	Stenzel et Markley (1997), cité dans ECB (2002)
Coefficient de partage n-octanol/eau, log K_{oe}	6,27 (mesuré -- méthode de la colonne génératrice) 9,97 (estimé -- chromatographie en phase liquide à haute performance)	MacGregor et Nixon (1997), Watanabe et Tatsukawa (1990), respectivement, cités dans ECB (2002)
Coefficient de partage octanol/air, log K_{oe}	13,1	Kelly <i>et al.</i> (2007)

1.2 Conclusion du Comité d'étude concernant les informations demandées à l'Annexe E

15. À sa dixième réunion, le Comité a conclu que « le c-décaBDE est une substance synthétique ne possédant aucune source naturelle connue qui est utilisée de par le monde comme retardateur de flamme dans de nombreuses applications. Les rejets de décaBDE dans l'environnement se poursuivent dans toutes les régions étudiées. Son principal constituant, le BDE-209 (ou décaBDE), est persistant dans l'environnement, et se bioaccumule et se bioamplifie dans les tissus des poissons, oiseaux et mammifères, ainsi que dans les réseaux trophiques. Certains éléments de preuve indiquent qu'il exerce des effets néfastes sur la reproduction, la survie, les systèmes nerveux et endocrinien, et d'autres paramètres critiques. Le c-décaBDE se dégrade également en PBDE moins bromés possédant des propriétés PBT/vPvB (persistante, toxique et susceptible de bioaccumulation/très persistante et très susceptible de bioaccumulation) et de polluant organique persistant connues. Les congénères moins bromés contribuent aux effets toxiques du PBDE-209. En raison de la débromation précitée et de l'existence de réservoirs historiques de congénères de c-penta- et de c-octaBDE, les organismes se trouvent exposés à un mélange complexe de PBDE qui, ensemble, sont plus dangereux que le seul BDE-209. Les concentrations de BDE-209 mesurées chez certaines espèces dans le biote, en particulier chez les animaux des niveaux trophiques supérieurs tels que les oiseaux et les mammifères des régions sources et reculées sont proches des concentrations auxquelles des effets ont été signalés et indiquent que le BDE-209, en association avec d'autres PBDE, présente des risques considérables pour la santé humaine et l'environnement. Le c-décaBDE et son principal constituant, le BDE-209, sont donc, en raison de leur propagation à longue distance dans l'environnement, susceptibles d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement qui justifient l'adoption de mesures au niveau mondial. »

16. Le Comité a en outre décidé de créer un groupe de travail spécial chargé de réaliser, conformément à l'Annexe F de la Convention, une évaluation de la gestion des risques comprenant une analyse des mesures de réglementation éventuelles du c-décaBDE, pour examen à sa réunion suivante.

1.3 Sources des données

17. L'évaluation de la gestion des risques a été établie à partir des informations contenues dans le descriptif des risques (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2) et au titre de l'Annexe F fournies par les Parties et les autres parties prenantes dont des organisations non gouvernementales et l'industrie. Huit Parties et observateurs ont transmis des informations : Australie, Canada, Chine, États-Unis d'Amérique, Japon, Mali, Pays-Bas et Serbie, ainsi que cinq observateurs non gouvernementaux : Association des constructeurs européens d'automobiles (ACEA), Bromine Science and Environmental Forum (BSEF), ICL-Industrial Products, Paxmyer AB et l'International POPs Elimination Network

(IPEN). Toutes les communications au titre de l'Annexe F sont disponibles sur le site Web de la Convention (www.pops.int).

18. L'examen a pris en compte la littérature scientifique, issue de bases de données comme l'ISI Web of Science et PubMed, et la littérature « grise » telle que les rapports des gouvernements, évaluations des risques et des dangers, fiches d'information de l'industrie, etc.

1.4 Statut de la substance chimique au regard des conventions et des forums internationaux

19. En 1992, le plan d'action au titre de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Convention OSPAR) a donné priorité aux retardateurs de flamme bromés (retardateurs de flamme bromés). En 1998, le c-décaBDE et les autres PBDE ont été inscrits à la liste des « produits chimiques devant faire l'objet de mesures prioritaires » ainsi qu'au programme conjoint d'évaluation et de suivi de l'OSPAR. La Commission OSPAR a encouragé des mesures au sein de l'Union européenne concernant les stratégies de réduction des risques liés au c-décaBDE et la législation relative aux déchets électroniques.

20. En 1995, les pays membres de l'OCDE se sont mis d'accord pour superviser un engagement industriel volontaire de certains fabricants mondiaux de retardateurs de flamme bromés, y compris le c-décaBDE, à prendre des mesures de gestion des risques. Cet engagement volontaire de l'industrie a été appliqué aux États-Unis, en Europe et au Japon. Depuis, le c-décaBDE n'est plus produit en Europe et est progressivement supprimé aux États-Unis. En parallèle, l'OCDE mène une enquête dans ses pays membres sur les pratiques en matière de gestion des déchets des produits contenant des retardateurs de flamme bromés. Les résultats de cette enquête figurent dans le rapport intitulé « *Report on the Incineration of Products Containing Brominated Flame Retardants* » (OCDE, 1998). Un profil d'évaluation initiale des ensembles de données de dépistage (EDD) (SIAP) portant sur le BDE-209 a été préparé dans le cadre du Programme Environnement, santé et sécurité de l'OCDE et adopté par la réunion SIAM 16, puis approuvé par la Réunion mixte de l'OCDE en 2003. Les fiches d'information sur les dangers/risques du c-décaBDE et de quatre autres retardateurs de flamme bromés ont été mises à jour en 2005, 2008 et 2009 (OCDE, 2014). Les PBDE, dont le BDE-209, font partie des produits chimiques préoccupants recensés dans le rapport conjoint OMS/PNUE intitulé « *State of the science of endocrine disrupting chemicals* » en raison de leur potentiel de perturbation endocrinienne (OMS/PNUE, 2013).

1.5 Mesures de réglementation nationales ou régionales prises

21. Les conséquences potentielles du c-décaBDE sur la santé et l'environnement font depuis plus de dix ans l'objet d'un examen attentif. Plusieurs pays et régions, ainsi que certaines grandes sociétés de l'électronique, ont placé des restrictions sur son utilisation (pour un aperçu, voir UNEP/POPS/POPRC.9/2, Ren *et al.*, 2011).

22. En Europe, il existe des réglementations relatives au c-décaBDE dans l'UE et en Norvège. En application de la directive européenne relative à la limitation de l'utilisation de certaines substances dangereuses (RoHS), l'utilisation des PBDE, dont le c-décaBDE, a été interdite dans l'UE dans les équipements électriques et électroniques à des concentrations supérieures à 0,1 % en poids de matière homogène. Cette législation est entrée en vigueur en février 2008, mais les équipements médicaux n'y étaient initialement pas soumis. Cette dérogation a cependant été levée en juin 2011 de sorte que la Directive RoHS s'applique aux dispositifs médicaux à compter du 22 juillet 2014. En 2012, le c-décaBDE a été identifié dans l'UE comme une substance PBT/vPvB et a été inscrit à la Liste des substances extrêmement préoccupantes candidates au titre du Règlement concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (règlement REACH). L'UE étudie actuellement une proposition visant à réglementer strictement la fabrication, les utilisations et la mise sur le marché du c-décaBDE en tant que substance, mais aussi en tant que constituant d'autres substances ou dans les mélanges à une concentration supérieure ou égale à 0,1 % en poids. Il est également proposé que les articles contenant du c-décaBDE en concentrations supérieures à 0,1 % en poids soient soumis à une réglementation stricte. Des dérogations sont cependant suggérées pour les articles du marché des produits d'occasion, pour les équipements électriques et électroniques frappés par l'interdiction existante relative à ces produits, pour les articles utilisés dans les secteurs de l'aéronautique et de l'automobile, par exemple dans la production, l'entretien, la réparation ou la modification de tout type d'aéronef ou de composant installable produit en vertu d'un certificat de type ou certificat de type restreint (ECHA 2015) et pour les pièces détachées anciennes servant à la réparation et à l'entretien des véhicules dont la production a cessé. En outre, il semblerait d'après les données disponibles que les restrictions proposées n'auront pas d'incidence négative supplémentaire sur le recyclage des matériaux, mais il faudrait recueillir de

plus amples informations pour le confirmer. En Norvège, la production, l'importation, l'exportation, la mise sur le marché et l'utilisation du c-décaBDE en tant que substance et dans des préparations et des articles à des concentrations supérieures ou égales à 0,1 % sont interdites. L'interdiction, entrée en vigueur en 2008, concerne toutes les utilisations du c-décaBDE, sauf dans les moyens de transport. De plus, le c-décaBDE est inscrit dans la réglementation relative aux déchets qui prescrit que les déchets contenant du c-décaBDE à des concentrations supérieures ou égales à 0,25 % doivent être traités comme des déchets dangereux.

23. En Amérique du Nord, la première mesure de réglementation a été adoptée par le Canada en 2008, avec l'interdiction de fabriquer des PBDE, y compris le c-décaBDE, au titre du Règlement sur les PBDE (Environnement Canada 2008). En août 2010, Environnement Canada et Santé Canada ont publié une version définitive révisée de la Stratégie de gestion du risque pour les PBDE, qui réitérait l'objectif de réduction de la concentration de ces substances dans l'environnement canadien au niveau le plus bas possible. Cela a débouché sur un accord avec trois grands producteurs de c-décaBDE au niveau mondial, en vue d'éliminer progressivement les importations de cette substance dans le pays. L'accord volontaire prévoyait l'arrêt progressif des exportations et des ventes de c-décaBDE pour les équipements électriques et électroniques avant fin 2010, pour le transport et les utilisations militaires avant fin 2013 et pour toute autre utilisation avant fin 2012 (Environnement Canada 2010). Le 4 avril 2015, le Canada a proposé des règlements visant à interdire l'utilisation, la vente, la mise en vente et l'importation de tétraBDE, pentaBDE, hexaBDE, heptaBDE, octaBDE, nonaBDE et décaBDE et des produits les contenant (par ex., résines, mélanges, polymères). Le projet de règlement exclut les articles manufacturés. Le Canada a ouvert une consultation sur son projet de réglementation des PBDE dans des produits autres que des mélanges, des polymères et des résines :

<http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/fact-fait/glance-bref/pbde-eng.php>. Un abandon volontaire est aussi en cours aux États-Unis. Le 17 décembre 2009, à la suite de négociations avec l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (U.S. EPA), les deux producteurs et le plus gros importateur du pays de c-décaBDE ont annoncé leur engagement à abandonner volontairement le c-décaBDE aux États-Unis (Annexe F, États-Unis). Les engagements prévoyaient des réductions dans la fabrication, l'importation et la vente de c-décaBDE dans le pays à compter de 2010. L'U.S. EPA a ensuite encouragé d'autres importateurs de cette substance à rejoindre cette initiative. À ce titre, elle a mis au point une évaluation des solutions de substitution du c-décaBDE dans le cadre des programmes *Design for the Environment* et *Green Chemistry* pour aider les utilisateurs à choisir des solutions de remplacement adaptées. Elle a en outre proposé une mise à jour de la *Significant New Use Rule* (SNUR) pour les PBDE et simultanément une règle pour les essais au titre de la section 4 de la Loi sur le contrôle des substances toxiques (TSCA) pour le c-pentaBDE, le c-octaBDE et le c-décaBDE. Cette règle exigerait la collecte des informations nécessaires pour déterminer les effets sur la santé humaine ou l'environnement résultant de la fabrication, du traitement et d'autres activités impliquant ces c-PBDE. Dans la proposition, l'U.S. EPA a annoncé son intention de promulguer la SNUR pour quiconque ayant l'intention de fabriquer (y compris d'importer) ou traiter l'un quelconque de ces produits chimiques pour une activité qualifiée de « nouvelle utilisation importante » et de promulguer une règle pour les essais au titre de la section 4 de la TSCA si elle estime que la fabrication (y compris l'importation) ou le traitement des c-PBDE, y compris dans des articles, n'a pas cessé au 31 décembre 2013. Elle a en outre aidé à mettre sur pied un Partenariat pour l'ignifugation du mobilier (dans le cadre de son programme « *Design for the Environment* »). Il s'agit d'un projet commun entre l'industrie du mobilier, les fabricants de produits chimiques, les groupes environnementaux et l'U.S. EPA visant à mieux comprendre les options de sécurité incendie disponibles pour ce secteur. Ce type de partenariat a aidé les industries du textile et des mousses à rapidement abandonner les retardateurs de flamme bromés (U.S. EPA, 2014b). En outre, plusieurs États dans le pays ont aussi imposé des restrictions sur la fabrication et/ou l'utilisation du c-décaBDE dans certaines applications, notamment dans les matelas, les couvre-matelas et autres articles de literie, les sièges, les meubles et les produits électroniques (U.S. EPA, 2014a). Des informations à jour sur les règlements des États sont disponibles dans la base de données des politiques relatives aux produits chimiques au niveau des États (*U.S. State-level Chemicals Policy Database*), voir <http://www.chemicalspolicy.org/chemicalspolicy.us.state.database.php> (LSCP 2015).

24. En Asie, des restrictions ont été mises en place par la Chine, l'Inde et la Corée. Une limitation de l'utilisation du c-décaBDE pour les équipements électriques et électroniques a été adoptée dans la version révisée de la réglementation RoHS chinoise (Mesure administrative relative au contrôle de la pollution causée par les produits d'information électroniques) (BSEF, 2012). Selon les informations demandées à l'Annexe F communiquées par la Chine, les équipements électriques et électroniques ne peuvent pas contenir plus de 0,1 % en poids de PBDE pour pouvoir recevoir un label écologique. Les déchets d'équipements électriques et électroniques doivent être manipulés conformément à la législation relative aux Déchets d'équipements électriques et électroniques (Jinhui *et al.*, 2015; BSEF, 2015a). Par ailleurs, il a été signalé qu'en Chine, les déchets d'équipements électriques et

électroniques contenant des retardateurs de flamme à base de PBDE doivent être triés et éliminés comme des déchets dangereux (Jinhui *et al.*, 2015). La Chine a également récemment annoncé l'interdiction de l'utilisation de PBDE à des concentrations supérieures à 0,1 % dans les voitures à compter du 1^{er} janvier 2016. Cette restriction s'appliquera aux pièces automobiles des véhicules particuliers de moins de neuf places (véhicules de catégorie 1M). Cette norme s'applique seulement aux constructeurs chinois et aux sociétés internationales ayant constitué des coentreprises avec des constructeurs chinois. Pour les modèles existants déjà en circulation ou en production, la norme s'appliquera progressivement et entrera en vigueur à compter du 1^{er} janvier 2018 (Chemical Watch 2015). En 2008, la Corée a mis en place une loi concernant les appareils électroniques et véhicules hors d'usage et les restrictions applicables à ces produits. Les dérogations, valeurs limites et substances réglementées sont identiques à celles de la directive européenne RoHS. Cependant, le c-décaBDE est exclu de la liste des substances dangereuses pour les applications dans les polymères, en vertu de la réglementation relative au recyclage des ressources applicable aux équipements électroniques et aux véhicules automobiles (BSEF, 2012). Comme dans la directive européenne relative aux véhicules hors d'usage, les pièces détachées anciennes destinées aux véhicules dont la production a cessé jouissent d'une dérogation. En Inde, le règlement relatif aux déchets d'équipements électriques et électroniques (gestion et traitement) est entré en vigueur en mai 2012. Le chapitre sur la limitation des substances dangereuses de ce règlement impose des restrictions sur l'utilisation des PBDE dans les équipements électriques et électroniques au-delà du seuil de 0,1 % (BSEF, 2012, 2015b). Au Japon, la Loi sur le contrôle des substances chimiques stipule que la production annuelle ou les volumes importés de BDE-209, ainsi que les volumes expédiés, doivent être communiqués (Annexe F, Japon).

25. Parallèlement à ces mesures prises par les pays, des initiatives d'abandon progressif volontaire du c-décaBDE ont été adoptées par l'industrie. Les entreprises membres du BSEF ont en outre convenu avec l'U.S. EPA et les autorités canadiennes d'arrêter progressivement et volontairement la production, l'importation et la vente de c-décaBDE aux États-Unis et au Canada dès la fin 2013. L'industrie automobile représentée par l'ACEA s'est également engagée dans sa dernière contribution à la consultation publique du Comité d'analyse socio-économique sur la liste des restrictions au titre du règlement européen REACH à éliminer totalement le décaBDE au niveau mondial au plus tard en mi-2018 pour la production actuelle et les nouvelles applications. L'élimination est également en cours en Amérique du Nord et en Chine. De nombreux industriels de l'électronique ont déjà éliminé le c-décaBDE ou se sont engagés à le faire conformément à la directive européenne RoHS, notamment Philips, Electrolux, Sony, Dell, Intel, Sharp, Apple et Hewlett Packard (Ren *et al.*, 2011). D'autres partenaires industriels ont aussi mis en œuvre ou lancé des initiatives volontaires. En Allemagne, l'industrie a conclu un accord volontaire pour l'utilisation et la production de tous les PBDE depuis 1986, en raison des préoccupations soulevées par les dioxines ou furannes bromés susceptibles d'être présents dans les produits (Leisewitz et Schwarz, 2001), mais cet engagement n'a eu qu'un effet limité (Leisewitz et Schwarz, 2001). Par ailleurs, de gros producteurs mondiaux de meubles ont arrêté progressivement d'utiliser les PBDE, et notamment le c-décaBDE, et plusieurs producteurs de matelas dans le monde vendent maintenant des matelas sans PBDE (voir par ex., <http://mattresszine.com/mattress-news/pbde-free-manufacturer-product-list/>). Il existe en outre des initiatives volontaires visant à contrôler et à réduire les émissions éventuelles de décaBDE commercial dans l'environnement. L'European Flame Retardants Association (EFRA) et l'organisation mondiale de l'industrie, à savoir le Bromine Science and Environmental Forum (BSEF), ont également lancé une initiative volontaire selon laquelle les entreprises membres s'efforcent de gérer, surveiller et réduire au minimum les émissions industrielles de retardateurs de flamme bromés produits en grands volumes, dont le décaBDE, dans le cadre d'un partenariat avec la chaîne d'approvisionnement (VECAP, 2012). Ce programme VECAP (*Voluntary Emissions Control Action Program*) a été lancé en Europe en 2004 et a été par la suite introduit en Amérique du Nord et au Japon.

2. Synthèse des informations concernant l'évaluation de la gestion des risques

26. Comme indiqué dans le descriptif des risques, le c-décaBDE est produit en grandes quantités dans le monde (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5). Par le passé, il représentait de 75 à 80 % de la production mondiale totale de PBDE (KemI, 2005; RPA, 2014) et sa production mondiale totale atteignait 1,1 à 1,25 million de tonnes entre 1970 et 2005, soit une échelle de production comparable à celle des PCB (Breivik, 2002).

27. Les multiples utilisations du c-décaBDE sont examinées dans le descriptif des risques (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, voir aussi tableau 1, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Elles peuvent être regroupées grossièrement en deux grandes catégories : les polymères de plastique et les

textiles. Comme exposé de manière détaillée dans le descriptif des risques, l'utilisation du c-décaBDE dans ces applications est très variable d'un pays et d'une région à l'autre. Les émissions de c-décaBDE dans l'environnement se produisent à toutes les étapes de son cycle de vie, c'est-à-dire lors de la production, de la formulation et d'autres utilisations primaires ou secondaires sur des sites industriels/lieux de travail, ainsi qu'au cours de la vie utile des articles, de leur élimination en tant que déchets et des opérations de recyclage (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 et références y figurant). Les données de surveillance confirment que le c-décaBDE est rejeté et dispersé dans l'environnement par ces voies (UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5) et vraisemblablement sur de longues périodes.

28. Plusieurs évaluations des émissions ont été réalisées à partir de la modélisation (UK EA, 2009; RPA, 2014; ECHA, 2014a; Earnshaw *et al.*, 2013). Prises ensemble, les évaluations montrent que les émissions de c-décaBDE pendant la durée de vie utile et l'élimination des produits (sous forme de déchets) sont les sources de rejet les plus importantes et sont conformes aux données de suivi environnemental rapportées (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Le c-décaBDE contribue également aux émissions de PBDE moins bromés et de dioxines et de furannes bromés (PBDD/F) formés de manière non intentionnelle tout au long du cycle de vie de PBDE tels que le c-décaBDE (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2).

29. Des mesures de réglementation devraient être envisagées pour toutes les sources d'exposition et de rejets décrites ci-dessus, y compris dans les phases de production, d'utilisation et de gestion des déchets.

2.1 Mesures de réglementation possibles

30. L'objectif de la Convention de Stockholm (article 1) est de protéger la santé humaine et l'environnement contre les polluants organiques persistants. Dans le cas du c-décaBDE, cela peut se faire en l'inscrivant à l'Annexe A, B et/ou C à la Convention, éventuellement avec des dérogations pour quelques utilisations et/ou buts acceptables. Vu que le principal constituant du c-décaBDE, le BDE-209, est 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 (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.10/10), et compte tenu du principe de précaution figurant à l'article 1 de la Convention, le but de toute stratégie de réduction des risques relative au c-décaBDE devrait être dans la mesure du possible de réduire, voire d'éliminer, les émissions et rejets de cette substance. La mesure de réglementation la plus efficace serait d'inscrire le c-décaBDE à l'Annexe A de la Convention sans dérogations pour la production et l'utilisation.

31. Si le c-décaBDE est inscrit à la Convention, les dispositions de l'article 6.1 d) ii) doivent être respectées. Cela signifie que les déchets devront être éliminés de manière à ce que les polluants organiques persistants qu'ils contiennent soient détruits ou irréversiblement transformés, de telle sorte qu'ils ne présentent plus les caractéristiques de polluants organiques persistants, ou autrement éliminés d'une manière écologiquement rationnelle lorsque la destruction ou la transformation irréversible ne constitue pas l'option préférable du point de vue écologique ou la teneur en polluants organiques persistants est faible. Les Parties devraient également envisager des mesures de réduction des émissions et l'utilisation des meilleures techniques disponibles/meilleures pratiques environnementales (MTD/MPE) lors de la gestion des déchets. En outre, les Parties s'efforceront d'élaborer des stratégies appropriées pour identifier les sites contaminés par le c-décaBDE. Si des sites contaminés sont identifiés et leur décontamination est entreprise, celle-ci devra être effectuée de manière écologiquement rationnelle.

32. Si la Conférence des Parties prévoit des dérogations spécifiques et/ou des buts acceptables, il faudrait aussi envisager de mettre en place des mesures de réduction des émissions et de faire appel aux MTD/MPE pendant la production et la fabrication. À titre d'autres mesures liées aux possibles dérogations spécifiques et/ou buts acceptables, on pourrait prévoir une obligation de mettre en place un étiquetage adéquat et informatif ou d'autres moyens d'identification des produits neufs contenant du c-décaBDE similaires à ceux convenus lors de l'inscription du HBCD (SC-6/13). L'étiquetage des produits contenant des polluants organiques persistants pourrait être une mesure nécessaire pour assurer leur gestion efficace à l'état de déchets. L'étiquetage des conteneurs de déchets de polluants organiques persistants constitue une mesure de sécurité fondamentale et un élément important pour le succès de tout système de gestion des déchets. Tout conteneur de déchets devrait porter une étiquette identifiant le conteneur lui-même (par ex., numéro d'identification), les polluants organiques persistants qu'il contient et le degré de risque (Convention de Bâle, 2015b).

33. Certaines Parties ont identifié la nécessité d'une dérogation éventuelle pour le recyclage concernant les BDE inscrits. Notant que les articles et les produits en circulation et les produits recyclés contenant du décaBDE exportés en particulier vers les pays en développement et à économie

en transition suscitaient des préoccupations, des experts africains se sont opposés à une dérogation pour le recyclage en raison du manque de capacités pour identifier et pour analyser les produits contenant cette substance. De plus, certaines associations de l'industrie des transports ont identifié la nécessité de dérogations pour l'utilisation du c-décaBDE dans la réparation et les modifications des aéronefs en vertu des certificats de type existants et pour les pièces détachées anciennes fonctionnelles servant à la réparation et à l'entretien des véhicules dont la production a cessé. La nécessité de ces dérogations a aussi été abordée au cours du processus de réglementation stricte en cours dans l'UE où une dérogation pour l'industrie automobile est appuyée par le Comité d'analyse socio-économique. L'Association canadienne des constructeurs de véhicules s'est inquiétée d'une interdiction de la production et de l'utilisation du c-décaBDE du fait de l'obligation de fournir des pièces de rechange et d'assurer l'entretien des véhicules déjà sur le marché. En outre, selon la société Boeing et l'Association des industries aérospatiales et de défense d'Europe, le c-décaBDE est très souvent remplacé dans les nouveaux produits, mais pas encore pour toutes les utilisations. De plus, l'industrie de l'aviation et de l'aérospatiale a signalé la nécessité d'utiliser le c-décaBDE comme retardateur de flamme dans ces composants et pièces détachées dans les aéronefs, y compris toute une gamme d'articles polymères, textiles et électriques. L'industrie automobile représentée par l'ACEA a demandé une dérogation pour les pièces détachées anciennes possédant des propriétés fonctionnelles, les pièces purement décoratives pouvant être exclues de la dérogation. Cette demande est liée aux essais requis pour les véhicules originaux dont la production en série a cessé, et ce souvent depuis longtemps, qu'il n'est pas possible de réaliser, notamment pour les composants fonctionnels. Il est en outre probable que les fabricants de pièces détachées de ces composants arrêteront de les produire. On pourrait ainsi en arriver à une situation où des pièces de rechange deviendraient indisponibles ou ne subiraient pas d'essais et seraient de ce fait dangereuses, ou au non-respect des réglementations nationales exigeant que ces pièces soient fournies pendant au moins 10 ans après la production en série. Le pire serait de se retrouver avec des véhicules irréparables qui devraient être mis au rebut.

34. Pour abandonner progressivement le c-décaBDE, on pourrait, entre autres, utiliser d'autres retardateurs de flamme, résines et matériaux, revoir la conception des produits ou réévaluer les exigences en matière de sécurité incendie. Comme examiné plus en profondeur au chapitre 2.3 du présent document, des solutions de remplacement sont disponibles et accessibles pour toutes les utilisations du c-décaBDE, avec toutefois des caractéristiques de dangers différentes (ECHA 2014a; U.S. EPA, 2014a).

2.2 Efficacité des éventuelles mesures de réglementation par rapport aux objectifs de réduction des risques

35. Pour réduire les émissions de c-décaBDE, il est nécessaire de mettre en place des mesures de réglementation à toutes les étapes de son cycle de vie.

36. Si les déchets sont reconnus comme une source importante d'émissions de c-décaBDE, on a cependant récemment signalé que les articles au cours de leur vie utile constituent la plus grande source d'émissions de c-décaBDE (RPA, 2014; ECHA, 2014a). Pour les articles, on pourrait envisager différentes méthodes possibles de gestion des risques. Cependant, la mesure de réglementation qui réduira le plus efficacement les émissions mondiales est d'interdire la production et l'utilisation du c-décaBDE dans des articles et d'éviter le recyclage de produits qui en contiennent. Selon les informations présentées à la section 2.3, l'abandon progressif du c-décaBDE dans les produits neufs est techniquement faisable et pourrait intervenir dans un court laps de temps étant donné que des solutions de remplacement sont disponibles et dans l'environnement pendant un certain temps après l'entrée en vigueur au niveau mondial de son interdiction ou d'une réglementation stricte de son utilisation. Il est difficile de prédire exactement pendant combien de temps les produits continueront à être une source d'émissions de c-décaBDE. La durée de vie utile estimée des produits contenant du c-décaBDE varie d'un produit à l'autre (c'est-à-dire, selon qu'il s'agit d'équipements électriques et électroniques ou de tissus d'ameublement) et d'une région du monde à l'autre. De plus, le c-décaBDE est utilisé dans un tel éventail de produits, qu'il est difficile d'estimer les durées de vie utile de chaque type de produits. Les estimations des émissions en Europe ont été fondées sur une durée de vie utile moyenne de 10 ans (Earnshaw *et al.*, 2013). Selon Buekens et Yang (2014), elle est en moyenne de 3 à 12 ans dans le monde pour les équipements électriques et électroniques, les appareils/articles plus gros ayant une durée de vie utile plus longue. En Chine, elle est estimée à 10 à 16 ans pour la plupart des équipements électriques et électroniques, sauf pour les ordinateurs, dont la durée de vie utile est inférieure à 4 à 6 ans (Yuan, 2015). Dans certains pays en développement, elle peut même être plus longue pour différents produits à base de c-décaBDE.

37. Outre les rejets des articles pendant leur vie utile, ceux des produits et articles à l'état de déchets sont aussi très préoccupants (UK EA, 2009; ECHA, 2014a,b). Après inscription du c-décaBDE à la Convention de Stockholm, la faible teneur en polluants organiques persistants serait

normalement définie en coopération avec la Convention de Bâle, laquelle aurait aussi pour mission de définir quelles les méthodes d'élimination seraient écologiquement rationnelles. L'introduction de mesures de gestion des déchets, y compris pour les produits et les articles à l'état de déchets, conformément à l'article 6 de la Convention, garantirait que les déchets contenant du c-décaBDE à des concentrations supérieures à la faible teneur en polluants organiques persistants sont effectivement et efficacement éliminés de manière à ce que les polluants organiques persistants qu'ils contiennent soient détruits, ou autrement éliminés d'une manière écologiquement rationnelle. Ces mesures concerneraient aussi la manipulation, la collecte, le transport et le stockage corrects et garantiraient une réduction au minimum des émissions de c-décaBDE et des expositions connexes à partir des déchets. La définition de la faible teneur en polluants organiques persistants et les directives élaborées par la Convention de Bâle aideront les Parties à éliminer les déchets contenant du c-décaBDE d'une manière écologiquement rationnelle (UNEP/CHW.12/INF/9).

38. Le c-décaBDE devrait être présent dans les plastiques et les textiles au sein de plusieurs flux de déchets, tels que les véhicules hors d'usage, les déchets d'équipements électriques et électroniques, et les déchets mixtes. On dispose de peu d'informations sur les concentrations de c-décaBDE dans ces flux de déchets. Pour que les mesures globales soient efficaces, une bonne gestion des déchets nécessiterait d'identifier les matériaux contenant du BDE-209 afin de faciliter la destruction des polluants organiques persistants qui s'y trouvent (UNEP/CHW.12/INF/9). Dans les flux de déchets, les matériaux contenant du c-décaBDE pourraient faire l'objet d'un tri manuel ou à l'aide de systèmes automatisés de tri et de séparation. Le tri automatisé ne sera pas toujours envisageable étant donné qu'il n'est pas facile d'identifier ces matériaux sans équipements techniques pointus ou que les déchets contenant du c-décaBDE sont mélangés à d'autres matériaux, accroissant ainsi la difficulté technique du tri. Cependant, un inventaire des déchets contenant du c-décaBDE serait utile pour aider les Parties et l'industrie à identifier les fractions de déchets susceptibles d'en contenir et donc à trier correctement, quoique grossièrement, ces déchets en faisant aussi appel à des méthodes manuelles. Selon des études récemment publiées du Conseil des Ministres des pays nordiques, les procédés de traitement des déchets d'équipements électriques et électroniques comprenant des éléments de faible technicité, notamment le démontage et la séparation manuels des déchets, peuvent permettre d'assurer un recyclage du plastique bien meilleur qu'avec les solutions très mécanisées et automatisées. Les approches moins pointues sont relativement plus chères et peuvent en outre paraître moins intéressantes dans un secteur où les progrès technologiques semblent indispensables.

39. Deux directives, élaborées dans le cadre de la Convention de Stockholm¹, ont recensé des techniques et des méthodes communes pour l'identification et la séparation des déchets contenant des PBDE inscrits à la Convention, ainsi que pour leur recyclage. Ces méthodes sont compatibles avec le tri manuel ou automatisé des déchets. Cependant, en pratique, l'industrie du recyclage sépare les plastiques en fonction de leur teneur totale en brome et non en retardateurs de flamme bromés (UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1).

40. Une étude néerlandaise récente a fait état du devenir des BDE polluants organiques persistants (y compris du BDE-209) dans les flux de déchets plastiques. En général, ces polluants se trouvaient dans très peu de voitures individuelles ou de déchets d'équipements électriques et électroniques. Cependant, le BDE-209 était fréquent (92 à 100 %) dans des matières déchetées provenant de déchets d'équipements électriques et électroniques ou de voitures et dans des granulés de plastique recyclé (100 %) à des concentrations plus élevées que d'autres BDE polluants organiques persistants. Cela s'explique souvent par le fait que les flux de déchets sont mélangés lors du déchetage (IVM/IVAM, 2013). En Europe, un programme de responsabilité élargie des producteurs figure dans la directive européenne relative aux véhicules hors d'usage (2000/53/CE), qui exige que les matériaux provenant de ces véhicules soient recyclés à hauteur d'un quota strict de 85 %. Des obligations réglementaires pour le recyclage existent (par ex., Corée) ou émergent (par ex., Inde) également dans d'autres pays. Dans l'UE, le taux de recyclage global des véhicules hors d'usage atteint environ 85 % (EUROSTAT/2015). La Suède a signalé que le plastique de ces véhicules se retrouvait généralement dans la fraction légère de déchetage (FLD), qui est essentiellement incinérée, et que dans certains cas des fractions spécifiques étaient mises en décharge. En Norvège, le BDE-209 a été identifié dans le capitonnage de véhicules provenant d'Asie à des concentrations de 1,5 à 2,5 % p./p. et les composants des déchets sont considérés dangereux s'ils contiennent plus de 0,25 % de c-décaBDE et sont incinérés après déchetage. En Allemagne, les grosses pièces en plastique des véhicules hors d'usage sont principalement recyclées, mais environ 10 % sont réutilisées. La FLD au pouvoir calorifique élevé est incinérée ou utilisée pour la valorisation énergétique, tandis que la fraction au faible pouvoir calorifique, dont la teneur en minéraux est plus élevée, peut être utilisée pour la construction de

¹ Directives pour l'établissement d'inventaires des polybromodiphényléthers inscrits dans le cadre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants.

décharges ou le remblayage de mines (RPA, 2014). Dans l'étude néerlandaise récente, le BDE-209 était absent des pièces de véhicules hors d'usage en Europe, mais il a été détecté dans 59 % des pièces plus anciennes de véhicules provenant des États-Unis et d'Asie assemblés avant 2001. Les concentrations variaient de < 2 à 23 000 µg/g (IVM/IVAM, 2013 et tableaux 2 et 3 respectivement, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Prises ensemble, ces études montrent que le tri et l'élimination des pièces contenant du c-décaBDE avant les opérations de destruction (par ex., déhiquetage) et de recyclage pourraient être une mesure importante et efficace pour éviter toute dispersion ultérieure du c-décaBDE contenu dans les déchets. Cependant, il convient de noter qu'il peut s'avérer difficile de séparer les pièces contenant du décaBDE compte tenu de leur diversité dans les véhicules hors d'usage. On ne dispose pas de techniques de séparation après déhiquetage qui permettraient de séparer les fractions contenant du c-décaBDE à l'échelle industrielle et en particulier dans les pays en développement. Les politiques relatives à la responsabilité étendue des producteurs sur le cycle de vie jusqu'au déchet pourraient jouer un rôle essentiel dans la mise en œuvre de ces pratiques. L'industrie automobile a signalé que le respect des quotas de recyclage existants et nouveaux au sein de l'UE ne peut être assuré sans une dérogation pour le recyclage des véhicules hors d'usage.

41. La destruction des déchets contenant du c-décaBDE conformément aux articles 6.1 d ii) et 6.2 de la Convention contribuerait à la suppression des émissions et de l'exposition due aux déchets. Différentes techniques de gestion écologiquement rationnelle des déchets contenant des polluants organiques persistants sont disponibles (Convention de Bâle 2015a, Convention de Stockholm, 2012a). L'une des manières d'éliminer les déchets contenant du c-décaBDE est l'incinération contrôlée, au cours de laquelle les retardateurs de flamme sont décomposés (ECHA 2014). L'incinération à haute température est généralement considérée comme une méthode efficace pour détruire des polluants organiques persistants comme le c-décaBDE/les PBDE ou les produits contenant ces substances chimiques, par exemple dans des incinérateurs de déchets dangereux et par co-incinération en four de cimenterie (Convention de Bâle 2015a). Des données expérimentales montrent que dans certaines conditions, et notamment dans les installations d'incinération de déchets municipaux dernier cri, l'incinération de déchets contenant des polluants organiques persistants peut entraîner la formation de polybromodibenzo-p-dioxines (PBDD), polybromodibenzofurannes (PBDF), dibenzo p-dioxines polychlorées/polybromées (PXDD) et dibenzo furannes polychlorés/polybromés (PXDF) (NCM,2005; ECA, 2011 ; Convention de Stockholm, 2012a; Weber et Kuch, 2003). Ces produits d'incinération formés à partir de déchets contenant du c-décaBDE peuvent être détruits à des températures de fonctionnement continu très élevées, les émissions dans l'environnement étant dans une certaine mesure contenues grâce aux systèmes de traitement des gaz de combustion, même si des cendres volantes se formeront aussi, nécessitant une élimination adaptée dans une décharge pour déchets dangereux. L'efficacité de l'incinération et les conditions de fonctionnement des systèmes de traitement des gaz de combustion revêtent une grande importance pour les émissions de dioxines (NCM, 2005 ; 5EBFRIP, 2005). Plusieurs pays et régions dans le monde ont la capacité d'incinérer les polluants organiques persistants, par exemple dans des incinérateurs de déchets dangereux ou par co-traitement en cimenterie. Toutefois, on ne dispose pas d'une vue d'ensemble de la capacité mondiale ou de la capacité d'incinération. Il convient de considérer que l'on ne dispose pas de capacités techniquement suffisantes d'incinération de déchets dangereux pour les POP, y compris dans les pays industrialisés. Par conséquent, à court terme, il faut envisager des mesures pour leur transport et examiner leurs conséquences environnementales. D'autres pays tels que les Pays-Bas possèdent des surcapacités.

42. Lorsque la destruction ou la transformation irréversible ne constituent pas l'option préférable du point de vue écologique pour des déchets où les taux de polluants organiques persistants dépassent la faible teneur en polluants organiques persistants mentionnée, d'autres techniques d'élimination écologiquement rationnelle peuvent être utilisées. Des décharges spécialement aménagées peuvent être une alternative, mais le devenir à long terme du c-décaBDE dans les décharges est mal connu et on estime que les décharges sont la source d'émissions la plus importante de c-décaBDE provenant des déchets (ECHA, 2014a). La surveillance des lixiviats des décharges a montré la présence de BDE-209 (SFT, 2009; Chen *et al.*, 2013), qui est en outre le congénère dominant des PBDE détecté dans les sédiments des décharges (SFT, 2009). En attendant, la mise en décharge reste le moyen le plus courant d'éliminer les déchets, de sorte que les déchets contenant du c-décaBDE s'accumulent dans les décharges (U.S. EPA, 2007). Les déchets contenant du c-décaBDE à des concentrations supérieures à la faible teneur en polluants organiques persistants ne peuvent être mis en décharge que dans des sites spécialement aménagés, conçus pour empêcher la lixiviation et la dispersion de produits chimiques dangereux, comme indiqué dans les directives de la Convention de Bâle (Convention de Bâle, 1995, 2015a,b; Convention de Stockholm, 2012a). Les déchets contenant du c-décaBDE à des concentrations inférieures à la faible teneur en polluants organiques persistants doivent être éliminés d'une manière écologiquement rationnelle conformément à la législation nationale et aux règles, normes et directives internationales pertinentes.

43. Les boues (biosolides) provenant du traitement des eaux usées sont également préoccupantes. Elles peuvent être épandues comme fertilisant sur des terres agricoles et les analyses y ont souvent décelé du BDE-209 (de Wit *et al.*, 2005; NEA 2012; NERI, 2003; Ricklund *et al.*, 2008a,b; Earnshaw *et al.*, 2013). Dans de nombreux pays, les boues résiduelles des stations de traitement des eaux usées sont incinérées ou mises en décharge en raison de leurs concentrations élevées en polluants environnementaux. Si les boues à l'état de déchets contiennent une concentration de décaBDE supérieure à la faible teneur en polluants organiques persistants définie au paragraphe 2 c de l'article 6 de la Convention, elles doivent être considérées comme des déchets dangereux. La prévention et la réduction au minimum des déchets de polluants organiques persistants constituent la première étape, et la plus importante, de la gestion écologiquement rationnelle de ce type de déchets. Les directives sur les MTD/MPE dans le cadre de la Convention de Stockholm soulignent l'importance de la réduction à la source, notamment de la réduction au minimum de la quantité de déchets, de la toxicité et des autres caractéristiques de danger (Convention de Stockholm, 2012a). Au paragraphe 2 de l'article 4, la Convention de Bâle invite les Parties à « veiller à ce que la production de déchets dangereux et d'autres déchets à l'intérieur du pays soit réduite au minimum ». Il convient de privilégier la prévention des déchets dans toute politique en la matière. Conformément au cadre pour la gestion écologiquement rationnelle des déchets dangereux et d'autres déchets, la nécessité de gérer les déchets et/ou les risques et coûts associés à cette gestion sont réduits si l'on évite de produire des déchets et si l'on veille à abaisser la dangerosité des déchets produits (PNUE, 2013a).

44. Une autre option de gestion des déchets est la valorisation énergétique. On peut incinérer le plastique contenant des retardateurs de flamme à cette fin. L'incinération avec valorisation énergétique est un procédé où l'énergie générée pendant la combustion des déchets plastiques est récupérée et utilisée pour produire de la chaleur et/ou de l'électricité pour un usage domestique ou industriel. Dans l'UE, il a été rapporté que certaines fractions des déchets plastiques déchetés provenant des véhicules hors d'usage sont incinérées pour la valorisation énergétique (IVM/IVAM, 2013; RPA, 2014). En Allemagne, en 2010, 40 % de la fraction déchetée de ces véhicules a été incinérée pour la valorisation énergétique, tandis que les grosses pièces en plastique étaient principalement recyclées et 10 % étaient réutilisées (RPA, 2014).

45. L'interdiction de recycler des matières contenant du c-décaBDE contribuerait à éliminer les risques associés au procédé de recyclage et à l'exposition continue due aux produits et aux déchets. Pour réduire les émissions de c-décaBDE, il faudra mettre en place des mesures de gestion des déchets conformément à l'alinéa d) de l'article 6 de la Convention visant à réduire ou éliminer les rejets émanant de stocks et déchets, y compris des produits et articles à l'état de déchets contenant du c-décaBDE dont la teneur est supérieure à la faible teneur en polluants organiques persistants. Les recommandations du Comité d'étude des polluants organiques concernant l'élimination des PBDE des flux de déchets soulignent que l'objectif est d'éliminer « au plus vite » les PBDE des flux de déchets, faute de quoi on aboutirait inévitablement à une contamination plus étendue de la population humaine et de l'environnement et à une dispersion des PBDE dans des milieux à partir desquels la récupération ne serait faisable ni sur le plan technique ni sur le plan économique, ce qui diminuerait la crédibilité à long terme du recyclage (décision POPRC-6/2).

46. Même si de multiples recyclages des matériaux contenant du c-décaBDE sont possibles avec une faible perte de c-décaBDE (Hamm *et al.*, 2001; tel que cité dans Earnshaw *et al.*, 2013), cette pratique continuera à disperser cette substance dans l'environnement et à augmenter l'exposition de l'être humain. On ignore quelle proportion de plastiques recyclés est utilisée pour produire de nouveaux articles (ECHA 2014a). Cependant, plus il y aura sur le marché de produits recyclés à faible teneur en BDE-209, plus il sera difficile d'identifier les déchets contenant du c-décaBDE. En tant que composant des déchets plastiques mixtes à recycler, le plastique contenant du c-décaBDE sera probablement dispersé dans des produits neufs qu'il sera difficile de surveiller. On a trouvé du BDE-209 dans des produits fabriqués à partir de plastique recyclé, notamment des articles aptes au contact alimentaire (Samsonik et Puype 2013; Puype *et al.*, 2015). Le BDE-209 a été détecté dans 10 articles sur 49 à des concentrations de 10 à 1 922 mg/kg (Samsonik et Puype, 2013). Une étude récente a montré que du BDE-209 était présent dans ce type d'articles, tels que des couvercles de gobelets isolants et des coupe-œufs fabriqués à partir de déchets d'équipements électriques et électroniques recyclés (Puype *et al.*, 2015). De toute évidence, ces études montrent que les produits fabriqués à partir de matériaux recyclés contenant du c-décaBDE se retrouvent à nouveau sur le marché et certains d'entre eux, comme les jouets et les articles aptes au contact alimentaire, sont des produits utilisés d'une manière susceptible de représenter une menace pour la santé humaine.

47. Par ailleurs, certains déchets contenant du c-décaBDE se retrouvent dans des pays qui ne disposent pas des infrastructures ou de la technologie nécessaires pour les éliminer de manière écologiquement rationnelle. Les pays en développement sont confrontés à des problèmes économiques et à un manque d'infrastructures pour assurer la gestion rationnelle des déchets dangereux et

rencontrent des difficultés particulières à cet égard (OIT, 2012). Étant donné que les options de gestion écologiquement responsable nécessitent des solutions très techniques et un investissement financier élevé, on observe actuellement d'importants mouvements transfrontières et souvent illicites de déchets d'équipements électriques et électroniques à destination des pays en développement, où le recyclage est moins coûteux (SAICM/ICCM.2/INF/36). Les estimations disponibles des exportations transfrontières de déchets d'équipements électriques et électroniques sont très variables (examinées par Breivik *et al.*, 2014). Par ailleurs, il a été signalé que 80 % des déchets d'équipements électriques et électroniques collectés dans les pays développés pour le recyclage sont finalement expédiés vers les pays en développement, où ils sont recyclés par des centaines de milliers de travailleurs informels (OIT, 2012). Les procédés de recyclage non réglementés peuvent représenter un danger pour les travailleurs et le public du fait de l'exposition de ces personnes à des produits chimiques toxiques (U.S. EPA, 2014a; Bi *et al.*, 2007; Qu *et al.*, 2007; Tue *et al.*, 2010; Tsydenova et Bengtsson, 2011). Par exemple, les équipements électriques et électroniques contenant du c-décaBDE et d'autres substances toxiques sont souvent recyclés dans des conditions menant à des niveaux relativement importants de rejet de BDE-209 dans l'environnement, de contamination des sites (Zhang *et al.*, 2014) et des enfants (Xu *et al.*, 2014) et d'exposition des travailleurs (Tue *et al.*, 2010). Comme indiqué ci-dessus, les pays en développement manquent souvent d'infrastructures pour assurer la gestion rationnelle des déchets dangereux et la gestion des déchets est souvent prise en charge par le secteur informel à l'aide de techniques rudimentaires où les articles contenant du c-décaBDE et les déchets électroniques aboutissent bien souvent dans des sites de brûlage à ciel ouvert ou des décharges sauvages (Li *et al.*, 2013; Gao *et al.*, 2011; OIT, 2012).

48. Ces dernières années, les infrastructures destinées à la collecte et au recyclage des produits électroniques ont connu un essor considérable, principalement en Europe et dans certaines régions d'Asie, faisant appel à des technologies automatisées pour récupérer les métaux et les plastiques provenant des équipements électroniques. Entre 25 et 30 % des déchets d'équipements électriques et électroniques générés chaque année sont du plastique, dont moins de 10 % est actuellement recyclé. D'après une analyse des flux de masse néerlandaise, 22 % des BDE polluants organiques persistants présents dans les déchets d'équipements électriques et électroniques se retrouveraient dans des plastiques recyclés. La même étude montre que dans l'industrie automobile, 14 % des BDE polluants organiques persistants finiraient dans des plastiques recyclés et 19 % dans des pièces d'occasion (réutilisation) (IVM, 2013). Par ailleurs, du BDE-209 a été détecté dans 100 % des matériaux d'isolation et les thibaudes analysés et dans 25 % des jouets en plastique; ces deux produits étaient fabriqués à partir de plastiques recyclés (IVM, 2013). Aux États-Unis, environ 15 à 20 % des équipements électriques et électroniques étaient recyclés après utilisation et 80 à 85 % étaient mis en décharge ou incinérés (U.S. EPA, 2007). On connaît mal la situation relative à la gestion des déchets du textile en Europe et dans d'autres régions. L'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) précise cependant que les textiles contenant du c-décaBDE ne sont pas actuellement recyclés dans l'UE (ECHA, 2014a). Il existe des incertitudes en ce qui concerne le taux de recyclage des textiles dans les pays Parties et la teneur en décaBDE. Il est donc difficile de déterminer si une réglementation stricte du recyclage des textiles contenant du décaBDE aurait des incidences économiques sur cette industrie du recyclage.

49. À l'heure actuelle, environ 20 % en moyenne du total des déchets plastiques dans l'UE sont recyclés chaque année, dont seule une petite partie est constituée de retardateurs de flamme (RPA, 2014; ECHA, 2014a; EERA, 2015); en outre, 30 % des déchets d'équipements électriques et électroniques dans l'UE contiennent des retardateurs de flamme et seuls 5 % environ en moyenne des plastiques aboutissant dans des centres de recyclage spécialisés pour ces déchets contiennent des retardateurs de flamme bromés (EERA 2015; ECHA, 2014a). Aux États-Unis, le recyclage des équipements électriques et électroniques devrait augmenter à l'avenir en raison des obligations légales fixées par les États, mais en 2012, seulement 9 % du total des déchets plastiques générés étaient récupérés en vue de leur recyclage (U.S. EPA, 2014a, c). Le recyclage des matières textiles reste quant à lui nul ou faible dans l'UE ou aux États-Unis (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a; RPA, 2014).

50. D'après la littérature disponible, les teneurs en BDE-209 dans les flux de déchets provenant d'Europe sont inférieures au seuil de détection dans les plastiques mixtes issus de petits appareils ménagers mixtes (C2), de petits appareils ménagers (P32) et de téléviseurs à écran plat mixtes (P42), tandis que les plastiques mixtes provenant d'écrans cathodiques d'ordinateurs (P31) et de téléviseurs à écran cathodique, c'est-à-dire d'ordinateurs et de téléviseurs plus anciens, peuvent contenir en moyenne 3 200 et 4 400 ppm de BDE-209 (Wager *et al.*, 2011). Dans une étude sur les déchets électriques et électroniques au Nigéria, on a trouvé du BDE-209 dans 15 % (24 sur 159) des téléviseurs analysés. La concentration, de 5,7 % en moyenne, se situait entre 0,086 et jusqu'à 23,7 %. Le c-décaBDE était détecté dans 4,5 % (10 sur 224) des écrans cathodiques d'ordinateurs et sa concentration, de 1,28 % en moyenne, atteignait entre 0,26 et 5,4 %.

51. Les mélanges commerciaux de c-pentaBDE (tétra- et pentaBDE) et d'octaBDE (hexa- et heptaBDE) sont inscrits à l'Annexe A de la Convention avec des dérogations particulières pour le recyclage. Afin d'aider les Parties à mettre en œuvre des stratégies en vue de réduire le recyclage de matériaux contenant des PBDE, le Comité d'étude des polluants organiques persistants (décision POPRC-6/2, UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1) a présenté une série de recommandations concernant aussi le c-décaBDE. En résumé, le Comité a recommandé d'éliminer « au plus vite » les PBDE des flux de déchets. Conformément à cette recommandation, les articles contenant des PBDE devraient être séparés du flux des déchets en amont du recyclage, faute de quoi on aboutirait inévitablement une contamination plus étendue de la population humaine et de l'environnement et une dispersion des PBDE dans des milieux à partir desquels la récupération ne serait faisable ni sur le plan technique ni sur le plan économique. De plus, les PBDE ne doivent pas être dilués, étant donné que cela n'aurait aucune incidence sur la quantité totale de ces substances dans l'environnement.

52. Afin de trier les déchets contenant du c-décaBDE de manière écologiquement rationnelle et d'éviter et/ou de réduire au minimum le recyclage d'articles contenant du c-décaBDE, il est nécessaire de pouvoir compter sur des techniques efficaces de détection et de séparation des matériaux contenant des retardateurs de flamme. Lorsque ces techniques ne sont pas immédiatement disponibles et que les concentrations sont supposées être supérieures à la faible teneur en polluants organiques persistants, la prudence s'impose et le recyclage est déconseillé. De plus, les déchets, les produits et les articles contenant du c-décaBDE ne devraient pas être exportés vers des pays en développement, qui ont des capacités ou des technologies limitées pour traiter les déchets d'une manière écologiquement rationnelle et où la protection des travailleurs est faible ou nulle.

53. La production et l'utilisation industrielle en aval du c-décaBDE contribuent aussi aux émissions de cette substance (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Même s'il est généralement supposé que les émissions à ces étapes du cycle de vie sont faibles (ECHA, 2014a), les conséquences environnementales de la production industrielle et de l'utilisation peuvent être élevées et dépendent probablement de la technologie utilisée ainsi que des pratiques de gestion. L'absence de tendances à la baisse dans l'environnement après les mesures prises par l'industrie pour réduire les émissions pendant la production et l'utilisation industrielle (ECHA, 2014a) laisse penser que les émissions au cours la vie utile et dans les déchets sont bien plus élevées que lors de la production et qu'il est nécessaire d'interdire la production de c-décaBDE pour éliminer entièrement ses rejets à ces étapes de son cycle de vie, mais aussi des rejets provenant des articles en circulation.

54. Une interdiction de la production et de l'utilisation du composant BDE-209 du c-décaBDE, parallèlement à des mesures de gestion des déchets visant à réduire ou éliminer les rejets des stocks et des déchets, y compris des produits et articles à l'état de déchets, suffiraient à éliminer toutes les émissions de BDE-209 et peuvent aussi être considérées comme l'option la mieux indiquée pour l'abandon progressif du BDE-209 au titre de la Convention de Stockholm.

55. L'alternative consisterait à inscrire le composant BDE-209 du c-décaBDE à l'Annexe A, B et/ou C avec des dérogations et/ou des buts acceptables. Par ailleurs, selon les informations demandées à l'Annexe F fournies par les Parties, il semblerait que des alternatives techniquement faisables sont disponibles pour toutes les applications. Cependant, dès octobre 2014, certains observateurs de l'industrie ont fait part de leurs préoccupations concernant l'entretien et le remplacement de pièces détachées anciennes dans des articles en circulation et ont identifié un éventuel besoin de dérogations dans le secteur des transports. L'industrie aéronautique et automobile abandonne progressivement le c-décaBDE et quelques matériaux et composants pourraient encore en contenir. L'industrie automobile représentée par l'ACEA a déjà annoncé l'abandon du c-décaBDE au niveau mondial d'ici à mi-2018 pour la production actuelle et les nouvelles applications. Par conséquent, une dérogation n'est nécessaire que pour certaines pièces détachées anciennes possédant des propriétés fonctionnelles. En outre, un petit nombre de Parties a suggéré qu'il pourrait falloir une dérogation pour le recyclage conformément à ce qui a été décidé précédemment pour les BDE polluants organiques persistants inscrits. D'autres Parties se sont opposées à une dérogation pour le recyclage en raison du manque de capacités pour identifier et pour analyser les produits contenant cette substance.

2.3 Informations sur les solutions de remplacement (produits et procédés), s'il y a lieu

56. L'U.S. EPA et l'ECHA ont récemment publié des évaluations complètes des produits chimiques de remplacement du c-décaBDE (U.S. EPA, 2014a ; ECHA, 2014a). L'évaluation de l'U.S. EPA fournit des informations détaillées sur le danger pour la santé humaine et l'environnement de 29 substances et mélanges identifiés comme des produits chimiques de remplacement du c-décaBDE pour diverses applications (voir tableau 4, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Le rapport publié par l'ECHA a recensé 13 produits chimiques en vue d'une analyse et d'une évaluation

approfondies en tant que produits chimiques de remplacement du c-décaBDE (ECHA, 2014a; voir tableau 5, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). D'autres évaluations des produits chimiques de remplacement du c-décaBDE ont aussi été réalisées par le passé (LSCP, 2005; Illinois, 2006; CPA 2007; DME, 2007; ECB, 2007; Washington, 2008; Maine, 2010; ENFIRO, 2013). Le projet de recherche ENFIRO a évalué des solutions de substitution pour certains retardateurs de flamme bromés en comparant les informations sur les dangers et en testant les performances face à l'incendie et dans les applications pour diverses utilisations.

57. À ce jour, la plupart des évaluations des solutions de remplacement du c-décaBDE/BDE-209 se sont concentrées sur la substitution du c-décaBDE par des produits chimiques de remplacement (c'est-à-dire, des substances possédant des propriétés d'ignifugation et pouvant remplacer directement le c-décaBDE dans les articles). Cependant, il existe aussi d'autres techniques pour améliorer la sécurité incendie, qui sont décrites dans certaines évaluations (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a).

58. On trouvera un aperçu des produits chimiques de remplacement du c-décaBDE disponibles dans les sections 2.3.2-2.3.5 ci-dessous et dans le document UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6.

59. Le tableau 3 ci-dessous présente les catégories de matériaux et les secteurs/produits dans lesquels le c-décaBDE a été ou est actuellement utilisé dans le monde (voir aussi informations supplémentaires des tableaux 1, 6 et 7, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6).

Tableau 3. Récapitulatif des polymères dans lesquels le c-décaBDE est utilisé comme retardateur de flamme et de leurs utilisations finales par catégorie

Groupe de polymères	Utilisations finales								
	Électronique	Fils et câbles	Bâtiments publics	Matériaux de construction	Automobile	Aéronautique	Produits de stockage et de distribution	Textiles	Émulsions aqueuses et revêtements
Polyoléfines ¹ (PE, PP, EVA)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Produits de styrène ² (PS, PSC, ABS)	X		X	X	X	X	X		
Thermoplastiques techniques ³ (Polyesters [PET, PBT], PA, PC, PC-ABS, PEE-PSC)	X	X	X	X	X	X		X	X
Plastiques thermodurcis ⁴ (UP, époxy, résines à base de mélamine)	X		X	X	X	X	X	X	X
Élastomères ⁵ (Terpolymère d'EPDM, TPUR, EVA)	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Émulsions aqueuses et revêtements ⁶	X	X	X	X	X			X	X

Source : U.S. EPA, 2014a (Tableau 2.3.1)

¹Polyoléfines : polyéthylène (PE), polypropylène (PP), éthylène-acétate de vinyle (EVA).

²Produits de styrène : polystyrène (PS), polystyrène choc (PSC), plastique acrylonitrile/butadiène/styrène (ABS).

³Thermoplastiques techniques : polyesters (poly(butylène téréphtalate) [PBT], poly(téréphtalate d'éthylène) [PET]), polyamides (PA, nylons), polycarbonate (PC) et PC-ABS, poly(phénylène éther)-polystyrène choc (PPE-HD), éther de PPE PSC.

⁴Plastiques thermodurcis : polyesters non saturés (UP), époxy, résines à base de mélamine.

⁵Élastomères : terpolymère d'éthylène-propylène-diène (terpolymère d'EPDM), polyuréthanes thermoplastiques (TPUR), EVA.

⁶Émulsions aqueuses et revêtements : émulsion acrylique, émulsion de polychlorure de vinyle (PVC), émulsion d'éthylène-chlorure de vinyle et émulsion d'uréthane.

2.3.1 Substances de remplacement

60. Plusieurs éléments sont à prendre en compte pour choisir des solutions de remplacement du c-décaBDE. Le paragraphe 3 de l'article 3 de la Convention de Stockholm exige que les Parties qui appliquent des régimes de réglementation et d'évaluation des nouveaux produits chimiques prennent des mesures de réglementation visant à prévenir la production et l'utilisation de nouveaux produits chimiques qui présentent les caractéristiques de polluants organiques persistants. En outre, conformément au paragraphe 4 de l'article 3, les Parties doivent tenir compte des critères énoncés à l'Annexe D lors des évaluations des produits chimiques utilisés actuellement. Conformément aux orientations du Comité d'étude des polluants organiques persistants sur les solutions de remplacement

et de substitution, ces dernières doivent en outre être disponibles, accessibles, efficaces et techniquement faisables (UNEP/POPS/POPRC.5/10/Add.1). De plus, dans l'idéal, une substance de remplacement ne devrait pas engendrer une hausse des coûts de fabrication ni des coûts résultant de dommages occasionnés à l'environnement et à la santé humaine. Pour l'utilisateur en aval, les coûts de fabrication ne sont pas nécessairement l'aspect le plus décisif lors de la substitution d'une substance chimique par une autre. Par exemple, dans le cas des polymères techniques, qui sont des matériaux possédant des propriétés mécaniques exceptionnelles, la fonction globale est plus importante que le prix (Keml, 2005). Par ailleurs, dans les applications où sont envisagés des produits chimiques de remplacement, il faudrait d'abord réaliser une évaluation pour déterminer si l'ignifugation est nécessaire et si c'est le cas, de quelle manière assurer correctement la sécurité incendie sans conséquences nocives pour l'environnement et la santé humaine (ECHA, 2014a). Par exemple, comme abordé dans le chapitre 2.3.5 ci-dessous, l'élimination des sources d'ignition ou l'abaissement des tensions de fonctionnement requises dans les équipements électriques et électroniques peut permettre de se passer de retardateurs de flamme (LCSP, 2005).

61. Selon l'ECHA (2014a), le choix d'un nouveau produit chimique de remplacement par l'industrie « dépendra du moment où d'autres mesures de réglementation sont envisagées et de la facilité avec laquelle la solution de remplacement peut être utilisée à la place du c-décaBDE ». Autrement dit, on suppose que les utilisateurs en aval choisiront moins facilement une substance de remplacement sujette à une gestion des risques réglementaire présente ou future. On suppose aussi qu'ils retiendront une solution « toute faite », c'est-à-dire une substance de remplacement dont les propriétés techniques sont similaires à celles du produit chimique déjà utilisé, susceptible d'être introduite dans le procédé de fabrication à moindre effort. Cependant, la substitution d'un produit chimique par un autre peut nécessiter d'autres changements dans la formulation du produit ou l'adoption de classes de polymères différentes; les fabricants de produits qui se tournent vers de nouveaux retardateurs de flamme devront peut-être tester plusieurs produits chimiques ou associations de produits chimiques pour déterminer s'ils satisfont aux exigences de performance dans les produits finaux (U.S. EPA, 2014a).

62. Les caractéristiques de danger élaborées par l'U.S. EPA (U.S. EPA, 2014a; tableau 4, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6) montrent que « certaines solutions de remplacement chimiques possèdent des caractéristiques de danger similaires à celles du c-décaBDE; d'autres solutions de remplacement chimiques offrent un compromis en termes de critères de risques; certaines solutions de remplacement chimiques affichent des caractéristiques préférables à celles du c-décaBDE ». Les retardateurs de flamme ayant des profils similaires sont persistants, susceptibles de bioaccumulation et présentent souvent des risques de cancer, un effet neurotoxique pour le développement et une toxicité par exposition répétée. D'autres solutions de remplacement chimiques suscitent des inquiétudes quant à leur danger fondées sur différents critères, par exemple la toxicité pour les organismes aquatiques, et offrent un compromis en termes de risques par rapport au c-décaBDE. Les gros polymères devraient être plus sûrs, car leur grande taille limite leur biodisponibilité. Malheureusement, on ne connaît pas leur devenir dans l'environnement et les polymères halogénés pourraient produire des dioxines et des furannes halogénés pendant la combustion. Les sous-produits de la combustion ne sont pas évalués dans le rapport » (U.S. EPA, 2014a). Des conclusions similaires peuvent être tirées des informations sur les dangers et les risques fournies par l'ECHA (2014a).

63. Parmi les différentes catégories de produits chimiques de remplacement, les retardateurs de flamme bromés pourraient s'avérer des solutions de substitution pratiques pour un large éventail d'applications connues du c-décaBDE (ECHA 2014a; U.S. EPA, 2014a). De plus, on a identifié des combinaisons viables de retardateurs de flamme non halogénés et de polymères comme solutions de remplacement pour la plupart des utilisations du c-décaBDE, certaines de ces combinaisons pouvant en outre afficher de meilleures performances que l'association c-décaBDE/polymères (ENFIRO, 2013; voir tableau 8, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6).

64. D'un point de vue industriel, c'est-à-dire dans une perspective technique et économique axée sur les coûts de fabrication, le décabromodiphénylthane (DBDPE) est la substance la plus envisageable pour le remplacement du c-décaBDE (ECHA, 2014a). Selon Environnement Canada, le DBDPE est un produit de remplacement économique pour les applications du c-décaBDE pertinentes pour les fabricants canadiens et son adoption à la place du c-décaBDE serait « probablement en cours » aux États-Unis et au Canada (ECHA, 2014a). Le DBDPE est aussi identifié comme produit de remplacement le plus probable du c-décaBDE dans l'UE (ECHA, 2014a). Cependant, l'U.S. EPA a déterminé que le DBDPE présentait un « risque élevé d'effet toxique pour le développement » et un « risque élevé de bioaccumulation ». Ces critères ont été définis en se fondant sur des valeurs issues des modèles prédictifs et/ou un avis professionnel. Un « risque très élevé de persistance » a été défini d'après des données empiriques (U.S. EPA, 2014a). En outre, le DBDPE est en cours d'évaluation dans l'UE, car on craint qu'il puisse présenter des propriétés PBT/vPvB (ECHA 2014b, UK EA,

2007). D'autres substances sont susceptibles de convenir comme solutions de remplacement techniquement envisageables et à prix raisonnable pour des utilisations spécifiques du c-décaBDE. L'éthylène bis (tétrabromophthalimide) (EBTBP) pourrait être un autre retardateur de flamme bromé susceptible de remplacer le c-décaBDE dans de nombreuses applications (ECHA, 2014a). Cependant, selon l'ECHA (2014a), qui a comparé le prix sur le marché du c-décaBDE à celui de ses produits de remplacement, les informations fournies par le site d'approvisionnement Alibaba.com laissent penser que l'EBTBP est plus cher que le c-décaBDE et que le DBDPE. L'EBTBP serait donc peut-être une solution de remplacement moins intéressante que le DBDPE du point de vue du coût de fabrication. Il convient néanmoins de garder à l'esprit que ce coût ne tient pas compte de l'efficacité de cette solution.

65. Les substances de remplacement du c-décaBDE dans les plastiques, les textiles et d'autres utilisations sont abordées plus en détail dans les sections 2.3.2 à 2.3.4 ci-dessous, et des informations détaillées sur les dangers pour l'environnement et la santé des solutions de remplacement du c-décaBDE identifiées par l'U.S. EPA (2014) sont présentées dans le tableau 4, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6. Une présentation détaillée de 13 substances de remplacement recensées dans la proposition de réglementation stricte de l'UE, leur applicabilité pour différentes utilisations, leur prix, leur charge et leurs propriétés vis-à-vis de l'environnement et de la santé et leur faisabilité économique figurent dans le tableau 5, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 (pour des informations complémentaires, voir aussi ECHA, 2014a). On trouvera les combinaisons viables de retardateurs de flamme non halogénés et de polymères identifiées dans le projet ENFIRO dans le tableau 8 du document UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6, et d'autres solutions identifiées dans le processus de l'Annexe F dans le tableau 9 du document UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6.

2.3.2 Plastiques

66. L'industrie du plastique est de loin le plus gros utilisateur de retardateurs de flamme, les plus gros volumes étant fournis aux fabricants de matières premières (KemI, 2005). Les quantités de c-décaBDE utilisées dans les plastiques et les textiles sont variables au niveau mondial, mais on retrouve jusqu'à 90 % de ce produit dans les plastiques et les pièces électroniques, le reste finissant dans les textiles revêtus, les meubles capitonnés et les matelas (ECHA, 2014a; U.S. EPA, 2014a). Comme tout autre additif, un retardateur de flamme est choisi par le fabricant de matières premières pour ses propriétés intrinsèques et sa compatibilité avec le polymère, l'objectif étant de respecter les spécifications du produit final définies par les clients industriels (par ex., un fabricant d'automobiles ou de meubles). Dans l'industrie automobile, cela signifie que les spécifications du client final prescrivent uniquement les exigences de performance des composants, mais pas le choix de matériaux des fournisseurs.

67. En ce qui concerne le c-décaBDE dans les plastiques, les utilisations en aval les plus importantes se trouvent dans les applications relatives aux équipements électriques et électroniques et incluent les boîtiers de ces équipements, les fils et les câbles et les petits composants électriques (U.S. EPA, 2014a; voir tableau 1, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Aux États-Unis, la principale utilisation signalée concernait les panneaux avant et arrière de téléviseurs en polystyrène choc (PSC) (Levchick, 2010), mais le c-décaBDE était aussi utilisé dans des connecteurs électroniques en PBT ou nylons armés de verre. D'autres utilisations identifiées des plastiques ignifugés au c-décaBDE se trouvent dans les bâtiments, les matériaux de construction, les produits de stockage et de distribution comme les palettes en plastique et dans le secteur des transports (automobiles, avions, trains et navires). Du fait de la réglementation stricte de l'utilisation du c-décaBDE dans les équipements électriques et électroniques dans des marchés importants comme l'Europe et la Chine, nombre de grandes sociétés de composants électriques et électroniques ont progressivement abandonné le c-décaBDE (KemI, 2005; U.S. EPA, 2014a). Les applications finales où le c-décaBDE a été abandonné sont notamment les panneaux avant et arrière de téléviseurs en PSC et les connecteurs électroniques en poly(butylène téréphtalate) (PBT) ou nylons armés de verre (Levchik, 2010 dans U.S. EPA, 2014a). Une interdiction est entrée en vigueur le 22 juillet 2014 pour les équipements médicaux électriques et électroniques. Cependant, les plastiques ignifugés au c-décaBDE sont encore utilisés dans le monde dans divers équipements électriques et électroniques y compris des appareils et des ustensiles ménagers comme les aspirateurs (tant dans la carcasse que dans les composants internes) et les machines à laver. Dans ces appareils, les carcasses sont généralement en polypropylène (PP), PSC ou ABS (U.S. EPA 2014a; Levchick, 2010). Une autre utilisation encore d'actualité est celle des petites pièces électriques, comme les douilles pour ampoules électriques ou les éclairages décoratifs, et les fils et câbles qui sont généralement en polyéthylène (PE) haute densité, PP ou polyphénylène (PPE) (U.S. EPA, 2014a; Levchick, 2010). Dans le monde, le c-décaBDE est encore utilisé dans les PBT et les polyamides (PA) plastiques que l'on trouve dans les pièces électriques, automobiles et de plomberie comme des boîtiers, des commutateurs et autres petites pièces internes d'équipements électriques plus gros (Weil et Levchik, 2009). Dans la plupart des applications de polymères de plastique qui utilisent

couramment le c-décaBDE, d'autres retardateurs de flamme sont disponibles et déjà employés (KemI, 2005).

68. L'industrie aéronautique utilise encore le c-décaBDE dans les fils et les câbles électriques, les composants internes et les équipements électriques et électroniques des avions et astronefs les plus anciens. Dans le secteur des transports, le c-décaBDE reste utilisé dans les plastiques pour les équipements électriques et électroniques, les plastiques renforcés, les pièces situées sous le capot et internes, ainsi que dans les intérieurs des automobiles. Il est aussi utilisé dans d'autres moyens de transport (U.S. EPA, 2014a; voir tableau 1, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). La plupart des plastiques ignifugés utilisés dans les véhicules se trouvent dans le compartiment moteur (souvent des polyamides). Par ailleurs, la cloison pare-feu entre le moteur et la cabine est une pièce ignifugée importante. Il convient toutefois de noter qu'en Europe, les exigences de sécurité incendie pour les véhicules ne sont pas très strictes et que la plupart des plastiques automobiles ne sont donc pas ignifugés (IVM/IVAM, 2013). La plupart des constructeurs automobiles mondiaux suivent toutefois la norme Federal Motor Safety Standard (FMVSS) 302 des États-Unis pour leur production mondiale. En outre, les autobus doivent satisfaire à la norme de sécurité incendie CEE 118 dans tous ses pays membres.

69. Le c-décaBDE est encore utilisé dans les jouets en Chine (Annexe F Chine; Chen *et al.* 2009) et dans l'industrie du caoutchouc synthétique comme retardateur de flamme dans les tapis roulants employés dans les mines, y compris dans les mines de charbon souterraines, et dans la fabrication de bandes servant de joints pour les conduites d'air dans les systèmes de ventilation des mines (Annexe F, Australie). Jusqu'à il y a peu, le c-décaBDE était aussi utilisé dans des palettes de transport en plastique aux États-Unis (U.S. EPA, 2014a), mais la société qui les produisait a cessé toute activité (U.S. EPA, comm. pers.) et trois États (Maine, Oregon et Vermont) ont interdit la fabrication, la vente et la distribution de palettes de transport contenant du c-décaBDE (Maine, 2008; Oregon, 2011; Vermont, 2013).

70. Pour ce qui est des plastiques présents dans les équipements électriques et électroniques, les stratégies de substitution vont du remplacement du système de résines et de retardateurs de flamme jusqu'à la modification complète de la conception du produit même. D'autres techniques de reconception sont décrites plus en détail dans la section 2.3.3 ci-dessous. Selon la proposition de réglementation stricte de l'UE, qui a évalué différentes solutions de remplacement du c-décaBDE, les huit produits chimiques de substitution possibles suivants semblent être des candidats pour le remplacement du c-décaBDE dans les polymères de plastique (ECHA, 2014a) :

- a) Décabromodiphényléthane (DBDPE);
- b) Bisphénol-A bis (diphényl phosphate) (BAPP/BDP);
- c) Résorcinol bis (diphényl phosphate) (RDP);
- d) Éthylène bis (tétrabromophtalimide) (EBTBP);
- e) Hydroxyde de magnésium (MDH);
- f) Triphényle phosphate (TPP);
- g) Trihydroxyde d'aluminium (ATH);
- h) Phosphore rouge.

71. En outre, un fabricant a signalé la disponibilité de systèmes retardateurs de flamme écologiques convenant comme solutions de remplacement du c-décaBDE. Les tableaux 5 à 9, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6 présentent un récapitulatif des polymères de plastique contenant du c-décaBDE et les retardateurs de flamme de remplacement pour ces utilisations, notamment pour des applications en aval.

72. On trouvera des informations détaillées sur les utilisations/applications, la charge, les coûts et les dangers des solutions identifiées en remplacement du c-décaBDE dans les plastiques dans les tableaux 5 et 9 du document UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6. En général, la charge incorporée dans les plastiques/polymères s'élève à 10 à 15 % en poids, mais on signale des cas où elle pouvait atteindre jusqu'à 20 % (ECHA, 2012c). D'après le fabricant, les performances du Paxymer[®] sont excellentes et démontrées dans le PP et le PE pour des concentrations comprises entre 2 et 32 % selon l'application et l'utilisation en aval. Les charges et le coût indiqués pour les autres solutions de remplacement utilisées dans les plastiques vont de 1 à 60 % et de 1 à 12 €/kg respectivement (voir tableaux 5 et 9, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6).

73. Dans certaines utilisations, les plastiques doivent obligatoirement satisfaire aux exigences réglementaires de sécurité. Le respect des exigences de résistance au feu des plastiques est contrôlé par des essais d'inflammabilité bien définis comme ceux de la Commission électrotechnique internationale (CEI) ou des réglementations et procédures d'approbation de Underwriters' Laboratories Inc. (UL), ces dernières concernant principalement les États-Unis (KemI, 2005). Cependant, alors ces réglementations sont obligatoires pour le marché, aucune n'exige l'utilisation de retardateurs de flamme particulier pour satisfaire aux normes ou réglementations. Le choix de la technique à utiliser est donc laissé aux fabricants. Le retardateur de flamme chimique idéal devrait être compatible (c'est-à-dire ne pas modifier les propriétés mécaniques du plastique), ne pas modifier sa couleur, afficher de bonnes caractéristiques de stabilité à la lumière et résister au vieillissement et à l'hydrolyse. En outre, il devrait correspondre et entrer en action avant la décomposition thermique des plastiques, ne pas provoquer de corrosion, ne pas avoir d'effets physiologiques nocifs et ne pas émettre de gaz toxiques (ou tout au plus des petites quantités de ces gaz). Dans l'idéal, il devrait être le moins cher possible. Cependant, comme indiqué plus haut, pour les polymères techniques, la fonction est généralement plus importante que le prix, qui n'est donc pas nécessairement le premier facteur au moment de choisir une solution de remplacement (KemI, 2005). Comme indiqué ci-dessus, les exigences en matière de sécurité incendie pour les véhicules en Europe ne sont pas très strictes. La plupart des constructeurs automobiles mondiaux suivent la norme Federal Motor Safety Standard (FMVSS) 302 des États-Unis pour leur production mondiale. En outre, les autobus doivent satisfaire à la norme de sécurité incendie CEE 118 dans tous ses pays membres.

74. En résumé, des solutions de remplacement efficaces et techniques faisables pour la substitution du c-décaBDE comme retardateur de flamme dans les plastiques (et le caoutchouc synthétique) sont disponibles et accessibles sur le marché (ECHA, 2014a). Le DBDPE pourrait être le produit de substitution du c-décaBDE le mieux indiqué dans la plupart des plastiques, mais d'autres produits ou techniques non chimiques pourraient offrir une solution de remplacement du c-décaBDE plus viable à long terme que le DBDPE (ECHA, 2014a).

2.3.3 Textiles

75. Depuis longtemps, le c-décaBDE est appliqué dans les textiles, associé à l'oxyde d'antimoine (OA) comme activateur, pour former l'enduction d'envers (LCSP, 2005). L'OA halogéné peut uniquement être appliqué localement dans un liant de résine. Le c-décaBDE est d'abord mélangé à l'OA pour former une dispersion aqueuse, qui est à son tour mélangée à une émulsion de polymère contenant, par exemple du caoutchouc naturel ou synthétique, de l'EVA, un copolymère de styrène-butadiène ou du PVC (ECHA, 2012c). Le mélange retardateur de flamme c-décaBDE/OA peut représenter de 18 à 72 % du poids total du produit (Washington, 2006). Les tissus plus légers nécessitent une charge de retardateurs de flamme plus élevée que les tissus plus lourds. Les enductions d'envers ignifugées sont efficaces sur un large éventail de tissus, y compris le polyamide/nylon, le polypropylène, les acryliques et des mélanges tels que le nylon-polyester.

76. Aux États-Unis, le c-décaBDE est utilisé dans des applications textiles dans le secteur des transports (autobus de transport en commun, trains, avions et navires), dans des tentures employées dans les espaces professionnels publics, dans le mobilier d'environnements professionnels à haut risque comme les maisons de retraite, les hôpitaux, les prisons et les hôtels et dans le secteur militaire pour la fabrication de bâches, tentes et vêtements de protection, mais pas dans l'habillement grand public (LCSP 2005; BSEF 2007 tel que cité dans U.S. EPA, 2014a). Cependant, dans plusieurs États des du pays, l'utilisation de c-décaBDE n'est plus autorisée dans les tissus d'ameublement résidentiels et les matelas (LCSP, 2015). Dans l'UE, le c-décaBDE est sert aussi dans des rideaux et meubles domestiques (sous forme de mousses, charges et enductions d'envers), principalement dans les pays où s'appliquent certaines normes de sécurité incendie comme le Royaume-Uni (ECHA, 2014a). Au Japon, on trouve 60 % du c-décaBDE dans les sièges de véhicules et 15 % dans d'autres applications textiles (Sakai *et al.*, 2006). Selon des sources de l'industrie du mobilier des États-Unis, les retardateurs de flamme chimiques ne seront pas concernés par les normes nationales en instance relatives aux tissus d'ameublement résidentiels (Illinois, 2007; Maine, 2007a). Il pourrait en être de même en Europe. Lors d'essais portant sur 320 combinaisons de 20 tissus de revêtement et 18 charges de meubles capitonnés sur le marché européen, 38 % des combinaisons sans ignifugeants ont passé les tests à la cigarette et l'allumette, et 62 % ont passé uniquement le test à la cigarette (CBUF tel que cité dans Guillaume *et al.*, 2008).

77. L'absence d'étiquetage et d'informations sur les retardateurs de flamme utilisés dans les produits de grande consommation complique l'évaluation des sources d'exposition pour l'être humain. Quelques certifications de labels verts ou écologiques peuvent indiquer que les produits ne contiennent pas de retardateurs de flamme, mais les retardateurs de flamme sont encore largement utilisés dans l'ameublement. Par exemple, dans une étude réalisée à partir de 102 échantillons de mousse

polyuréthane provenant de canapés résidentiels achetés aux États-Unis entre 1985 et 2010, les retardateurs de flamme étaient présents dans 85 % des échantillons. Dans les canapés achetés après 2005, du tris (1,3-dichloroisopropyl) phosphate (TDCPP) a été détecté dans 52 % d'entre eux et les composants associés au mélange connu sous le nom de Firemaster550 ont été détectés dans 18 % des échantillons. De plus, un mélange de retardateurs de flamme organophosphorés et halogénés a été observé dans 13 % des échantillons (Stapleton *et al.*, 2012). Le textile recouvrant la mousse, où l'on s'attendrait à trouver du c-décaBDE, n'a pas été analysé dans cette étude.

78. La substitution du c-décaBDE dans les textiles n'est pas évidente en raison de la complexité des produits finis et du large éventail d'approches de substitution possibles. Ces approches incluent des retardateurs de flamme de remplacement, des fibres alternatives, des fibres intrinsèquement résistantes au feu, des couches barrière et des textiles non-tissés. Plusieurs options abordables sont disponibles pour les utilisations du c-décaBDE dans les meubles, les matelas, les rideaux et d'autres applications textiles. Les solutions de substitution pour les textiles vont des additifs retardateurs de flamme bromés comme le c-décaBDE jusqu'à des techniques de remplacement et des matériaux intrinsèquement résistants au feu, qui sont décrits dans la section 2.3.3 du présent document.

79. Compte tenu de la compatibilité technique du DBDPE avec les procédés existants et de son prix par rapport au c-décaBDE, plusieurs parties prenantes de l'industrie en Europe ont confirmé qu'il représenterait la solution de remplacement privilégiée du c-décaBDE dans les textiles (ECHA, 2014a; RPA, 2014; Klif, 2008). Cependant, se borner à rechercher des solutions toutes faites risque de limiter les idées novatrices nécessaires pour trouver des solutions efficaces et écologiquement rationnelles.

80. Il existe des produits de remplacement du c-décaBDE pour les synthétiques, mais leur solubilité dans l'eau limite leur durabilité étant donné qu'ils sont lessivés pendant le lavage. Il est plus facile d'ignifuger les fibres naturelles que les synthétiques et il existe plusieurs substituts chimiques non halogénés du c-décaBDE disponibles pour les fibres de cellulose ou d'origine protéique naturelles comme le coton, la laine, la rayonne (viscose, modal et lyocell) et le lin, notamment les suivants :

- a) Polyphosphates d'ammonium;
- b) Diméthylphosphono N-méthylolpropionamide;
- c) Acides phosphoniques tels que l'ester de (3-{[hydroxyméthyl]amino}-3-oxopropyl)-diméthyle;
- d) Sel d'ammonium, d'urée, de tétrakis(hydroxyméthyl)phosphonium.

81. La copolymérisation désigne l'ajout d'un additif lors du procédé de filage par fusion de la fibre, opération qui intègre physiquement le retardateur de flamme dans la matrice de la fibre. Le retardateur de flamme le plus courant pour le polyester est le téréphtalate de polyéthylène avec un phosphore intégré sur le squelette en polyester. Ce polyester modifié est utilisé dans la plupart des applications textiles, résistant au lavage et considéré comme un bon produit de remplacement du retardateur de flamme c-décaBDE/antimoine. Le polyester représente 30 % de la production de fibres dans le monde (voir figure 1, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Ses applications incluent l'habillement et les rideaux. Les rideaux qui intègrent un polyester intrinsèquement ignifugé peuvent être lavés à l'eau, étant donné que les retardateurs de flamme phosphorés font partie du squelette du polymère et ne sont pas solubles dans l'eau (LCSP, 2005).

82. L'ECHA (2014a) et l'U.S. EPA(2014a) ont examiné les informations sur les dangers/risques des solutions de remplacement identifiées. Bien qu'il n'y ait pas de produit de remplacement unique pour le c-décaBDE dans les applications textiles (tableaux 11 et 12, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6), la multitude d'options disponibles sur le marché montre clairement qu'il existe des approches viables (LCSP, 2005). L'identification de plusieurs retardateurs de flamme halogénés et non halogénés dans une étude sur les produits chimiques couramment utilisés dans les textiles vient renforcer cette idée (KemI, 2014, voir tableau 13, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). Les sept substances suivantes ont été identifiées comme étant les solutions chimiques le plus susceptibles de remplacer l'utilisation du c-décaBDE dans les textiles (ECHA, 2014a) :

- a) Trihydroxyde d'aluminium (ATH);
- b) Hydroxyde de magnésium (MDH);
- c) Tris(1,3-dichloroisopropyl) phosphate (TDCPP);
- d) Éthylène bis(tétrabromophtalimide) (EBTBP);
- e) 2,2'-Oxybis(5,5-diméthyl-1,3,2-dioxaphosphorinane)-2,2'-disulfure;

- f) Tétrabromobisphénol A bis(2,3-dibromopropyl éther) (TBBPA) (uniquement dans les applications polymères);
- g) Phosphore rouge;
- h) Décabromodiphényléthane (DBDPE).

2.3.4 Autres utilisations

83. Outre dans les textiles et les plastiques, le c-décaBDE est utilisé dans les colles, adhésifs, mousses architecturales et revêtements, mais aussi dans quelques applications dans les bâtiments et la construction. Le c-décaBDE est employé dans les murs et les pans de toiture, qui sont généralement en composites de verre à base de polyester non saturé (UP), les carrelages de sol et les moquettes de qualité commerciale. Il est aussi utilisé, par exemple dans des matériaux d'isolation et de couverture comme les membranes et les films placés sous la toiture pour protéger les bâtiments (tableau 1 UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). On peut aussi le trouver dans des éléments de conduite, par exemple dans les revêtements ou isolations de conduites. La proposition de réglementation stricte de l'UE relative au c-décaBDE a recensé les six produits chimiques suivants comme substances de remplacement pour ces applications :

- a) Hydroxyde de magnésium (MDH);
- b) Trihydroxyde d'aluminium (ATH);
- c) Éthylène bis(tétrabromophthalimide) (EBTBP);
- d) Mélange de phosphate d'amine substitué (systèmes intumescents P/N);
- e) Phosphore rouge;
- f) Décabromodiphényléthane (DBDPE).

2.3.5 Techniques alternatives et matériaux intrinsèquement ignifugés

84. Les solutions de substitution qui permettent d'éviter l'emploi de retardateurs de flamme chimiques en passant par le remplacement ou la conception des matériaux tout en satisfaisant les normes de sécurité incendie et les exigences de performance sont préférables, surtout lorsqu'elles incluent des produits chimiques de faible toxicité et contiennent des matériaux recyclables ou compostables (New York State, 2013). Les évaluations de la faisabilité technique et économique des produits de remplacement du c-décaBDE sont essentiellement axées sur des produits chimiques de substitution qui peuvent remplacer directement le c-décaBDE dans les articles (voir section 2.3.2 ci-dessus). Cependant, l'ignifugation peut être obtenue grâce à des techniques de remplacement telles que le recours à un matériau intrinsèquement ignifugé, l'utilisation de différentes solutions techniques, par exemple des barrières ou une modification complète de la conception du produit. Par exemple, il est possible de blinder les alimentations électriques avec du métal pour éliminer les retardateurs de flamme, voire de supprimer ces substances du produit comme dans le cas des imprimantes et des téléphones rechargeables (LCSP, 2005). Les matériaux intrinsèquement ignifugés peuvent satisfaire aux normes de protection contre l'incendie sans additifs chimiques ou de fabrication spéciaux. De plus, si la protection est intégrée dans les fibres, elle sera moins à susceptible de s'user ou d'être éliminée au lavage (DuPont, 2010). Les techniques de remplacement citées peuvent servir dans bon nombre de matériaux et d'applications et sont adoptées dans les textiles, l'électronique, les aéronefs et les véhicules de transport terrestre. Elles peuvent remplacer le c-décaBDE dans certains cas. On trouvera des exemples de différentes techniques de remplacement, leurs caractéristiques et produits finaux pertinents à cette évaluation dans les tableaux 14 et 15, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6.

Plastiques

85. Une alternative à l'utilisation de retardateurs de flamme chimiques est de modifier la conception du produit même. Cette solution a permis de remplacer le c-décaBDE dans plusieurs applications d'équipements électriques et électroniques. Il peut s'agir i) de séparer les composants basse tension des composants haute tension nécessitant une plus grande protection contre l'inflammation et ii) d'abaisser la tension de fonctionnement requise et d'ainsi réduire la nécessité d'employer des matériaux ignifugés pour les enveloppes.

86. Une autre modification de la conception du produit consiste à séparer l'alimentation électrique du produit. C'est ce que l'on observe souvent dans de nombreux dispositifs, notamment les imprimantes et les téléphones rechargeables. Ces alimentations électriques séparées sont généralement des boîtiers noirs raccordés au cordon d'alimentation, mais non inclus dans l'unité même. Cette séparation de l'alimentation électrique réduit les exigences d'ignifugation de l'enveloppe électrique. Des activités de recherche et développement plus poussées que celles demandées pour le

remplacement du c-décaBDE par des retardateurs de flamme chimiques de remplacement sont nécessaires pour changer la conception des produits et appliquer ces modifications, mais cette solution pourrait s'avérer plus viable à long terme.

87. On peut utiliser du métal ou du plastique intrinsèquement ignifugé comme matériaux de remplacement dans certains produits électroniques. Les options qui éliminent la nécessité de retardateurs de flamme grâce à l'utilisation de matériaux de remplacement qui satisfont les normes de sécurité incendie et les exigences de performance sont privilégiées, surtout lorsque ces matériaux présentent une toxicité inférieure et lorsque les produits et les matériaux sont recyclables ou compostables (CPA, 2015). Apple Inc. qui a supprimé les retardateurs de flamme bromés (y compris le c-décaBDE) de bon nombre de ses produits informatiques comme les ordinateurs portables, les écrans d'ordinateur, les unités centrales et les serveurs, a démontré qu'il était possible d'utiliser des matériaux de remplacement qui éliminent ou diminuent le besoin de recourir à des retardateurs de flamme chimiques (Apple Inc.). En remplaçant les enveloppes électroniques autrefois en polycarbonate par des enveloppes en alliage d'aluminium, cette société a éliminé la nécessité d'utiliser des retardateurs de flamme (Apple Inc.). De nombreux producteurs d'équipements électroniques (Ericsson Network Technologies, Electrolux, IBM, Atlas Copco, Sony Ericsson et Hewlett Packard) ont signalé avoir supprimé le c-décaBDE dans leurs produits ou ne l'avoir jamais utilisé (KemI, 2005).

88. On a aussi montré que l'introduction de barrières métalliques résistantes aux flammes séparant ou isolant les parties les plus inflammables du reste du produit permet de se passer des retardateurs de flamme comme le c-décaBDE (LCSP, 2005).

89. L'évaluation de l'UE (ECHA, 2014a) fait état de diverses techniques de remplacement qui pourraient être employées pour remplacer le c-décaBDE comme retardateur de flamme dans les plastiques. Parmi ces techniques, on peut citer les systèmes intumescents, les nanocomposites, le graphite expansé, les suppresseurs de fumée, les mélanges de polymères, l'utilisation de matériaux intrinsèquement résistants au feu et la modification de la conception du produit. Ces techniques de remplacement sont décrites de façon détaillée dans le tableau 14 du document UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6. Une autre option est la superposition lors de la production d'un article en utilisant des couches de polymère chargé hautement résistant au feu et de polymère peu ou pas du tout résistant au feu. On atteint ainsi le même degré de performance en matière de sécurité incendie que celui qui aurait été obtenu si la totalité du polymère avait été traitée, tout en conservant les propriétés mécaniques du polymère (ECHA, 2012c).

90. Il est envisageable d'utiliser des matériaux intrinsèquement résistants au feu comme techniques de remplacement supplémentaires. Les polymères halogénés comme le PVC possèdent des propriétés ignifugeantes, car ils libèrent des radicaux halogènes pendant la combustion. L'effet est souvent amélioré par l'ajout d'activateurs comme l'OA à des mélanges de polymères halogénés. Cependant, tout comme les retardateurs de flamme bromés, les PVC produisent des dioxines et des acides pendant la combustion et ne constituent donc pas un matériau résistant au feu de remplacement privilégié (Blomqvist *et al.*, 2007a). Les éléments indiqués ci-dessous sont des matériaux polymères intrinsèquement résistants au feu et susceptibles d'être considérés comme des substituts de polymères à base de c-décaBDE tels que le poly(butylène téréphtalate) PBTE ou le polyamide/nylon (PA) (DME, 2006) :

- a) Polycétone sans halogène (considérablement plus onéreux que le PBTE et le PA);
- b) Thermoplastiques haute performance comme le polysulfone, la polyaryléthercétone (PAEK) ou le polyéthersulfone (PES).

91. Pour certaines utilisations, les matériaux intrinsèquement résistants au feu peuvent inclure des solutions de modification de la conception utilisant des enveloppes métalliques et d'autres solutions. Les polymères qui forment des polyimides en se carbonisant, les polyaramides, polyesters à cristaux liquides, le poly(phénylène sulfure), les polyarylène et de nombreux thermodurcis ont aussi tendance à présenter une plus grande résistance au feu. Lorsque le polymère de base possède des propriétés de retardateur de flamme, un degré suffisant de résistance au feu peut être obtenu selon l'utilisation finale, sans qu'il soit nécessaire d'ajouter des retardateurs de flamme chimiques ou avec des charges très inférieures si cet ajout est indispensable (ECHA, 2012c).

92. Des exemples de nouveaux matériaux intrinsèquement résistants au feu sont cités dans la littérature ou les sites Internet commerciaux; ils sont souvent vantés comme solutions de remplacement du c-décaBDE (ECHA, 2012c; Albemarle, 2013; Great Lakes, 2013; PR Newswire, 2010). Il pourra être nécessaire de modifier la conception des produits pour adopter ces matériaux de remplacement et leur application nécessiterait des activités de recherche et développement plus poussées que pour le remplacement du c-décaBDE avec moins de retardateurs de flamme chimiques

de remplacement. Un profil plus sûr pour l'environnement et la santé publique présente des avantages supplémentaires.

Textiles

93. Une approche de remplacement permettant d'ignifuger le mobilier consiste à modifier la conception des produits pour y intégrer des matériaux non inflammables ou des techniques de traitement barrière (LCSP, 2005). Il existe des solutions de conception des produits qui peuvent répondre à toutes les normes de sécurité incendie actuelles et en instance. Deux approches pourraient convenir : 1) utilisation de tissus de revêtement fabriqués à partir de matériaux intrinsèquement résistants au feu et 2) utilisation de barrières résistantes au feu entre les tissus de revêtement et la mousse de remplissage inflammable.

94. La résistance au feu des divers tissus et fibres varie considérablement. Il est possible d'éviter l'utilisation de retardateurs de flamme dans les textiles si le matériau lui-même est non ou peu inflammable. Plusieurs fibres synthétiques sont intrinsèquement résistantes au feu, notamment l'aramide, la viscose, le novoloïde, les polyamides et la mélamine. Certaines de ces fibres commencent à être employées à grande échelle dans les tissus d'ameublement et les matelas. Elles ont été traditionnellement utilisées pour satisfaire aux normes les plus strictes dans des applications comme les tenues d'intervention des pompiers, les vêtements des astronautes et des pilotes de voitures de course. Les fibres intrinsèquement résistantes au feu comme les polyhaloalcènes contiennent des halogènes tels que le chlorure de polyvinyle et le bromure de vinyle, tandis que d'autres n'en contiennent pas, notamment les polyaramides et les fibres de mélamine (LCSP, 2005 ; voir tableau 10, UNEP/POPS/POPRC.11/INF/6). D'autres matériaux intrinsèquement résistants au feu incluent la rayonne associée à un additif phosphoré, les fibres de polyester et les aramides (Weil et Levchik, 2009). Par ailleurs, certains matériaux comme le cuir et la laine présentent intrinsèquement des propriétés de résistance au feu. En fonction du degré de serrage du tissage, ils peuvent satisfaire aux exigences de sécurité incendie sans traitement supplémentaire avec des retardateurs de flamme. Certains matériaux naturels tels que la laine pourraient donc être utilisés comme matériaux barrière dans le mobilier (Klif, 2011).

95. Une autre approche pourrait consister à mélanger des fibres naturelles et synthétiques, étant donné que les fibres naturelles sont plus résistantes au feu. Le mélange de fibres est une méthode couramment utilisée pour réduire l'inflammabilité des fibres inflammables. Le polyester est généralement mélangé à du coton et ce mélange « poly-coton » peut passer l'essai d'inflammabilité verticale à source unique si sa teneur en polyester est inférieure à 50 %. De plus, les mélanges coton-nylon sont couramment employés pour diminuer l'inflammabilité du coton (Gnosys *et al.*, 2010), de même que les mélanges de coton ou polyester et de mélamine. Certains tissus pour l'ameublement, les matelas et les tentures sont fabriqués à partir de mélanges de plusieurs fibres intrinsèquement résistantes au feu et de fibres moins performantes à ce niveau. Dans certains cas, les fibres dont la texture est plus « agréable au toucher » comme le coton ou le polyester peuvent être associées à des fibres plus résistantes au feu comme la mélamine pour former un tissu qui allie confort et performance en termes de sécurité incendie (LCSP, 2005).

96. Un aspect important de la protection contre l'incendie du mobilier et des matelas est l'utilisation de barrières entre le tissu de revêtement et le rembourrage intérieur en mousse. Dans les matelas, l'industrie a opéré un virage et utilise désormais couramment des barrières résistantes au feu (Maine 2007b; IKEA 2014). Ces barrières sont fabriquées à partir de fibres intrinsèquement résistantes au feu comme la laine, les para-aramides, les mélamines, les modacryliques ou la fibre de verre et n'emploient pas de produits chimiques retardateurs de flamme. Par ailleurs, bon nombre de ces fibres sont fabriquées à partir de matériaux non halogénés. Certaines barrières peuvent aussi être fabriquées à partir de fibres peu coûteuses et de fibres intrinsèquement résistantes au feu onéreuses. Ces barrières protègent le matelas, le futon ou le matériau de rembourrage des sommiers à ressorts contre la combustion. Elles encapsulent entièrement les matériaux internes et doivent être associées à des coutures, bandes et fils résistants au feu (LCSP, 2005). Outre les mélanges résistants au feu, de nombreux fabricants utilisent des matériaux à base d'ouate de coton traités à l'acide borique. Ces matériaux à base de coton représentent la technologie barrière la moins chère et sont utilisés pour satisfaire aux exigences de sécurité incendie. L'utilisation de l'acide borique est cependant source de préoccupation étant donné que ce produit est soupçonné d'être nocif pour la reproduction humaine. Des études sur les animaux ont montré des effets nocifs chez le rat et la souris exposés à de l'acide borique dans l'alimentation avant et pendant la période d'accouplement (Weir et Fisher 1972; NTP 1990 comme cité dans New York State Department of Health, 2013). Des films plastiques ont aussi été utilisés comme barrière, en particulier les films fabriqués à partir de plastiques intrinsèquement résistants au feu comme le néoprène (polychloroprène) (LCSP, 2005).

97. À l'instar des plastiques, la protection des textiles contre le feu peut également se faire au moyen de systèmes intumescent (Klif, 2011; U.S. EPA, 2014a). On entend par intumescence la formation d'une mousse carbonneuse qui fait office d'isolant thermique. Un système intumescent comporte généralement une source de carbone pour la structure, une source d'acide, et un produit qui, en se décomposant, libère des gaz pouvant servir d'agent gonflant (Weil et Levchik, 2009). L'épaisseur de la mousse produite peut être de 10 à 100 fois plus élevée que celle de l'enduit. Grâce à sa faible conductivité thermique, cette mousse isole le substrat, ce qui permet de réduire efficacement l'inflammabilité de celui-ci et l'exposition aux gaz de combustion (KemI, 2006). Plusieurs systèmes intumescent pour les applications textiles sont sur le marché depuis une vingtaine d'années et ont fait la preuve de leur énorme potentiel. On en trouve, entre autres, dans des mousses imprégnées de graphite expansé, des traitements de surface et des matériaux polymères utilisés comme barrières (Klif, 2011). Ils peuvent ne pas être applicables aux mêmes groupes de textiles que les enduits d'envers contenant des retardateurs de flamme bromés.

2.3.6 Normes de sécurité incendie, exigences et solutions

98. La société a besoin de systèmes permettant de réduire et de prévenir les incendies et de protéger des vies humaines. Les incendies entraînent des préjudices, des morts et la destruction de biens chaque année dans le monde. Par ailleurs, dans les pays dotés de réglementations strictes relatives à la sécurité incendie, l'utilisation de certains retardateurs de flamme et la pollution environnementale et les risques pour le corps humain qui en découlent sont plus élevés que dans les autres pays où la réglementation en matière de sécurité incendie est plus souple. Cela démontre l'importance de la sensibilisation à ces sujets pour trouver des produits de remplacement des retardateurs de flamme dangereux.

99. Une étude comparant les statistiques relatives aux incendies en Europe, aux États-Unis et en Nouvelle-Zélande a conclu que le fait de fumer et de cuisiner associés à la présence de mobilier capitonné et de textiles était la source et le mode d'accident les plus courants dans les incendies domestiques à l'issue fatale (NIFV, 2009). Les hommes, les enfants et les personnes âgées sont les victimes les plus fréquentes, et la consommation d'alcool est un autre aspect majeur de ces incendies. La plupart des incendies mortels ont lieu dans la salle de séjour ou la chambre à coucher la nuit en fin de semaine et impliquent du mobilier (capitoné), des textiles, des appareils techniques ou des vêtements. En Europe, le mobilier capitonné a joué un rôle important dans près de 50 % du total des décès dans des incendies domestiques et aux États-Unis, il a pris feu en premier dans 18 % des décès (ACFSE, 2001; NFPA, 2013). La mousse de polyuréthane du mobilier capitonné contribue considérablement à l'augmentation des fumées toxiques (Molyneux *et al.*, 2014; Stec *et al.*, 2011). Les statistiques norvégiennes montrent que 23 % des incendies domestiques se déclarent dans la cuisine, tandis que 19 et 9 % commencent respectivement dans la salle à manger et la chambre à coucher en présence de mobilier capitonné (NFPA, 2014).

100. La résistance au feu d'un matériau ou d'un produit est essentiellement testée en termes d'inflammabilité, de facilité d'extinction, de pouvoir propagateur de flamme, de débit calorifique et de dégagement de fumée (Weil et Levchik, 2009). Les exigences de résistance au feu des produits dépendent souvent de l'utilisation prévue (par ex., des exigences plus strictes pour les bâtiments institutionnels par rapport aux maisons d'habitation). Les réglementations relatives aux incendies exigent en général l'utilisation de normes techniques vérifiées mises au point par des organismes de normalisation comme l'ISO, la Commission électrotechnique internationale (CEI) ou le Comité européen de normalisation (CEB) et des sociétés de certification et de conseil en sécurité comme l'Underwriters' Laboratory INC (UL). Cependant, ni les réglementations nationales relatives à la sécurité incendie ni les normes techniques ne prévoient l'utilisation de retardateurs de flamme chimiques spécifiques pour satisfaire aux exigences de sécurité incendie. De plus, les performances des produits dans ces normes d'essais ne sont pas toujours liées à celles observées lors d'un incendie réel. Le Royaume-Uni, l'Irlande et la Californie se fiaient auparavant à des essais à la flamme nue pour le mobilier capitonné, ce qui a entraîné une utilisation des retardateurs de flamme bromés et une charge corporelle accrue (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.10/INF/5). Les lignes directrices des essais pour la réglementation britannique sont actuellement en cours de révision. Il se pourrait qu'elles proposent de délaissier le « test à la cigarette et l'allumette » actuel qui exige que les tissus de revêtement soient testés recouvrant une mousse de polyuréthane non modifiée pour résister à la combustion au profit de tests qui exigent que le composite final réel soit évalué en regard de sa résistance au feu (DBIS 2014). Le DBIS pense que cela permettrait de réduire de jusqu'à 50 % la quantité de retardateurs de flamme utilisés. Les normes californiennes relatives à l'inflammabilité du mobilier ont été modifiées pour exclure toute utilisation future de retardateurs de flamme (TB117-2013).

101. Les retardateurs de flamme peuvent temporairement ralentir la progression d'un incendie et le dégagement de chaleur correspondant pendant un court instant afin de permettre aux personnes d'évacuer les lieux, mais ils sont aussi susceptibles d'augmenter la toxicité des émissions. Il est possible de réduire les émissions toxiques en introduisant un matériau barrière associé au retardateur de flamme. La toxicité des incendies est la principale cause de décès et de blessures dans les incendies, mais elle n'est généralement pas prise en compte par les autorités réglementaires. Plusieurs gaz toxiques sont produits pendant un incendie, dont certains sont liés à la présence de retardateurs de flamme bromés, alors que d'autres pas. La combustion de matériaux contenant des retardateurs de flamme halogénés lors d'incendies accidentels et du brûlage de déchets qui en contiennent peut accroître la toxicité des produits de combustion en augmentant la libération de CO, de gaz acides tels que le bromure d'hydrogène et de dioxines et furannes bromés et chlorés (Simonson *et al.*, 2000; Blomqvist *et al.*, 2007b ; Shaw *et al.*, 2010). En outre, des études démontrent que les retardateurs de flamme bromés associés à l'antimoine génèrent de grandes quantités de CO et de HCN, deux des principaux asphyxiants qui se dégagent lors des incendies (Molyneux *et al.*, 2014; Stec *et al.*, 2011). Une réduction globale des matériaux retardateurs de flamme pourrait donc réduire les risques sanitaires courus par la population en général et les sapeurs-pompiers, à condition que la sécurité incendie puisse être assurée par d'autres moyens. Au vu de ces résultats, l'utilité globale des règlements en matière de protection incendie qui exigent l'emploi de ces substances a été remise en question par certains scientifiques (Jayakody *et al.*, 2000; DiGangi *et al.*, 2010).

102. Dans les bâtiments institutionnels et à usage résidentiel, la sécurité incendie peut être renforcée par des campagnes annuelles de sensibilisation axées sur l'utilisation sûre des composants électriques, bougies, cheminées, cuisinières et détecteurs de fumée de nouvelle génération, etc. Les exigences en termes de facilité d'accès aux issues de secours et de présence de matériel de lutte contre l'incendie comme des manches à incendie, des gicleurs automatiques, des extincteurs et des couvertures antifeu sont des mesures importantes pour prévenir et réduire les pertes consécutives aux incendies et faciliter l'évacuation des bâtiments en feu. Une autre solution de sécurité est celle des cigarettes « à faible propension à l'inflammation », qui s'éteignent d'elles-mêmes lorsqu'on ne tire pas de bouffées. Elle a permis de réduire de 41 % les décès causés par les incendies dans l'État de New York. Elle est désormais obligatoire dans l'ensemble des États-Unis, au Canada, en Australie et dans l'UE. Les solutions pour les produits électriques pourraient inclure la présence d'un capteur de chaleur intégré qui éteint l'objet s'il devient trop chaud. Le contrôle régulier du système de câblage électrique et le remplacement de ce dernier sont aussi des mesures de prévention des incendies.

103. Lors du stockage, par exemple dans les entrepôts, il est possible de renforcer la sécurité incendie en adoptant certaines pratiques de gestion. Selon les informations demandées à l'Annexe F communiquées par l'IPEN, il pourrait être possible d'assurer une sécurité incendie lors de l'utilisation de palettes en plastique dépourvues de retardateurs de flamme en mettant en œuvre des pratiques de gestion de leur stockage (par ex., hauteur des piles de palettes et écartement entre les piles) et/ou en utilisant des systèmes de gicleurs.

104. Selon les renseignements fournis par l'industrie aéronautique, les produits de l'aérospatiale sont soumis à des réglementations strictes en matière de navigabilité et à des spécifications en matière de certification qui définissent des normes de performance, notamment l'inflammabilité. Un aperçu du procédé figure dans la section 2.1 du document ECHA 2014. Ces exigences de résistance au feu et de sécurité visent à prévenir et/ou à contrôler les incendies aussi bien en vol, où les possibilités d'évacuation sont limitées, qu'après un crash, où l'évacuation pour échapper aux incendies alimentés par le carburant est la principale préoccupation. Ces questions influent sur le choix des substances à utiliser. Les pièces et composants des avions sont supposés résister à un incendie pendant un certain laps de temps en fonction de la zone et de l'application et les matériaux utilisés à l'intérieur ne doivent pas générer de fumée toxique ou de chaleur excessive en cas d'incendie. C'est pour cela que des matériaux tels que les retardateurs de flamme sont employés dans des zones chaudes et sensibles au feu (par ex., autour des réacteurs). Les autorités de navigabilité telles que l'Agence européenne de la sécurité aérienne (AESA), l'Administration de l'aviation civile chinoise (CAAC), Transport Canada Aviation Civile (TCAC), l'Agence nationale de l'aviation civile brésilienne (ANAC), l'Autorité de sécurité de l'aviation civile australienne (CASA) et l'Administration fédérale de l'aviation des États-Unis (FAA) sont chargées de définir, d'administrer et de faire appliquer les normes d'ignifugation².

² Exemples de normes d'ignifugation dans le domaine civil : AESA (ex. CS 25.853, appendice F) – <https://www.easa.europa.eu/system/files/dfu/CS-25%20Amendment%2016.pdf>; CAAC (ex. 第25.853 条, 附录 F) – <http://www.caac.gov.cn/B1/B6/201112/P020111209503321901800.pdf>; TCAC (ex. 525.853, appendice F) – <https://www.tc.gc.ca/eng/acts-regulations/regulations-sor96-433.htm#v>; ANAC (références US 14 CFR 25) <http://www2.anac.gov.br/biblioteca/rbac/RBAC25EMD136.pdf>; CASA – (ex. partie 90, subdivision 3.2, références 14 CFR 25.853) – http://www.comlaw.gov.au/Details/F2011C00871/Html/Text#_Toc306971168; FAA (ex., §25.853, appendice F) – http://www.ecfr.gov/cgi-bin/text-idx?tpl=/ecfrbrowse/Title14/14cfr25_main_02.tpl

Il a été démontré que ces normes dans le secteur de l'aviation ont sensiblement réduit d'un facteur 3 la probabilité de décès dus à un accident offrant des chances de survie au cours des quarante dernières années (FAA, 2010) (Boeing Company, comm. pers.).

2.4 Informations récapitulatives sur les incidences sur la société de la mise en œuvre des mesures de réglementation éventuelles

105. La réduction ou l'élimination au niveau mondial du c-décaBDE devrait normalement avoir une incidence positive sur la santé humaine et l'environnement. La dixième réunion du Comité d'étude des polluants organiques persistants a conclu que les niveaux d'exposition et les concentrations avec effet actuels du BDE-209, principal composant du c-décaBDE, sont susceptibles d'avoir des effets nocifs importants sur la santé humaine et l'environnement du fait de la propagation de cette substance à longue distance dans l'environnement, justifiant l'adoption de mesures au niveau mondial (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2).

2.4.1 Santé, y compris santé publique, environnementale et professionnelle

106. Le BDE-209 est très répandu dans l'environnement et certaines espèces présentent des charges corporelles élevées, en particulier certaines espèces d'oiseaux, mais aussi la loutre et le renard vivant dans des zones urbaines et suburbaines (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). De plus, dans certains organismes comme les grenouilles, les poissons et les oiseaux, les doses de BDE-209 sont dans la fourchette (ou s'approchent) des concentrations produisant un effet neurotoxique et perturbateur pour le développement et le système endocrinien. Les concentrations de BDE-209 dans la morue arctique (une espèce clef des écosystèmes arctiques) atteindraient un niveau susceptibles d'entraîner des effets néfastes, et par conséquent d'avoir une incidence négative sur les populations de cette espèce et sur l'ensemble de l'écosystème arctique. À ces préoccupations s'ajoutent d'éventuels effets d'exposition à une faible dose et de possibles effets combinés entre le BDE-209 et d'autres PBDE dont l'action est similaire, ainsi que la possibilité de nombreux effets stressants (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.7/INF/16). Une incidence positive de l'application de mesures de réglementation est la diminution des émissions, qui réduira au fil du temps l'exposition et la bioaccumulation chez l'être humain et les espèces sauvages. L'interdiction ou la réglementation stricte du c-décaBDE au niveau mondial représente donc une mesure qui contribuera à la protection et à la préservation des organismes et écosystèmes de l'Arctique, jugés particulièrement sensibles aux polluants organiques persistants (AMAP 2009; UNEP/POPS/POPRC.7/INF/16).

107. À court terme, le bénéfice le plus important de l'imposition de mesures de réglementation mondiales serait peut-être pour l'environnement intérieur et la santé publique, grâce à la réduction des quantités de c-décaBDE présentes dans les poussières, et à terme l'élimination de cette substance, en arrêtant l'utilisation de cette substance dans les textiles et l'équipement d'intérieur. L'imposition de mesures de réglementation entraînerait probablement une baisse progressive des taux dans les produits agricoles tels que le poisson, le lait et les produits laitiers et divers produits carnés. Chez l'être humain, l'exposition au BDE-209 a déjà lieu dès les premiers stades du développement et se poursuit tout au long de la vie. On le trouve dans le sang, le plasma et le lait maternel et il est transféré au fœtus via le placenta pendant des étapes de développement cruciales. Les principales sources d'exposition de l'être humain actuellement connues sont la poussière et les aliments contaminés (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). En raison de leur tendance à mettre les mains à la bouche, les nourrissons et les enfants en bas âge ont une charge corporelle de BDE-209 et d'autres PBDE plus élevée que les adultes et sont identifiés comme des groupes vulnérables susceptibles d'être à risque, en particulier du fait de la toxicité pour le système neuroendocrinien et le neurodéveloppement observée dans les études chez les animaux (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). L'élimination ou la réglementation stricte de l'utilisation du c-décaBDE sera donc particulièrement bénéfique pour l'enfant en développement.

108. Elle permettra aussi d'améliorer la santé des travailleurs, en particulier dans les pays en développement, où les équipements de protection individuelle sont limités, et de réduire aussi l'exposition de l'être humain et de l'environnement à des produits de dégradation toxiques, notamment les PDBE moins bromés, les bromodioxines et bromofurannes (PBDD/PBDF), le pentabromophénol et l'hexabromobenzène. Les produits de dégradation toxique, notamment les PBDD/PBDF, peuvent se former de différentes manières : pendant le traitement thermique (extrusion, moulage et recyclage), la production de plastiques, les réactions de photolyse, la préparation d'aliments (cuisson du poisson) et l'élimination des déchets (Vetteret *et al.*, 2012; Kajiwara *et al.*, 2008, 2013a,b; Hamm *et al.*, 2001; Ebert et Bahadir 2003; Weber et Kuch 2003; Thoma et Hutzinger 1987; Christiansson *et al.*, 2009; UNEP/POPS/POPRC.6/INF/6). Concernant l'exposition professionnelle, on a relevé de fortes concentrations de BDE-209 dans bon nombre de professions (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). De plus, une étude réalisée sur 12 pompiers aux États-Unis a montré qu'ils présentaient des concentrations

élevées de cette substance dans le sang (contribuant à >50 % de la concentration totale de PBDE dans le sérum) et des concentrations élevées de PBDD/PBDF (Shaw *et al.*, 2013). Les auteurs de l'étude ont « suggéré que les PBDD/PBDF pouvaient contribuer grandement à une toxicité de type dioxine chez les pompiers » et que l'exposition professionnelle à ces composés était importante lors de la lutte contre les incendies. Par conséquent, l'exposition contribue probablement à des effets néfastes sur la santé, hypothèse étayée par les données issues d'autres études montrant des taux de cancer élevés chez les pompiers, notamment pour quatre types de cancer qui sont potentiellement liés à une exposition aux PBDD/PBDF comme le myélome multiple, le lymphome malin non hodgkinien, le cancer de la prostate et le cancer des testicules (Hansen *et al.*, 1990; CIRC 2010; Le Masters *et al.*, 2006; Kang *et al.*, 2008). Par ailleurs, des études laissent penser que lorsqu'on prend les mesures qui s'imposent, comme le port d'équipements de protection individuelle et l'utilisation d'un système de ventilation, il est possible de réduire significativement l'exposition. Une étude récente a montré qu'en appliquant des mesures de gestion des risques appropriées dans un établissement suédois de recyclage d'équipements électroniques, le BDE-209 ne présentait pas de risque pour la santé des travailleurs (Rosenberg *et al.*, 2011; Thuresson *et al.*, 2006). Cependant, les travailleurs des pays en développement et à économie en transition sont susceptibles d'être davantage exposés au BDE-209 et à d'autres substances que ceux des pays développés du fait de l'absence ou de l'application partielle de mesures de réduction des risques (Tsydenova et Bengtsson, 2011; UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2; OIT, 2012).

109. Les concentrations de BDE-209 sont en général les plus élevées près des points de rejet des eaux usées urbaines et à proximité des usines d'élimination et de recyclage d'équipements électroniques (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). La gestion écologiquement rationnelle des déchets est donc importante pour obtenir un bon niveau de protection de la santé humaine et de l'environnement. Cela est particulièrement important dans les pays en développement, où la manipulation se fait souvent sans l'aide de procédés industriels modernes et où la protection des travailleurs laisse souvent à désirer. Compte tenu de l'utilisation répandue du c-décaBDE dans les équipements électriques et électroniques et vu que les déchets de ces équipements sont ceux qui s'accumulent le plus rapidement (StEP, 2013), les équipements en circulation et leurs déchets sont particulièrement préoccupants. L'année dernière, près de 50 millions de tonnes de déchets d'équipements électriques et électroniques ont été générées dans le monde, soit environ 7 kg par habitant sur la planète. De plus, des millions de tonnes de vieux équipements électroniques sont exportés vers les pays en développement et à économie en transition, principalement vers l'Asie du Sud-Est, et de plus en plus vers l'Afrique de l'Ouest et l'Europe de l'Est. Le Sénégal, l'Ouganda, le Maroc, la Colombie, le Pérou, le Kenya, l'Afrique du Sud, le Cambodge et l'Iraq figurent de plus en plus souvent parmi les destinations des produits et des articles hors d'usage (Ni et Zeng, 2009; Zoeteman *et al.*, 2010; Schlupe *et al.*, 2009 dans OIT, 2012). Dans ces pays, le traitement est généralement effectué dans le secteur informel, ce qui occasionne une pollution environnementale importante et présente des risques pour la santé des populations locales. Les femmes et les enfants représentent une part importante de la main-d'œuvre (OIT, 2012). En Chine, pays qui reçoit aujourd'hui le pourcentage le plus élevé au monde de déchets d'équipements électriques et électroniques, les concentrations de BDE-209 dans le sol des sites de récupération et de recyclage de ces déchets sont très élevées (OIT, 2012; Wang *et al.*, 2010, 2011a,b, 2014; Gao *et al.*, 2011, Li *et al.*, 2013). Outre les travailleurs de la filière de démantèlement exposés professionnellement, les habitants des quartiers situés près d'installations de production ou de recyclage affichent aussi des concentrations élevées de BDE-209 dans le sang (voir UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Au Bangladesh et au Nicaragua, les enfants qui vivent et travaillent dans les sites de récupération des déchets ont dans leur sang une combinaison de BDE-209 et d'autres produits chimiques dangereux (Linderholm *et al.*, 2011; Athanasiadou *et al.*, 2008). Le brûlage à ciel ouvert de déchets d'équipements électriques et électroniques contenant des PBDE libérerait des tonnes de PBDD/PBDF dans l'environnement (Zennegg *et al.*, 2009). Ma *et al.*, (2009) ont signalé que les concentrations de TEQPBD/TEQPBDF d'une installation de recyclage de déchets d'équipements électriques et électroniques en Chine dépassait celles des échantillons prélevés dans le milieu ambiant. De plus, des déchets d'équipements électriques et électroniques contenant du c-décaBDE se retrouvent aussi dans des articles aptes au contact alimentaire fabriqués à partir de plastique recyclé, où ils contribuent à l'exposition et aux risques chez les êtres humains (Samsonok et Puype 2013; Puype *et al.*, 2015). Alors que le recyclage de matériaux dénués de produits chimiques dangereux est avantageux pour l'environnement et l'économie, il convient cependant d'éviter le recyclage de matériaux contenant des polluants organiques persistants et d'autres produits chimiques dangereux pour protéger la santé humaine et l'environnement. Cela permet également de diminuer le risque que des matériaux contaminés soient exportés vers des pays en développement et est en outre important pour préserver la crédibilité du recyclage, stimuler la gestion durable des flux de déchets et accroître l'innovation dans l'industrie du recyclage ainsi que dans d'autres secteurs. Ne pas recycler ces matériaux revêt cependant des aspects négatifs, notamment une perte en termes de matières recyclées (ressources), des

surcoûts pour les entreprises de recyclage du fait des efforts engagés pour la séparation/le démontage et une utilisation accrue de matériaux vierges (ressources) (UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1). Parmi les difficultés que les déchets électriques et électroniques posent aux pays en développement, l'OIT (2012) souligne la complexité de la question du transport illégal de ces déchets et propose plusieurs solutions, notamment d'associer une réglementation et une application efficaces à des mesures incitant les recycleurs du secteur informel à ne pas se lancer dans des procédés de destruction et favorisant une formalisation du secteur informel du recyclage des déchets électriques et électroniques. D'autres auteurs suggèrent qu'une application de la loi et une collaboration internationale convenables sont essentielles pour résoudre le problème du transport illégal (Ni et Zeng, 2009). On trouve dans la littérature disponible différentes approches de la gestion et du recyclage de ces déchets (par ex., Bleher et al., 2014; PNUE, 2012; UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1). Certaines de ces approches, notamment 1) l'interdiction du recyclage des déchets contenant des POP, 2) le recyclage des plastiques sans retardateurs de flamme bromés et l'incinération avec valorisation énergétique des plastiques contenant des polluants organiques persistants et 3) le recyclage de tous les plastiques y compris ceux contenant des retardateurs de flamme bromés à des teneurs inférieures à une limite légale, sont conformes aux objectifs de la Convention de Stockholm et devraient être faisables également pour les pays en développement. La différence entre ces approches tient à la manière de traiter la fraction contenant des retardateurs de flamme/du c-décaBDE et au gain économique pour l'industrie (Bleher et al. 2014).

2.4.2 Agriculture, y compris aquaculture et sylviculture

110. L'élimination du c-décaBDE serait bénéfique pour l'agriculture et la santé des êtres humains et des espèces sauvages en évitant toute propagation supplémentaire de polluants organiques persistants dans le sol. La contamination des terres agricoles par le BDE-209 est un problème mondial en partie du fait de l'utilisation des boues résiduaires comme fertilisant (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Sellström (2005) et de Wit (2005) ont montré que les taux de BDE-209 des sols ainsi amendés sont de 100 à 1 000 fois plus élevés que ceux des sites de référence. Lorsque ces boues sont épandues comme engrais, le BDE-209 est transféré vers le biote et peut s'accumuler dans les organismes au sommet de la chaîne alimentaire (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). L'épandage des boues d'eaux résiduaires sur les terres agricoles est l'un des débouchés de ces boues et permet en même temps d'exploiter des nutriments essentiels pour les plantes et la matière organique dans l'agriculture. Cependant, comme indiqué ci-dessus, cette pratique suscite des rejets de BDE-209 dans l'environnement. Elle peut aussi contribuer à des risques pour l'être humain et pour l'environnement en raison de la présence de polluants organiques comme le BDE-209. Ainsi, toute mesure permettant de réduire les concentrations de BDE-209 dans les boues résiduaires et/ou de contrôler l'utilisation de boues résiduaires comme fertilisant aurait un effet positif sur la réduction des concentrations de BDE-209 dans les produits agricoles au fil du temps.

2.4.3 Biote (biodiversité)

111. Il est essentiel de retirer le c-décaBDE de la circulation pour éviter que la contamination des espèces sauvages déjà menacées n'augmente. Les effets nocifs signalés font craindre que le c-décaBDE puisse avoir une incidence à l'échelle des populations et des écosystèmes, et en définitive sur la biodiversité (voir section 2.4.1 ci-dessus UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2). Outre le fait de menacer les écosystèmes arctiques et la biodiversité, qu'il soit en l'état ou combiné à d'autres polluants organiques persistants (UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2, UNEP/POPS/POPRC.7/INF/16), on craint que le c-décaBDE et d'autres substances puissent retarder le développement et la métamorphose des grenouilles à des concentrations pertinentes du point de vue écologique (Shricks *et al.*, 2006; Qin et Xia, 2010) et altèrent l'anatomie et la fonction du système de vocalise des mâles (Ganser, 2009). La Liste rouge des espèces menacées de l'UICN a identifié les amphibiens, et les grenouilles en particulier, comme étant le groupe de vertébrés le plus menacé, avec environ 41 % de risque d'extinction, et montre qu'il est urgent de prendre des mesures pour protéger les populations d'amphibiens restantes dans le monde (UICN, 2014, voir aussi Stuart *et al.* 2004). On attribue les extinctions et le déclin à grande échelle de ces espèces au recul des habitats, à la pollution, aux incendies, au changement climatique, aux maladies et à la surexploitation (UICN, 2014; Hayes *et al.*, 2010). Les produits chimiques d'origine anthropique peuvent participer au déclin des populations d'amphibiens en agissant sur le système ou la réponse immunitaire, le développement et la croissance larvaire, la capacité à éviter les prédateurs, le succès de reproduction et les taux de survie (Carey et Bryant 1995, voir aussi Hayes *et al.*, 2010). Les modifications du système de vocalise des mâles et le retard de la métamorphose/le développement induit par une exposition au c-décaBDE peuvent avoir des incidences sur la valeur adaptative (succès de l'accouplement, prédation, etc.) et en dernier ressort sur le recrutement de la population (van Allen *et al.*, 2010; Hayes *et al.*, 2010). Ainsi, les effets nocifs observés chez les grenouilles laissent penser que le c-décaBDE pourrait être l'un des polluants participant au déclin des populations mondiales de grenouilles.

2.4.4 Aspects économiques et coût social

112. D'après des informations comme le prix, l'accessibilité et la disponibilité de différentes alternatives ainsi que des informations sur des mesures réglementaires et leur utilisation dans différents pays, on estime que les coûts socio-économiques de l'application d'une interdiction et/ou d'une réglementation stricte de l'utilisation du c-décaBDE sont faibles et compensés par les avantages d'une élimination/réglementation. Un facteur important abordé dans la proposition de restriction dans l'UE est que, même si le c-décaBDE est actuellement moins onéreux que les solutions de remplacement évaluées, la différence de coûts est susceptible d'évoluer progressivement sous l'effet de l'augmentation de la demande de solutions de substitution (ECHA, 2014a).

113. Les coûts supportés par les producteurs qui fabriquent encore le c-décaBDE dépendent de la manière dont la réglementation stricte ou l'interdiction influe sur la production et sur le marché des solutions de remplacement chimiques du c-décaBDE. Ils dépendent aussi des coûts techniques liés à l'abandon du c-décaBDE au profit d'autres solutions de remplacement dans les usines de fabrication (ECHA, 2014a). Cependant, on sait que le c-décaBDE est uniquement fabriqué dans quelques pays et une réglementation stricte ou une interdiction de sa fabrication n'engendrera donc pas de coût direct (ou d'incidence) dans la plupart des pays et ne touchera que le petit nombre de fabricants qui continuent de produire du c-décaBDE, dont certains produisent et vendent déjà des solutions de remplacement. De plus, les informations disponibles laissent penser que les solutions de remplacement peuvent être fabriquées dans les mêmes usines/chaînes de production que le c-décaBDE. Les coûts de la transition pour l'industrie de la fabrication au niveau mondial seraient donc faibles.

114. La réglementation stricte pourrait aussi influencer sur l'économie des importateurs/fournisseurs de c-décaBDE et sur les utilisateurs industriels/professionnels en aval. Cependant, la plupart des importateurs/fournisseurs importent et vendent aussi d'autres substances, notamment des solutions de remplacement du c-décaBDE (ECHA, 2014a). De même, les importateurs d'articles contenant du c-décaBDE peuvent aussi continuer à importer des articles contenant d'autres retardateurs de flamme. Pour ce qui est des utilisateurs industriels/professionnels en aval, on sait que leur capacité à remplacer un produit par des solutions de substitution peut être variable. Si la plupart d'entre eux peuvent assurer la transition vers des solutions de remplacement du c-décaBDE sans surcoût important, les commentaires reçus de l'industrie aéronautique lors d'une consultation publique dans l'UE suggèrent qu'il pourrait s'avérer difficile de remplacer immédiatement le c-décaBDE dans les produits utilisés dans les avions et le matériel de défense (ECHA, 2014a). Selon l'industrie aérospatiale, cette difficulté s'explique par des problèmes techniques, les coûts et le temps liés au développement, à la qualification et à la certification de matériaux de remplacement pour les avions en raison des exigences strictes en matière de performances techniques et sécuritaires et à la complexité de la chaîne d'approvisionnement (ECHA, 2014a). Des préoccupations analogues ont été exprimées par certaines associations de l'automobile, qui ont demandé des dérogations pour certaines pièces détachées anciennes, mais pas pour les pièces encore produites aujourd'hui. Le raisonnement de l'industrie automobile diffère en cela qu'il n'évoque que la faisabilité pratique du remplacement, en particulier pour les pièces détachées anciennes possédant des propriétés fonctionnelles.

115. L'inscription du c-décaBDE à la Convention de Stockholm sans dérogation pour le recyclage signifierait que les fractions contenant du c-décaBDE à une concentration supérieure à la valeur définie pour la faible teneur en polluants organiques persistants ne devraient pas être recyclés. Cela pourrait avoir une incidence sur le recyclage des matériaux issus de produits contenant du c-décaBDE. Serait tout particulièrement visé le recyclage de déchets plastiques des appareils électriques et électroniques et du plastique provenant des véhicules hors d'usage qui renferment des concentrations élevées de c-décaBDE (par ex., IVM, 2013, voir aussi section 2.2.). Le volume actuel de plastique recyclé est faible, de même que la fraction de plastique contenant du c-décaBDE (Sinha-Khetriwal et al., 2005; Widmer et al., 2005; Hicks et al., 2005; Streicher-Porte et al., 2005; voir aussi section 2.2 paragraphes 47 et 48). Les procédés de recyclage des véhicules hors d'usage et des déchets d'équipements électriques et électroniques sont actuellement axés sur la récupération des métaux et la valeur de la fraction de plastique est moindre en raison de sa qualité (Sinha-Khetriwal et al., 2005; Widmer et al., 2005; Hicks et al., 2005; Streicher-Porte et al., 2005). On estime donc que les incidences socio-économiques des mesures requises pour que les déchets de ces produits plastiques ne soient pas recyclés sont faibles.

116. Le recyclage du plastique est en général souhaitable du point de vue de la gestion rationnelle des ressources, mais doit être mis en balance avec le fait qu'il importe d'éviter le recyclage de plastiques contenant des substances chimiques dangereuses. Si ce recyclage de matériaux croissait à l'avenir, il faudrait alors appliquer des techniques de séparation afin de s'assurer de la qualité des matières plastiques recyclées. Cela peut entraîner des coûts pour la société sous la forme d'investissements dans des équipements coûteux pour trier les déchets plastiques et/ou d'une

augmentation de la main-d'œuvre manuelle nécessaire. Faute de moyens efficaces d'identifier le décaBDE dans les déchets, les conséquences pour le recyclage pourraient être sensiblement plus lourdes que prévu, car il faudrait peut-être en pratique exclure toutes les matières contenant du brome, ce qui limiterait encore la quantité de matériaux recyclables. La technique de séparation après déchiquetage de la fraction de plastique de valeur est coûteuse, de même que la technique d'extraction du brome. Si de grandes capacités de traitement s'avèrent nécessaires, cela peut représenter un obstacle à l'entrée de nouveaux acteurs sur le marché du recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques.

117. Une analyse des incidences économiques sur les installations de recyclage doit être menée au niveau des pays ou des régions. La solution optimale dépendra beaucoup du contexte économique et culturel dans lequel s'inscrit le système (Sinha-Khetriwal et al., 2005). Le coût de la main-d'œuvre, la structure de l'économie et notamment le secteur informel important, le cadre réglementaire existant et les possibilités et les limites de l'application de la loi doivent être pris en compte afin de trouver des solutions susceptibles d'améliorer la situation en termes de conséquences environnementales, des risques professionnels et des retombées économiques (Sinha-Khetriwal et al., 2005). Les avantages écologiques et le gain socio-économique découlant de l'accroissement de la qualité et de l'utilisation du plastique recyclé (moins utilisation de plastique vierge), ainsi que de la hausse du prix sur le marché, pourraient alors plus que compenser le coût plus élevé du recyclage.

118. Le prix du plastique recyclé sur le marché est déterminé par sa qualité, sa substituabilité par rapport au plastique vierge et le prix de ce dernier. La présence de substances chimiques dangereuses influe négativement sur le prix des matériaux recyclés (NCM, 2015b). D'après une étude réalisée par l'Agence suédoise des produits chimiques (KemI), l'un des principaux obstacles à l'utilisation accrue de matériaux recyclés dans les nouveaux produits tient au risque que ces matériaux puissent contenir des substances dangereuses (KemI, 2012). Cette conclusion est également étayée par d'autres sources (dont Wäger et al., 2010; Stenvall et al., 2013; NCM, 2015b), qui mettent toutes en avant que les substances dangereuses sont des obstacles au recyclage des matériaux provenant des déchets d'équipements électriques et électroniques.

119. Le recyclage de matériaux contenant du décaBDE en divers articles neufs pourrait compliquer l'identification des articles contenant du décaBDE et leur traitement ultérieur. Il importe en outre de maîtriser les flux de déchets afin d'éviter que du décaBDE se retrouve dans les articles neufs, entraînant ainsi des effets nocifs pour les êtres humains et des coûts économiques du fait de problèmes de santé accrus (NCM, 2014b; Bellanger et al., 2015; Hauser et al., 2015; Trasande et al., 2015; Legler et al., 2015; HEAL, 2014; voir aussi paragraphe 122). On dispose de techniques et de méthodes permettant de séparer efficacement les déchets contenant des PBDE et de les traiter séparément (Document de travail de l'ECHA, 2015; Sinha-Khetriwal et al., 2005; Widmer et al., 2005; Hicks et al., 2005; Streicher-Porte et al., 2005; voir aussi directives³). Par conséquent, il est nécessaire de fixer une concentration limite pour les mélanges et les articles en circulation afin de s'assurer a) que la majorité des articles plastiques puissent être recyclés et b) que les articles fabriqués à partir de matériaux recyclés ne contiennent pas de concentrations élevées de décaBDE (RAC/SEAC, 2015). L'installation de technologies plus pointues exige des dépenses d'investissement considérables, mais les coûts d'exploitation sont ensuite faibles (NCM 2014a, 2015c). Si les techniques de séparation peuvent susciter des coûts d'exploitation et de fonctionnement supérieurs, ces coûts seront vraisemblablement compensés par une amélioration et un accroissement du recyclage des matériaux (NCM 2014a, 2015c). Des approches reposant sur des techniques moins sophistiquées, telles que la séparation, le tri ou un déchiquetage plus simple des déchets d'équipements électriques et électroniques, pourraient engendrer des coûts relativement supérieurs en fonction du coût de la main-d'œuvre, mais pourraient également bénéficier à la société en fournissant davantage d'emplois. Des procédés de traitement de ces déchets comprenant des éléments de faible technicité permettent actuellement d'obtenir des plastiques de bien meilleure qualité, ainsi que des avantages quantifiés plus élevés, que d'autres solutions très mécanisées et automatisées (NCM, 2015a; NZMOE, 2013). Le coût total est compensé par un recyclage accru des matériaux. Cela procure en outre des bienfaits écologiques considérables (NCM, 2015c).

120. D'après le document UNEP/POPS/COP.7/INF/22, « la gestion des déchets touche tous les pans de la société et de l'économie. Elle concerne les autorités locales, régionales et nationales et exige un cadre juridique, un mécanisme financier et une coordination efficace entre les citoyens et les autorités à tous les échelons. Une bonne gestion des déchets est en outre impossible sans les investissements adéquats. Afin d'assurer un système de gestion des déchets cohérent, il importe que

³ Directives pour l'établissement d'inventaires des polybromodiphényléthers inscrits dans le cadre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants.

toutes les actions aux différents échelons suivent une stratégie décidée en commun. Il est donc nécessaire, ou du moins utile, (pour les autorités nationales et régionales) de débattre et de décider d'une stratégie nationale de gestion des déchets. L'application réussie de tout système de gestion des déchets, en particulier dans les pays en développement, pourrait exiger le transfert de technologies appropriées et le renforcement des capacités, conformément à l'article 12 de la Convention ».

121. En dehors des coûts pour l'industrie, la réglementation stricte de la mise sur le marché du c-décaBDE pourrait affecter l'emploi chez les fabricants de cette substance, mais aussi les acteurs de la chaîne d'approvisionnement y compris les importateurs/exportateurs du c-décaBDE même et d'articles contenant du c-décaBDE. L'emploi dans les activités de collecte, tri et recyclage de déchets pourrait aussi être concerné. L'effet sur l'emploi sera différent selon que les fabricants produisent et/ou vendent des solutions de remplacement du c-décaBDE. Selon l'ECHA (2014), il n'y a pas lieu de supposer qu'il existe des différences entre la main-d'œuvre nécessaire pour la production d'articles et produits à base de c-décaBDE ou à base des solutions de remplacement; les effets négatifs sur une entreprise donnée, le cas échéant, devraient être compensés par les effets positifs sur d'autres entreprises. Autrement dit, les incidences sur l'emploi sont principalement d'ordre distributif et ne devraient pas engendrer de coût pour la société en tant que tels. Cependant, le redéploiement de personnel entraîne toujours des coûts d'ajustement, par exemple liés à un chômage temporaire des travailleurs avant qu'ils ne trouvent de nouveaux emplois, mais il est difficile de chiffrer ces coûts dans la pratique (ECHA, 2014). Des mécanismes similaires devraient aussi influencer sur l'emploi dans l'industrie des déchets et du recyclage (voir par ex., OIT, 2012; NCM, 2015b). Une diminution des bénéfices aura généralement une répercussion à la baisse sur le nombre d'emplois, alors que de nouvelles tâches potentielles, comme le tri, pourront augmenter les besoins d'emplois. L'effet net sur l'emploi dans le secteur du recyclage est donc incertain.

122. Pour ce qui est du coût social, un nouveau rapport préparé par le Conseil nordique des ministres et des publications scientifiques récentes laissent penser que les perturbateurs endocriniens comme le c-décaBDE représentent un lourd fardeau économique pour la société (NCM 2014b; Bellanger *et al.*, 2015 ; Hauser *et al.*, 2015; Trasande *et al.*, 2015; Legler *et al.*, 2015). Selon le rapport du Conseil nordique des ministres, les effets négatifs des perturbateurs endocriniens sur la santé reproductive masculine coûtent aux pays de l'UE au moins 59 à 1 200 millions d'euros par an en perte de capacité de travail et en augmentation des dépenses de santé. Des résultats similaires sont signalés par Hauser *et al.* (2015), qui indiquent que les coûts des troubles et des maladies de la reproduction masculine dans l'UE avoisinent les 15 milliards d'euros par an (15 000 millions). D'après l'étude de Bellanger *et al.* (2015), qui est peut-être la plus pertinente, les PBDE et les perturbateurs endocriniens contribuent grandement aux déficits et maladies neurocomportementaux dans l'UE avec un coût très probablement supérieur à 150 milliards d'euros par an. Cependant, les publications du Conseil nordique des ministres, de Bellanger *et al.* (2015) et de Hauser *et al.* (2015) se concentrent sur des perturbateurs endocriniens, troubles et maladies spécifiques et les coûts totaux pour la société imputables aux perturbateurs endocriniens sont probablement bien plus élevés que ceux indiqués dans ces seules études. Selon Trasande *et al.* (2015), les coûts médians des seuls perturbateurs endocriniens les plus susceptibles d'être liés à ces troubles et maladies s'élèvent à 157 milliards d'euros par an, soit 1,23 % du produit intérieur brut de l'UE. Ce résultat est étayé par un rapport antérieur préparé par l'Alliance pour la santé et l'environnement (HEAL) dans l'UE (HEAL, 2014), qui inclut les coûts associés au traitement de l'infertilité humaine, de la cryptorchidie, de l'hypospadias, du cancer du sein, du cancer de la prostate, du TDAH, de l'autisme, du surpoids, de l'obésité et du diabète, mais non du cancer des testicules, et qui affirme que les dépenses totales dans l'UE liées à l'exposition aux perturbateurs endocriniens pourraient atteindre 13 à 31 milliards d'euros par an (HEAL, 2014).

123. Aux coûts pour les systèmes de santé et de sécurité sociale s'ajoutent ceux liés à la gestion des déchets contenant du c-décaBDE et à la remise en état des sols et sédiments contaminés qui, d'après l'expérience acquise avec d'autres polluants organiques persistants comme le PCB, est à la fois coûteuse et longue.

124. On estime que la proposition de l'UE pour la réglementation stricte de la production et de l'utilisation du c-décaBDE est une mesure proportionnée pour le contrôle des risques découlant de sa production et de son utilisation. Plus spécifiquement, le rapport coût-efficacité serait d'un ordre de grandeur semblable (ou inférieur) à celui des restrictions antérieures dans le cadre du règlement REACH vis-à-vis du mercure, un produit chimique qui, dans des évaluations antérieures de l'UE relatives au mercure et au phénylmercure, suscitait des préoccupations similaires à celles des substances toxiques bioaccumulatives persistantes et présentait un potentiel de propagation à longue distance (ECHA, 2014a).

2.4.5 Vers un développement durable

125. L'élimination du c-décaBDE est conforme aux plans de développement durable qui visent à réduire les émissions de produits chimiques toxiques et relie la sécurité chimique, le développement durable et la réduction de la pauvreté. La gestion écologiquement rationnelle « des produits chimiques toxiques », y compris les déchets, figure dans le programme d'action pour un développement durable (Action 21) et la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement (CNUED, 1992a,b). Elle fait aussi partie de l'Approche stratégique de la gestion internationale des produits chimiques (SAICM). Le Plan d'action mondial de la SAICM comprend des mesures spécifiques pour encourager la réduction des risques en favorisant l'utilisation de solutions de remplacement des produits chimiques sûres et efficaces, y compris de solutions non chimiques pour remplacer des produits chimiques organiques hautement toxiques, persistants et bioaccumulatifs (PNUE, 2006). La Stratégie politique globale de la SAICM classe les polluants organiques persistants parmi les produits chimiques dont il faudrait en priorité cesser la production et l'utilisation et pour lesquels il faudrait utiliser des solutions de remplacement plus sûres.

126. Dans une économie circulaire, la conception en vue du recyclage et l'étiquetage sont importants pour améliorer la qualité et la quantité des matériaux recyclés (NCM, 2014c). Appliquer des techniques et des systèmes permettant le tri et l'élimination écologiquement rationnelle des composants contenant des produits chimiques dangereux favorisera la viabilité de la gestion des déchets, en particulier en ce qui concerne la récupération, le recyclage et la réutilisation des matériaux (voir section 2.2).

127. Dans les pays en développement, la formalisation du secteur de recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques, c'est-à-dire l'intégration du secteur informel dans la gestion formelle des déchets, peut être une solution pour créer des emplois durables tout en réduisant les effets négatifs sur la santé et l'environnement des activités de recyclage occasionnant le rejet de polluants organiques persistants et d'autres produits chimiques dangereux (OIT, 2012).

2.5 Autres considérations

128. L'inscription du c-décaBDE à l'Annexe A sans aucune dérogation supposerait des mesures de contrôle faciles à communiquer et qui devraient donc être efficaces et adaptées, même dans les pays disposant d'infrastructures réglementaires limitées pour les produits chimiques. Il est facile d'obtenir et de diffuser des informations sur les solutions de remplacement. Concernant le suivi environnemental et biologique, il est possible d'ajouter le c-décaBDE aux programmes de surveillance existants pour d'autres polluants organiques persistants. Les pays ne disposant pas des infrastructures nécessaires pour assurer un suivi adéquat de la production et des utilisations du c-décaBDE peuvent avoir besoin de ressources et d'infrastructures supplémentaires. Cependant, les progrès récents de la chimie analytique permettent de surveiller et de mesurer sans surcoût important le BDE-209, principal congénère du c-décaBDE, en parallèle avec d'autres PBDE, comme les congénères de tétra-, penta-, hexa- et heptaBDE inscrits à la Convention. Ces méthodes de spectrométrie de masse de pointe renseignent précisément sur les quantités de BDE-209 présentes dans une matrice et sont par conséquent généralement utilisées pour déterminer les concentrations dans les prélèvements réalisés dans l'environnement et sur les biotes. Elles peuvent en outre permettre d'établir la teneur en BDE-209 dans les produits/articles en circulation et dans les déchets, mais ce n'est pas la méthode standard employée par les entreprises de traitement et de recyclage des déchets, qui s'appuient plutôt sur des méthodes de détection et de séparation plus grossières en fonction de la teneur totale en brome (UNEP/POPS/POPRC.6/2/Rev.1). On ne dispose pas de techniques d'analyse pointues à l'échelle industrielle dans le secteur de la gestion des déchets.

129. Les Parties à la Convention à l'égard desquelles ces amendements sont entrés en vigueur sont tenues de respecter leurs obligations au titre de la Convention. Pour permettre aux Parties de s'en acquiescer, la Convention de Stockholm a par le passé mis au point des directives pour l'établissement d'inventaires des polluants organiques persistants inscrits, qui présentent une méthode par étapes permettant aux Parties de dresser l'inventaire des polluants organiques persistants nouvellement inscrits et de mettre au point des stratégies/plans d'action (décision SC-6/12, PNUE, 2014a,b). Le but de l'inventaire est d'aider les Parties à recueillir les données de référence pour leur pays sur les polluants organiques persistants inscrits, qui peuvent être utiles aux correspondants nationaux pour la Convention, au coordinateur du processus d'examen et de mise à jour des plans nationaux de mise en œuvre et aux équipes de travail chargées de l'inventaire. Il sera aussi utile pour les autres parties prenantes concernées par l'élimination de ces substances. D'autres directives ont aussi été élaborées, par exemple dans le cadre de la Convention de Bâle.

130. Il peut être parfois difficile d'identifier si des articles/produits contiennent un produit chimique donné. Consciente de ces difficultés, la SAICM a identifié le besoin d'informations au niveau mondial sur les substances chimiques incorporées dans des produits tout au long de leur cycle de vie à l'occasion de la Conférence internationale sur la gestion des produits chimiques (SAICM/ICCM.2/15). Un programme volontaire visant à partager des informations sur les substances chimiques contenues dans les produits dans la chaîne de valeur mondiale a été lancé.

131. Afin de formuler des stratégies efficaces susceptibles de mener à l'élimination du c-décaBDE, les Parties doivent acquérir une bonne connaissance de leur situation nationale en ce qui concerne ces produits chimiques. Si le c-décaBDE est inscrit à la Convention, la Conférence des Parties souhaitera peut-être mettre à jour les « Directives pour l'établissement d'inventaires des polybromodiphényléthers inscrits dans le cadre de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants », pour aider les Parties à la Convention à remplir leurs obligations au titre de la Convention et à retirer le c-décaBDE de la circulation (PNUE, 2014a).

3. Synthèse des informations

3.1 Résumé des informations figurant dans le descriptif des risques

132. À sa dixième réunion en 2014, le Comité d'étude des polluants organiques persistants a adopté le descriptif des risques et conclu que le décabromodiphényléther (BDE-209) contenu dans le c-décaBDE était 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.

133. Le BDE-209 est extrêmement persistant dans le sol et les sédiments, mais il est établi qu'il se dégrade dans l'environnement et les biotes pour donner des PBDE moins bromés. Du fait de la débromation, les organismes se trouvent en outre exposés simultanément à un mélange complexe de PBDE, dont certains sont des polluants organiques persistants inscrits à la Convention.

134. Le BDE-209 est un polluant omniprésent détecté dans des régions urbaines, rurales et reculées du monde entier. Dans l'Arctique et d'autres régions reculées, il se retrouve dans différents compartiments de l'environnement, dont l'air, les sédiments, la neige, la glace et les biotes. Les processus océaniques contribuent à sa propagation dans l'environnement au même titre que les processus atmosphériques, mais on estime que la liaison à des particules atmosphériques est le principal mécanisme de cette propagation.

135. Étant donné la très faible solubilité du BDE-209, l'alimentation représente la première voie d'exposition à cette substance dans les réseaux trophiques aquatiques et terrestres. Bien que certaines études ne mettent en évidence aucune bioaccumulation du BDE-209 et qu'une dilution trophique ait été observée (facteur d'amplification trophique < 1), l'existence d'une bioaccumulation a été signalée chez certaines espèces aquatiques et terrestres. L'incohérence des données disponibles sur sa bioaccumulation tient essentiellement aux différences interspécifiques au regard de l'absorption, du métabolisme et de l'élimination.

136. Le c-décaBDE est très répandu dans les biotes, et certaines espèces présentent des charges corporelles élevées. Le BDE-209 peut se transmettre de la mère à la descendance, qui se trouve ainsi exposée durant les premiers stades de développement. On a aussi rapporté une transmission de BDE-209 de la mère aux œufs et aux jeunes chez les poissons, les grenouilles, les oiseaux, le rat et le renne. Il en va de même chez l'être humain, où l'exposition a lieu dès les premiers stades du développement, à savoir *in utero*, par transfert placentaire, et se poursuit après la naissance, via le lait maternel. De plus, il semble que les nourrissons et les enfants en bas âge ont une charge corporelle de BDE-209 et d'autres PBDE plus élevée que chez les adultes en raison de leur plus grande exposition aux poussières.

137. Certains éléments montrent que le BDE-209 peut avoir des effets néfastes sur la santé et la capacité reproductives chez les poissons, le ver de terre et le rat ainsi que des effets toxiques sur le développement et le système nerveux chez les amphibiens, les rongeurs et l'être humain. On craint de plus la possibilité que l'association du BDE-209 et d'autres PBDE entraîne une toxicité neurodéveloppementale chez l'être humain et chez les espèces sauvages à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans l'environnement. D'après les données toxicologiques disponibles, le BDE-209 peut agir comme un perturbateur endocrinien et influencer sur l'homéostasie des hormones thyroïdiennes et, peut-être des hormones stéroïdiennes chez les poissons, les amphibiens, le rat, la souris et l'être humain. La débromation conjuguée à l'exposition simultanée au BDE-209 et à d'autres PBDE, mais aussi à la persistance élevée du BDE-209 dans les sédiments et les sols, accroît la probabilité d'éventuels effets chroniques néfastes à long terme.

3.2 Résumé des informations sur l'évaluation de la gestion des risques

138. L'élimination du c-décaBDE devrait avoir une incidence positive sur le développement durable au niveau mondial. Cependant, si la production, l'utilisation et la gestion des déchets du c-décaBDE ne sont pas réglementées, ses concentrations dans l'environnement, y compris chez les êtres humains et les espèces sauvages, continueront probablement à augmenter même dans les régions très reculées.

139. Le c-décaBDE est une substance synthétique ne possédant aucune source naturelle connue. Il est actuellement fabriqué dans plusieurs pays dans le monde. De nombreux pays ont limité son utilisation ou adopté des programmes volontaires pour y mettre fin. Ces initiatives ont mené à l'utilisation de retardateurs de flamme de remplacement, à la modification de la conception ou à la mise en place de méthodes de remplacement afin de satisfaire aux exigences d'ignifugation des produits. Cependant, les rejets de c-décaBDE et de son principal constituant, le BDE-209, dans l'environnement se poursuivent dans toutes les régions étudiées.

140. Si de nombreux rejets peuvent aussi se produire lors de la production, les émissions de c-décaBDE sont cependant principalement imputées aux rejets à partir des articles utilisés et des déchets. Il est donc primordial d'interdire au niveau mondial la production et l'utilisation du c-décaBDE et de mettre en place des mesures appropriées de gestion des déchets pour réduire à l'avenir l'exposition des êtres humains et des espèces sauvages à ce produit.

141. Le c-décaBDE a de nombreuses applications et est utilisé dans de nombreux secteurs différents de la société. Il est employé dans les équipements électriques et électroniques comme les ordinateurs et les téléviseurs, et dans les câbles, mais aussi dans les adhésifs, colles, enduits, encres et tuyaux. Il est aussi largement utilisé dans des textiles commerciaux dans les bâtiments publics, dans les textiles pour le mobilier domestique et dans le secteur des transports. Dans le monde, environ 90 % du c-décaBDE finit dans les plastiques, principalement dans les appareils électroniques, le reste aboutissant dans les textiles revêtus, le mobilier capitonné et les matelas.

142. L'automobile et l'aéronautique ont entrepris l'abandon progressif du c-décaBDE. Cependant, certains observateurs de l'industrie ont exprimé des préoccupations pour l'entretien et au remplacement de pièces détachées anciennes destinées aux articles en circulation, mais aussi pour les véhicules/aéronefs en production en vertu des certificats de type existants. La justification fournie se réfère à des questions techniques et économiques et suggère qu'il pourrait falloir des dérogations dans le secteur des transports. Cependant, les exigences en matière de sécurité incendie et les programmes de certification ne requièrent pas nécessairement l'utilisation de c-décaBDE ou d'autres retardateurs de flamme. Lorsqu'il est nécessaire de remplacer le c-décaBDE par un autre retardateur de flamme, des solutions de remplacement chimiques sont disponibles pour la plupart des applications dans les plastiques et les textiles qui sont encore produits à grande échelle. Cependant, il n'est pas possible de réaliser les essais requis pour certaines pièces détachées anciennes de véhicules originaux dont la production en série a cessé, et ce souvent depuis longtemps. Il est en outre probable que les fabricants de ces pièces détachées arrêteront de les produire. On pourrait ainsi en arriver à une situation où des pièces de rechange deviendraient indisponibles ou ne subiraient pas d'essais et seraient de ce fait dangereuses, ou au non-respect des réglementations nationales exigeant que ces pièces soient fournies pendant au moins 10 ans après la production en série. Dans bien des cas, l'ignifugation peut cependant aussi être obtenue grâce à des techniques alternatives comme l'utilisation d'un matériau intrinsèquement ignifugé et différentes solutions techniques, par exemple des barrières ou une modification de la conception du produit. Ces techniques de remplacement peuvent être employées dans une multitude de matériaux et d'applications et sont utilisées dans les textiles, les appareils électroniques, les avions et d'autres moyens de transport.

143. La durée de vie utile des produits contenant du c-décaBDE varie au niveau mondial, mais est estimée en moyenne à 10 ans, de sorte que les produits hors d'usage se retrouveront pendant de nombreuses années dans le flux des déchets, où ils seront une source d'émissions futures. Selon la Convention (article 6.1 d) ii)), les déchets contenant du c-décaBDE devront être éliminés de manière à ce que les polluants organiques persistants qu'ils contiennent soient détruits ou irréversiblement transformés de telle sorte qu'ils ne présentent plus les caractéristiques de polluants organiques persistants, ou autrement éliminés d'une manière écologiquement rationnelle, afin d'éliminer les émissions et les expositions correspondantes liées au c-décaBDE présent dans les déchets. Il existe différentes techniques pour traiter les déchets contenant des polluants organiques persistants d'une manière écologiquement rationnelle. L'un des moyens d'éliminer les déchets contenant du c-décaBDE est l'incinération contrôlée dans des installations de pointe, avec une surveillance continue et le respect strict des orientations des MTD/MPE de la Convention; cette incinération permettrait même la valorisation énergétique. On considère généralement que l'incinération à haute température détruit

efficacement les polluants organiques persistants comme le c-décaBDE, avec formation de petites quantités de dioxines et de furannes. Lorsque la destruction ou la transformation irréversible ne constitue pas l'option préférable du point de vue écologique ou lorsque la teneur en polluants organiques persistants est faible, les pays peuvent éliminer ces déchets selon d'autres méthodes écologiquement rationnelles, par exemple la mise en décharge spécialement aménagée.

144. On peut trier et séparer les fractions des déchets pour une gestion plus durable des déchets. Les techniques de séparation sont notamment le tri manuel et automatisé des composants à l'état de déchets, ainsi que de ceux contenant des produits chimiques dangereux, comme les retardateurs de flamme bromés. Des techniques de séparation sont déjà utilisées dans le secteur de la gestion des déchets, mais ne sont pas encore largement disponibles. Cependant, dans les pays en développement, la gestion des déchets est réalisée principalement dans le secteur informel sans procédés industriels modernes. Le tri se fait manuellement sans équipements de protection individuel et système de ventilation adéquats, ce qui entraîne une exposition des êtres humains et de l'environnement à ces substances. Dans les pays en développement, la transition de la gestion des déchets du secteur informel vers le secteur formel peut être une manière de mieux en assurer la viabilité.

145. Un petit nombre de Parties a suggéré qu'il pourrait falloir une dérogation pour le recyclage. D'autres s'y sont opposées car elles s'inquiétaient des articles et des produits en circulation et des produits recyclés contenant du décaBDE exportés en particulier vers les pays en développement et à économie en transition, en raison du manque de capacités pour identifier et pour analyser les produits contenant cette substance. Le recyclage de matériaux contenant du c-décaBDE augmentera inévitablement la contamination de la population humaine et de l'environnement et la dispersion des PBDE. Il faudrait donc éviter d'y avoir recours si l'objectif est d'éliminer les émissions et l'exposition au c-décaBDE. Il a été récemment signalé que des granulés de plastique provenant de matériaux recyclés contaminés par du c-décaBDE étaient exportés et que ce produit recyclé pourrait se retrouver dans des produits susceptibles de présenter un danger pour la santé humaine. Des études récentes ont détecté du c-décaBDE dans des articles aptes au contact alimentaire et dans des jouets pour enfants fabriqués à partir de granulés provenant de plastique recyclé. De plus, l'incidence socio-économique du non-recyclage du c-décaBDE présent à une concentration supérieure à la valeur à définir pour la faible teneur en polluants organiques persistants pourrait être minime, car le taux de recyclage de plastiques et textiles contenant du c-décaBDE est faible. L'industrie automobile a signalé qu'elle devait respecter un quota de recyclage strict de 85 % en Europe, mais ne pourrait s'acquitter de ces obligations réglementaires sans une dérogation pour le recyclage. Cependant, d'après les informations reçues et examinées dans la présente évaluation de la gestion des risques, on estime que les incidences socio-économiques des mesures requises pour que les déchets de ces produits plastiques ne soient pas recyclés sont faibles.

146. L'étiquetage des nouveaux produits contenant du décaBDE pourrait être utile pour assurer leur gestion efficace à l'état de déchets.

3.3 Mesures de gestion des risques suggérées

147. La mesure de réglementation la plus efficace pour réduire les rejets de c-décaBDE serait d'inscrire le composant décabromodiphényléther (BDE-209) du c-décaBDE à l'Annexe A sans dérogations. Cela entraînerait en outre l'application des dispositions de l'article 3 sur l'exportation et l'importation et de l'article 6 sur l'identification et l'élimination écologiquement rationnelle des stocks et des déchets.

148. Sur la base des informations présentées lors de l'évaluation de la gestion des risques et de l'expérience collective communiquée, certains secteurs pourraient se heurter à des difficultés, par exemple les pièces détachées anciennes destinées à l'aéronautique et à l'automobile. Certaines Parties ont identifié des difficultés concernant le recyclage. Compte tenu des préoccupations suscitées par les articles et les produits en circulation et les produits recyclés contenant du décaBDE exportés en particulier vers les pays en développement et à économie en transition, d'autres experts se sont opposés à une dérogation pour le recyclage en raison du manque de capacités pour identifier et pour analyser les produits contenant cette substance. À titre de mesures supplémentaires pour la gestion des risques, on pourrait notamment instaurer une obligation d'étiqueter les articles neufs contenant du décaBDE.

4. Conclusion générale

149. Ayant conclu que le décabromodiphényléther (BDE-209) contenu dans le c-décaBDE était 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;

150. Ayant établi une évaluation de la gestion des risques et examiné les modalités de gestion possibles et notant que des solutions de remplacement du décabromodiphényléther autres que des polluants organiques persistants sont disponibles;

151. Le Comité d'étude des polluants organiques persistants, conformément au paragraphe 9 de l'article 8 de la Convention, recommande à la Conférence des Parties d'envisager d'inscrire le décabromodiphényléther (BDE-209) contenu dans le c-décaBDE à l'Annexe A, en indiquant les mesures de réglementation correspondantes, avec des dérogations spécifiques pour certaines pièces détachées anciennes essentielles qui restent à définir dans les secteurs de l'automobile et de l'aérospatiale. Vu le peu d'informations relatives aux petites et moyennes entreprises du secteur du textile dans les pays en développement, on ne peut pas conclure que des dérogations sont inutiles pour ces acteurs.

Références

- ACAP, Arctic Contaminants Action Programme (2007). Final Report of Phase I of the ACAP Project on Brominated Flame Retardants (BFRs) Phase I: Inventory of sources and identification of BFR alternatives and management strategies. AMAP Report 2007:6, SFT Report TA-2440/2008.
- ACAP, Arctic Contaminants Action Programme (2007). Final Report of Phase I of the ACAP Project on Brominated Flame Retardants (BFRs) Phase I: Inventory of sources and identification of BFR alternatives and management strategies. AMAP Report 2007:6, SFT Report TA-2440/2008.
- AMAP. Arctic Monitoring and Assessment Programme (2009). Arctic Pollution 2009, Oslo. 83 pp.
- ACFSE (2001) The Fire Safety of Upholstered furniture, Alliance for Consumer Fire Safety in Europe, Belgium.
- Albemarle (2013). Product selector guide. [Online] Available at: <http://www.albemarle.com/>. [Accessed 15 November 2013].
- Apple Inc.[Online] Available at: <http://www.apple.com/environment/toxins/>[Accessed 6 July 2015].
- Athanasiadou M, Cuadra SN, Marsh G, Bergman A, Jakobsson K. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and bioaccumulative hydroxylated PBDE metabolites in young humans from Managua, Nicaragua. *Environ Health Perspect.* 2008 Mar;116(3):400-8.
- The Basel Action Network (BAN), The Silicon Valley Toxics Coalition (SVTC), Toxics Link India, SCOPE (Pakistan), Greenpeace China. Exporting harm: the high-tech trashing of Asia. Seattle,WA, and San Jose, CA;February 25th, 2002.
- Basel Convention (2015a). Draft Technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with hexabromodiphenyl ether and heptabromodiphenyl ether, and tetrabromodiphenyl ether and pentabromodiphenyl ether.
- Basel Convention (2015b). Draft updated general technical guidelines for the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with persistent organic pollutants (Draft of 1 December 2014). [Online] Available at: <http://www.basel.int/Implementation/POPsWastes/TechnicalGuidelines/tabid/2381/Default.aspx> [Accessed 6 July 2015].
- Basel Convention (1995). Basel Convention Technical Guidelines on Specially Engineered Landfill (D5).
- Bellanger M, Demeneix B, Grandjean P, Zoeller RT, Trasande L. Neurobehavioral Deficits, Diseases and Associated Costs of Exposure to Endocrine Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab.* 2015 Mar 5;jc20144323. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 25742515.
- Bi XH, Thomas GO, Jones KC, Qu WY, Sheng GY, Martin FL, (2007). Exposure of electronics dismantling workers to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, and organochlorine pesticides in South China. *Environ Sci Technol* 41(16):5647-5653.
- BIR, Bureau of International Recycling. [Online] Available online at: http://www.bir.org/industry/textiles/?locale=en_US [Accessed 11 March2015].
- Bleher, D (2014). Global circular economy of strategic metals –best-of-two-worlds approach (Bo2W). Recycling options for WEEE plastic components. p-1-15.
- Blomqvist P, Andersson P and Simonson M (2007a). Fire emissions of organics into the atmosphere. *Fire Technology* 43, 213-231.
- Blomqvist P, Andersson P and Simonson M (SP) and van den Berg M and Canton RF (IRAS) (2007b). Review of fire emissions from products with and without BFRs and the hazard of exposure for fire fighters and clean-up crews. Report from SP (SP Technical Research Institute of Sweden) and IRAS (Institute for Risk Assessment Sciences): 74, pp1-39.
- Breivik K, Armitage JM, Wania F, Jones KC (2014). Tracking the global generation and exports of e-waste. Do existing estimates add up? *Environ Sci Technol.* 48(15):8735-43.
- Breivik K, Sweetman A, Pacyna J, Jones K (2002). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners – a mass balance approach: 1. Global production and consumption. *Sci Total Environ* 290:181-198
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2015a).[Online] Available at: <http://www.bsef.com/regulation/asia-pacific/china> [Accessed 5 March2015].
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2015b).[Online] Available at: <http://www.bsef.com/regulation/asia-pacific/india>. [Accessed 5 March 2015]

- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum (2012). Brominated flame retardant: decabromodiphenyl ether fact sheet. October 2012. [Online] Available at: http://www.bsef.com/uploads/Deca_factsheet_25-10-2012.pdf[Accessed 6 July 2015].
- BSEF, Bromine Science and Environmental Forum. (2007). About Bromine. [Online] Available at: <http://www.bsef.com/>. [Accessed October 2007].
- Buekens A and Yang J (2014). Recycling of WEEE plastics: a review. *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 16, 415–434.
- Buser AM, Morf LS, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R (2007a). Temporal behaviour of the anthropogenic metabolism of selected brominated flame retardants: Emissions to the environment. BFR 2007, 4th International Workshop on Brominated Flame Retardants, Amsterdam, The Netherlands, 24-27 April, 2007.
- Carey C, Bryant CJ. Possible interrelations among environmental toxicants, amphibian development, and decline of amphibian populations. *Environ Health Perspect.* 1995 May;103 Suppl 4:13-7.
- CBUF, Sundström, B. (ed.) (1995): Fire Safety of Upholstered Furniture – The final report on the CBUF research programme. Appendix A7 Furniture Calorimeter test protocol Report EUR 16477 EN Directorate-General Science (Measurements and Testing). European Commission. Published by Interscience Communication Ltd, London.
- Chemical Watch (2015). China to place restrictions on hazardous substances in cars six substances to be prohibited. <https://chemicalwatch.com/24517/china-to-place-restrictions-on-hazardous-substances-in-cars>
- Chen S, Ma YJ, Wang J, Chen D, Luo XJ, Mai BX (2009). Brominated flame retardants in children's toys: Concentration, composition, and children's exposure and risk assessment. *Environ Sci Technol*; 43:4200–4206.
- Chen D, Mai B, Song J, Sun Q, Luo Y, Luo X, (2007a). Polybrominated Diphenyl Ethers in Birds of Prey from Northern China. *Environ Sci Technol* 41(6):1828-1833.
- Christiansson A, Eriksson J, Teclechiel D, Bergman A. (2009). Identification and quantification of products formed via photolysis of decabromodiphenyl ether. *Environ Sci Pollut Res Int* 16(3):312-21.
- CPA, Clean Production Action (2007). The Green Screen for Safer Chemicals version 1.0: Evaluating Flame Retardants for TV Enclosures. [Online] Available at:http://www.chemicalspolicy.org/downloads/Green_Screen_Report.pdf. [Accessed 6 July 2015].
- CPA, Clean Product Action (2015). <http://www.cleanproduction.org/news/article/greenscreen-science-at-its-best>
- Danish EPA, Danish Environmental Protection Agency(2007). Mapping of decabromodiphenyl ether (decaBDE) in other products than electrical and electronic products.
- DiGangi J, Blum A, Bergman A, de Wit CA, Lucas D, Mortimer D, Schecter A, Scheringer M, Shaw SD, Webster TF, (2010). San Antonio statement on brominated and chlorinated flame retardants. *Environ Health Perspect* 118:516 – 518.
- DME, Danish Ministry of the Environment (2007). Health and Environmental Assessment of Alternatives to Deca-BDE in Electrical and Electronic Equipment.
- DME, Danish Ministry of the Environment (2006). Deca-BDE and Alternatives in Electrical and Electronic Equipment, Environmental project No. 1141/2006, pp. 1-93. Authors: Lassen C. et al.
- DBIS, 2014, Department for Business Innovation & Skills, London UK. Furniture and Furnishings (Fire) (Safety) Regulation 1988; Consultation on proposed amendments to Schedule 5 –the Match Test-Part 1 and Schedule 4 -the Cigarette Test, August 2014.
- De Wit C, Ulla Sellström U, Nadja Lundgren N, Mats Tysklind M (2005). Higher brominated diphenyl ethers in earthworms and reference and sewage-sludge amended soils. *Organohalogen Compounds - Volume 67*.
- Dong Y, Fu S, Zhang Y, Nie H, Li Z (2014) Polybrominated diphenyl ethers in atmosphere from three different typical industrial areas in Beijing, China. *Chemosphere* S0045-6535(14)01363-0. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.043
- DuPont. (2010). Inherent versus Treated Flame Resistant Fabrics. [Online] Available at: http://www2.dupont.com/Personal_Protection/en_US/products/Nomex/nomexind/nomex_industrial_faq.html#5QD. [Accessed 6 July, 2015].
- ECA, Environment Canada (2011) Environmental Monitoring and Surveillance in Support of the Chemicals Management Plan. PBDEs in the Canadian Environment. Environment Canada Fact sheet.p. 1-10.
- ECA, Environment Canada (2010) Proposed risk management strategy for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs).

ECA, Environment Canada (2008). The Polybrominated Diphenyl Ethers Regulations (SOR/2008-218) under the Canadian Environmental Protection Act, 1999.

ECB, European Chemicals Bureau (2007). Review on production processes of decabromodiphenyl ether (decaBDE) used in polymeric application in electrical and electronic equipment, and assessment of the availability of potential alternatives to decaBDE. Institute on Health and Consumer Protection.

ECB, European Chemicals Bureau (2002). European Union Risk Assessment Report: Bis(pentabromophenyl) ether. 1st priority list, Volume 17, Luxembourg: European Communities.

ECHA, European Chemicals Agency (2015). Annex XV restriction report proposal for a restriction. Substance name: Bis(pentabromophenyl) ether, IUPAC name: 1,1'-oxybis(pentabromobenzene), EC number: 214-604-9, CAS number: 1163-19-5. European Chemicals Agency, Helsinki, Finland prepared in collaboration with the Norwegian Environment Agency. Version number: 1.0.

ECHA, European Chemical Agency (2014b). Decision on substance evaluation pursuant to Article 46 (1) of regulation (EC) NO 1907/2006 for 1,1'-(ethane-1,2-diyl)bis[pentabromobenzene], CAS No 84852-53-9 (EC No284-366-9)

ECHA, European Chemicals Agency (2013b). ECHA dissemination portal. [Online] Available at: <http://echa.europa.eu/web/guest/information-on-chemicals/registered-substances> [Accessed 12 November 2013].

ECHA European Chemicals Agency (2012a). Support Document Bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether] (Member State Committee, 29 November 2012).

ECHA, European Chemicals Agency (2012b). Agreement of the member state committee On the identification of bis(pentabromophenyl) ether [decabromodiphenyl ether], (Member State Committee, 29 November 2012).

ECHA, European Chemicals Agency (2012c). Annex XV dossier. Proposal for Identification of a PBT/vPvB Substance. Bis(pentabromophenyl)ether (decabromodiphenyl ether; decaBDE). July 2012-final. Submitted by the United Kingdom, August 2012. [Online] Available at: http://echa.europa.eu/documents/10162/13638/SVHC_AXVREP_pub_EC_214_604_9_decabromodiphenylether_en.pdf [Accessed 6 July 2015].

Ebert J, Bahadir M (2003). Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress. *Environ Int.* 2003;29(6):711-6.

EFSA, European Food Safety Authority Panel(2011). European Food Safety Authority Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *EFSA Journal*, 9 (5), 2156. doi.10.2903/j.efsa.2011.2156. [Online] Available at: <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/2156.pdf> [Accessed 6 July 2015].

Ebert J, Bahadir M (2003) Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress, *Environ Int* 29: 711-716.

EBFRIP, European Brominated Flame Retardant Industry Panel. (2005): Recycling of bromine from plastics containing brominated flame retardants in state-of the-art combustion facilities.

ENFIRO (2013). Final Report Summary - ENFIRO (Life Cycle Assessment of Environment-compatible Flame Retardants (Prototypical case study)).[Online] Available at:http://cordis.europa.eu/publication/rcn/15697_en.html [Accessed 6 July 2015].

Earnshaw MR, Jones KC, Sweetman AJ (2013). Estimating European historical production, consumption and atmospheric emissions of decabromodiphenyl ether. *Sci tot Environ* 447: 133-142.

EUROSTAT (2015) information accessed October 2015 at <http://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/key-waste-streams/elvs>

FAA (2010), Fire Safety Highlights - <http://www.fire.tc.faa.gov/pdf/2010highlights.pdf>

Gao S, Hong J, Yu Z, Wang J, Yang G, Sheng G, Fu J (2011). Polybrominated diphenyl ethers in surface soils from e-waste recycling areas and industrial areas in South China: concentration levels, congener profile, and inventory. *Environ Toxicol Chem.* 30(12):2688-96.

Ganser, LR (2009), Anatomy and Function of the African Clawed Frog Vocal System is Altered by the Brominated Flame Retardant, PBDE-209. University of Miami 2009. Open Access Dissertations. Paper 245. [Online]Available at: http://scholarlyrepository.miami.edu/oa_dissertations [Accessed 6 July 2015].

Gnosys, University of Bolton & Oakdene Hollins 2010. Fire Retardant Technologies: safe products with optimised environmental hazard and risk performance, s.l.: s.n.

- Great Lakes (2013). Emerald Innovation™ 1000. [Online] Available at: http://www.greatlakes.com/Flame_Retardants/Products/Emerald_Innovation_1000. [Accessed 19 November 2013].
- Guillaume E, Chivas C and Sainrat A (2008). Regulatory issues and flame retardant usage in upholstered furniture in Europe. [Online] Available at: <http://www.see.ed.ac.uk/FIRESEAT/2008.html>
- Hamm S, Strickeling M, Ranken PF, Rothenbacher KP (2001). Determination of polybrominated diphenyl ethers and PBDD/Fs during the recycling of high impact polystyrene containing decabromodiphenyl ether and antimony oxide. *Chemosphere* 44(6):1353-60.
- Hansen, ES (1990). A cohort study on the mortality of firefighters. *Br.J.Ind.Med.* 47, 805–809.
- Hayes TB, Falso P, Gallipeau S, Stice M (2010). The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *J Exp Biol.* 15;213(6):921-33.
- Hauser R, Skakkebaek NE, Hass U, Toppari J, Juul A, Andersson AM, Kortenkamp A, Heindel JJ, Trasande L (2015). Male Reproductive Disorders, Diseases, and Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab.* 5:jc20144325. [Epub ahead of print]
- HEAL, Health and Environment Alliance (2014) Health costs in the European Union – How much is related to EDCs? [Online] Available at: http://www.env-health.org/IMG/pdf/18062014_final_health_costs_in_the_european_union_how_much_is_realted_to_edcs.pdf [Accessed 6 July 2015].
- IARC, International Agency for Research on Cancer (2010). Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 98. Painting, firefighting, and shiftwork. [Online] Available at: <http://www.monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol98/mono98-7.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- IKEA 2014. Sustainability report FY14. [Online] Available at: http://www.ikea.com/ms/no_NO/pdf/sustainability_report/sustainability_report_2014.pdf
- Illinois, Illinois Environmental Protection Agency (EPA) (2007). Report on Alternatives to the Flame Retardant DecaBDE: Evaluation of Toxicity, Availability, Affordability, and Fire Safety Issues. A report to the Governor and the General Assembly.
- Illinois, Illinois Environmental Protection Agency (EPA) (2006). A Report to the General Assembly and the Governor In Response to Public Act 94-100 DecaBDE Study: A Review of Available Scientific Research.
- ILO, International Labour Office (2012). The global impact of e-waste: Addressing the challenge. Author Karin Lundgren. Program on Safety and Health at Work and the Environment (SafeWork), Sectorial activities Department (SECTOR), Geneva, pp 1-71.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature (2015). [Online] Available at: <http://www.iucn.org/about/>. [Accessed 02 February 2015].
- IVM (2013) POP Stream, POP-BDE waste streams in the Netherlands: analysis and inventory (R13-16). Institute for Environmental Studies, The Netherlands.
- Jayakody C, Myers D, Sorathia U, Nelson GL. 2000. Fire-retardant characteristics of waterblown molded flexible polyurethane foam materials. *J Fire Sci* 18:430-455.
- Jinhui L, Yuan C, Wenjing X. Polybrominated diphenyl ethers in articles: a review of its applications and legislation. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2015 May 20. [Epub ahead of print] PubMed PMID: 25987476.
- Kajiwara, N., J. Desborough, S. Harrad, and H. Takigami. (2013). Photolysis of brominated flame retardants in textiles exposed to natural sunlight *ENVIRONMENTAL SCIENCE-PROCESSES & IMPACT* 15:653-660.
- Kajiwara N, Takigami H (2013b). Emission behavior of hexabromocyclododecanes and polybrominated diphenyl ethers from flame-retardant-treated textiles. *Environ Sci Process Impacts.* 15(10):1957-63.
- Kajiwara, N., Y. Noma, and H. Takigami. (2008). Photolysis studies of technical decabromodiphenyl ether (DecaBDE) and ethane (DeBDethane) in plastics under natural sunlight. *Environmental Science & Technology* 42:4404-4409.
- Kang, D., Davis, L.K., Hunt, P., Kriebel, D., 2008. Cancer incidence among male Massachusetts firefighters, 1987–2003. *Am. Ind. Hyg. Assoc.* 51, 329–335.
- Kelly BC, Ikononou MG, Blair JD, Morin AE, Gobas FA (2007). Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science* 2007;13;317(5835):236-9. Erratum in: *Science.* 2007;318(5847):44.
- KemI, Swedish Chemical Agency (2014). Chemicals in textiles – Risks to human health and the environment. Report from a government assignment. Report 6/14, pp 1-140. [Online] Available at:

<http://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Rapporter/Report6-14-Chemicals-in-textiles.pdf> Accessed 6 July 2015].

KemI, Swedish Chemical Agency (2012). Material Recycling without Hazardous Substances – Experiences and future outlook of ten manufacturers of consumer products.

Report PM 14/12, pp 1-88. [Online] Available at: <https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM14-12-Recycled-materials.pdf> [Accessed 6 July 2015].

KemI, Swedish Chemical Agency (2006). Survey and technical assessment of alternatives to TBBPA and HBCDD. Report 1/06. Author: Posner, pp 1-43. [Online] Available at:

https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/PM/PM1_06.pdf [Accessed 6 July 2015].

KemI, Swedish Chemical Agency (2005). Survey and technical assessment of alternatives to Decabromodiphenyl ether (decaBDE) in plastics. Authors: Posner S, Börås. Report No 1/05, pp 1-34. [Online] Available at:

https://www.kemi.se/Documents/Publikationer/Trycksaker/Rapporter/Rapport1_05.pdf [Accessed 6 July 2015].

Kim M, Guerra P, Theocharides M, Barclay K, Smyth SA, Alae M (2013a). Polybrominated diphenyl ethers in sewage sludge and treated biosolids: effect factors and mass balance. *Water Res.* Nov 1;47(17):6496-505.

Kim, M., et al. (2013b). "Parameters affecting the occurrence and removal of polybrominated diphenyl ethers in twenty Canadian wastewater treatment plants." *Water Res* 47(7): 2213-2221.

Klif, Climate and Pollution Agency (2011). Exploration of management options for HBCDD. Report to the 8th meeting of the UNECE Task Force on Persistent Organic Pollutants, Montreal 18-20 May 2010 (updated 18 August 2010). Report TA-2818/2011. Authors: Posner S, Roos S, Olsson E., Swerea IVF AB pp 1-84. [Online] Available at: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2818/ta2818.pdf> [Accessed 6 July 2015].

Klif, Climate and Pollution Agency Norway (2008). Current State of Knowledge and Monitoring requirements for emerging "new" brominated flame retardants in flame retarded products and the Environment. Report TA-2462/2008. [Online] Available at: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2462/ta2462.pdf> [Accessed 6 July 2015].

LCSP, Lowell Center for Sustainable Production (2015). US State-level Chemicals Policy Database. [Online] Available at: <http://www.chemicalspolicy.org/chemicalspolicy.us.state.database.php> [Accessed 16 March 2015].

LCSP, Lowell Center for Sustainable Production (2009). A new way of thinking: The Lowell Center Framework for Sustainable Products. University of Massachusetts Lowell.

LCSP, Lowell Center for Sustainable Production (2005). Decabromodiphenylether: An investigation of non-halogen substitutes in electronic enclosure and textile applications. University of Massachusetts Lowell.

Legler J, Fletcher T, Govarts E, Porta M, Blumberg B, Heindel JJ, Trasande L. Obesity, Diabetes, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab.* 2015 Mar 5;jc20144326. [Epub ahead of print]

LeMasters GK, Genaidy AM, Succop P, Deddens J, Sobeih T, Barriera-Viruet H, Dunning K, Lockey J (2006). Cancer risk among firefighters: a review and meta-analysis of 32 studies. *J Occup Environ Med.* 2006;48(11):1189-202.

Levchik, S. (2010). Uses of Decabromodiphenyl Oxide (DecaBDE) Flammability Standards Design for the Environment Kick Off Meeting, Crystal City, VA.

Li Y, Duan YP, Huang F, Yang J, Xiang N, Meng XZ, Chen L (2013). Polybrominated diphenyl ethers in e-waste: Level and transfer in a typical e-waste recycling site in Shanghai, Eastern China. *Waste Manag.* S0956-053X(13)00409-1.

Leisewitz and Schwarz, 2001.

Lin, Y.-M., et al. (2012). "Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers during the Thermal Treatment for Electric Arc Furnace Fly Ash." *Aerosol and Air Quality Research* 12: 237-250.

Linderholm L, Jakobsson K, Lundh T, Zamir R, Shoeb M, Nahar N, Bergman Å. Environmental exposure to POPs and heavy metals in urban children from Dhaka, Bangladesh (2009). *J Environ Monit.* 2011;13(10):2728-34.

Ma J, Addink R, Yun SH, Cheng J, Wang W, Kannan K. Polybrominated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans and polybrominated diphenyl ethers in soil, vegetation, workshop-floor dust, and electronic shredder residue from an electronic waste recycling facility and in soils from a chemical industrial complex in eastern China. *Environ. Sci. Technol.*, 43 (2009), pp. 7350–7356.

Maine, Maine Department of Environmental Protection (2010). Decabromodiphenyl Ether Flame Retardant in Plastic Pallets: A Safer Alternatives Assessment. By Pure Strategies Inc.

- Maine (2008). Second Regular Session - 124th Maine Legislature. An Act To Clarify Maine's Phaseout of Polybrominated Diphenyl Ethers. [Online] Available at: http://www.mainelegislature.org/legis/bills/bills_124th/billtexts/HP110501.asp [Accessed 16 March 2015].
- Maine, Maine Department of Environmental Protection and Maine Center for Disease Control and Prevention (2007a), Brominated Flame Retardants: Third Annual Report to the Maine Legislature (p.25-26, 35), January 2007.
- Maine, Maine Department of Environmental Protection and Maine Center for Disease Control and Prevention (2007b), Brominated Flame Retardants: Third Annual Report to the Maine Legislature (p.26, 35), January 2007 2007b.
- Molyneux, Stec AA, Hull R (2014). The effect of gas phase flame retardants on fire effluent toxicity, *Polymer Degradation and Stability* 106:36-46
- Morf LS, Buser AM, Taverna R, Bader H-P, Scheidegger R (2008). Dynamic substance flow analysis as a valuable risk evaluation tool a case study for brominated flame retardants as an example of potential endocrine disrupters. *CHIMIA Int J Chem*62:424–31.
- Morf, LS, Buser AM, Taverna R, Bader HP, Scheidegger R. (2007). Efficient measures in waste management as a key factor to reduce emissions of BFRs: Case study results for DecaBDE in Switzerland and global implications. *Organohalogen Compounds*, 69, 916-919.
- Morf L, Smutny R, Taverna R, Daxbeck H. Selected polybrominated flame retardants, PBDEs and TBBPA—substance flow analysis. Berne: Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape; 2003.
- NCM, Nordic Council of Ministers (2015a). WEEE Plastics Recycling. A guide to enhancing the recovery of plastics from waste electrical and electronic equipment. Authors: John B et al. [Online] Available at: <http://dx.doi.org/10.6027/ANP2015-713> [Accessed 6 July 2015].
- NCM, Nordic Council of Ministers. (2015b). Economic Policy Instruments for Plastic Waste – A review with Nordic perspectives. Report TemaNord 2014:569. Authors: Hennlock M et al. [Online] Available at: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:791794/FULLTEXT02.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NCM, Nordic Council of Ministers (2015a). Plastic value chains: Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) Part 2 report Baxter et al., Report TemaNord 2015:510 . [Online] Available at: http://www.norden-ilibrary.org/environment/plastic-value-chains-case-weee-waste-electrical-and-electronic-equipment_tn2015-510
- NCM, Nordic Council of Ministers (2014a). Plastic value chains. Case: WEEE (Waste Electric and electronic equipment) in the Nordic region. Baxter et al., Report TemaNord 2014:542 [Online] Available at: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:721021/FULLTEXT01.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NCM, Nordic Council of Ministers (2014b). The Cost of Inaction - A Socioeconomic analysis of costs linked to effects of endocrine disrupting substances on male reproductive health. Authors: Olsson I.M. et al. Report TemaNord 2014:557 [Online] Available at: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:763442/FULLTEXT04.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NCM, Nordic Council of Ministers (2014c). Addressing resource efficiency through the Ecodesign Directive. A review of opportunities and barriers. Authors: Dalhammar C. et al. Report TemaNord 2014:511, [Online] Available at: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:710881/FULLTEXT01.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NCM, Nordic Council of Ministers (2005). Measurements During Incineration of Waste Containing Bromine. Report TemaNord 2005:529 Authors: Borgnes D. et al. [Online] Available at: <http://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:702261/FULLTEXT01.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NEA, Norwegian Environment Agency (2012). Some environmentally harmful substances in sewage sludge – occurrence and environmental risk. Report TA-3005/2012.pp 1-37. [Online] Available at: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3005/ta3005.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NERI Technical Report No. 481 2003. Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Sewage Sludge and Wastewater Method Development and Validation. National Environmental Research Institute Ministry of the Environment. Denmark. pp.1-34.
- New York State Department of Health (2013) Report of the New York State Task Force on Flame Retardant Safety [Online] Available at: <http://www.health.ny.gov/environmental/investigations/flame/docs/report.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NFPA, National Fire Protection Association (2013). Home structure fires. [Online] Available at: <http://www.nfpa.org/~media/Files/Research/NFPA%20reports/Occupancies/oshomes.pdf> [Accessed 6 July 2015].

- NFPA, The Norwegian Fire Protection Association (2014). [Online] Available at: <http://www.brannvernforeningen.no/Brannstatistikk/Boligbranner-antatt-arnested> [Accessed 6 July 2015].
- Ni, H.-G.; Zeng, E.Y. 2009. "Law enforcement and global collaboration are the keys to containing e-waste tsunami in China", in *Environmental Science & Technology*, Vol. 43, No. 11, pp. 3991–3994.
- NIFV, Netherlands institute for safety (2009). Consumer fire safety: European statistics and potential fire safety measures. Authors: M. Kobes (BBE, MIFireE), K. Groenewegen, (Ter Morsche), M.G. Duyvis, J.G. Post. Report commissioned by Consumer Council, Austrian Standards Institute, pp 1-57. [Online] Available at: <http://www.verbraucherrat.at/content/01-news/05-archiv-2009-2010/01-studie-brandschutz/firesafetyconsumer.pdf> [Accessed 6 July 2015].
- NTP (National Toxicology Program). 1990. Final Report on the Reproductive Toxicity of Boric Acid (CAS NO. 10043-35-3) in CD-1 Swiss Mice. National Toxicology Program. NTP Report no.90-150
- NZMOE (2013). Brominated flame retardant research. Cost-benefit analysis of sorting options for e-waste plastics. Draft report to New Zealand Ministry for the Environment. October 2013. s.1-15.
- Odabasi M, Bayram A, Elbir T, Seyfioglu R, Dumanoglu Y, Bozlaker A, Demircioglu H, Altioek H, Yatkin S, Cetin B (2009). Electric arc furnaces for steel-making: hot spots for persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol*. 43(14):5205-11.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (2014): Risk management of installations and chemicals. Brominated Flame Retardants. [Online] Available at: <http://www.oecd.org/env/ehs/risk-management/brominatedflameretardants.htm> [Accessed; 27 February 2014].
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1998). Waste Management Policy Group 1998. Report on incineration of products containing brominated flame retardants. pp. 1-11.
- OSPAR, The Convention for the Protection of the marine Environment of the North-East Atlantic (2009). OSPAR Background Document on certain brominated flame retardants – Polybrominated Diphenylethers, Polybrominated Biphenyls, Hexabromo Cyclododecane, Update 2009. Hazardous Substances Series. OSPAR Commission.
- Oregon (2011). Decabrominated diphenyl ether and other flame retardants banned in Oregon products. Interpretive and Policy Guidance from the Oregon Health Authority. [Online] Available at: http://3vlyi21yjf3t3ecx1148lncoeyk.wpengine.netdna-cdn.com/wp-content/uploads/2011/02/PBDEGuidance.Final_.pdf [Accessed 6 July 2015].
- Palm A, Cousins IT, Mackay D, Tysklind M, Metcalfe C, Alaee M (2002). Assessing the environmental fate of chemicals of emerging concern: a case study of the polybrominated diphenyl ethers. *Environ Pollut* 117:195–213.
- PR Newswire, 2010. ICL-IP Launches Polyquel™ Eco-Friendly Polymeric Flame Retardants. [Online] Available at: <http://www.prnewswire.com/news-releases/icl-ip-launches-polyqueltm-eco-friendly-polymeric-flame-retardants-93928309.html> [Accessed 6 July 2015].
- Puype F, Samsonek J, Knoop J, Egelkraut-Holtus M, Ortlieb M (2015). Evidence of waste electrical and electronic equipment (WEEE) relevant substances in polymeric food-contact articles sold on the European market. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*. 2015 Jan 19. [Epub ahead of print].
- Qin, X., X. Xia, (2010). Thyroid disruption by technical decabromodiphenyl ether (DE-83R) at low concentrations in *Xenopus laevis*. *J Environ Sci* 22(5): 744-751.
- Qu WY, Bi XH, Sheng GY, Lu SY, Fu H, Yuan J, (2007). Exposure to polybrominated diphenyl ethers among workers at an electronic waste dismantling region in Guangdong, China. *Environ Int* 33(8):1029-1034.
- RAC/SEAC (2015). Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Bis(pentabromophenyl) ether, IUPAC name: 1,1'-oxybis(pentabromobenzene), EC number: 214-604-9, CAS number: 1163-19-5 ECHA/RAC/RES-O-0000006155-77-01/D, ECHA/SEAC/RES-O-0000006155-77-03/F. European Chemicals Agency.
- Ren Z, Xiao X, Chen D, Bi X, Huang B, Liu M, Hu J, Peng P, Sheng G, Fu J. (2014). Halogenated organic pollutants in particulate matters emitted during recycling of waste printed circuit boards in a typical e-waste workshop of Southern China. *Chemosphere*. 2014;94:143-150.
- Ren, G., Z. Wang, Z. Yu, Y. Wang, S. Ma, M. Wu, G. Sheng, and J. Fu. (2013). Primary investigation on contamination pattern of legacy and emerging halogenated organic pollutants in freshwater fish from Liaohe River, Northeast China. *Environmental Pollution* 172:94-99.
- Ren M, Peng P, Cai Y, Chen D, Zhou L, Chen P, Hu J. PBDD/F impurities in some commercial deca-BDE. *Environ Pollut*. 2011;159(5):1375-80.

- Ricklund N, Kierkegaard A, McLachlan MS, Wahlberg C (2008a). Mass balance of decabromodiphenyl ethane and decabromodiphenyl ether in a WWTP. *Chemosphere* 74: 389–394.
- Ricklund, N., A. Kierkegaard, (2008b). "An international survey of decabromodiphenyl ethane (deBDEthane) and decabromodiphenyl ether (decaBDE) in sewage sludge samples." *Chemosphere* 73(11): 1799-1804.
- Rosenberg C, Hämeilä M, Tornaues J, Säkkinen K, Puttonen K, Korpi A, Kiilunen M, Linnainmaa M, Hesso A. Exposure to flame retardants in electronics recycling sites. *Ann Occup Hyg.* 2011;55(6):658–65. doi: 10.1093/annhyg/mer033.
- RPA, Risk and Policy Analysts P (2014). Multiple Framework Contract with Re-opening of competition for Scientific Services for ECHA. Reference: ECHA/2011/01 Service Request SR 14:Support to an Annex XV Dossier on Bis-(pentabromophenyl) ether (DecaBDE).Authors: Georgalas B, Sanchez A, Zarogiannis. [Online] Available at: http://echa.europa.eu/documents/10162/13641/annex_xvi_consultant_report_decabde_en.pdf [Accessed 6 July 2015].
- RTKnet.org. [Online] Available at: http://www.rtknet.org/db/tri/tri.php?database=tri&reptype=f&reporting_year=2013&first_year_range=&last_year_range=&facility_name=&parent=&combined_name=&parent_duns=&facility_id=&city=&county=&state=&zip=&district=&naics=&primall=&chemcat=&corechem=y&casno=001163195&casno2=&chemname=&detail=-1&dtype=T&rsei=y&sortp=D [Accessed 6 July 2015].
- Sakai SI, Hirai Y, Aizawa H, Ota S, Muroishi Y (2006). Emission inventory of deca-brominated diphenyl ether (DBDE) in Japan. *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 8:56–62.
- Samsonek J, Puype F (2013). Occurrence of brominated flame retardants in black thermo cups and selected kitchen utensils purchased on the European market. *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess* 30:1976-86. doi: 10.1080/19440049.2013.829246.
- Schriks M, Zvinavashe E, Furlow JD, Murk AJ (2006). Disruption of thyroid hormone-mediated *Xenopus laevis* tadpole tail tip regression by hexabromocyclododecane (HBCD) and 2,2',3,3',4,4',5,5',6 nona brominated diphenyl ether (BDE206). *Chemosphere* 65(10):1904-8.
- Sellstrom U, C. De Wit, N. Lundgren, and M. Tysklind (2005). Effect of Sewage-Sludge Application on Concentrations of Higher-Brominated Diphenyl Ethers in Soils and Earthworms. *Environ. Sci. Technol.*, 39: 9064-9070.
- SFT, Norwegian Pollution Control Authority (2009). PolybrominateddiphenylethersandperfluorinatedcompoundsintheNorwegian environment. ReportTA-2450. [Authors: Skoog K, Hauglid-Formo G, Økland T. Edited by: Bergfald & Co AS. [Online] Available at:<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/2450/ta2450.pdf> [Accessed 6 July 2015]
- Shaw SD, Berger ML, Harris JH, Yun SH, Wu Q, Liao C, Blum A, Stefani A, Kannan K. Persistent organic pollutants including polychlorinated and polybrominateddibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in firefighters from Northern California.*Chemosphere.* 2013 Jun;91(10):1386-94. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.12.070.Epub 2013 Feb 8. Erratum in: *Chemosphere.* 2014;102:87.
- Shaw SD, Blum A, Weber R, Kannan K, Rich D, Lucas D, Koshland CP, Dobraca D, Hanson S, Birnbaum LS (2010). Halogenated flame retardants: do the fire safety benefits justify the risks? *Rev Environ Health.*25: 261-305.
- Simonson, Margaret et al (2000): TV case study, a life cycle analysis. SPSwedish National Testing and Research Institute Fire Technology SP Report 2000:13, 2000
- Sinha-Khetriwal, D., Kraeuchi, P., and Schwanager, M. (2005). A comparison of electronic waste recycling in Switzerland and in India. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25: 492–504
- Sjödin A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, Kronholm-Diab K, Jakobsson E and Bergman A (1999). Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environmental Health Perspectives*, 107,8, 643-648.
- Stapleton HS, Sharma S, Getzinger G, Ferguson PL, Gabriel M, Webster TF and Blum A (2012). Novel and high volume use of flame retardants in US couches reflective of the 2005 PentaBDE phase out. *Environmental Science & Technology*, 46, 13432-13439.
- Stec AA, Hull R (2011.) Assessment of the fire toxicity of building insulation materials, *Energy and Buildings* 43:498-506.
- Stenvall, E., Tostar, S., Boldizar, A., R.StJ.Foreman, M., Moller, K. (2013).”An analysis of the composition and metal contamination of plastics from waste electrical and electronic equipment (WEEE)”, *Waste Management*, vol33, pp 915–922.

StEP - Solving the E-waste problem (2013). Annual report 2012/2013. [Online] Available at: http://www.step-initiative.org/files/step/StEP_AR/StEP_AR.html [Accessed online: 6 July 2015].

Stockholm Convention (2012a) Guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants; Draft July 2012.

Stockholm Convention (2012b). Guidance for the inventory of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

Streicher-Portea, M., Widmerb, R., Jainc, A., Baderd, H-P., Scheideggere, R., and Kytziaf, S. (2005). Key drivers of the e-waste recycling system: Assessing and modelling e-waste processing in the informal sector in Delhi. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25: 472–491

SAICM, Strategic Approach to International Chemicals Management (2009). Background information in relation to the emerging policy issue of electronic waste, paper presented at the International Conference on Chemicals Management, Geneva, 11–15 May (SAICM/ICCM.2/INF36).

Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues AS, Fischman DL, Waller RW (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 3;306(5702):1783-6.

Tang, Z., et al. (2014). "Polybrominated Diphenyl Ethers in Soils, Sediments, and Human Hair in a Plastic Waste Recycling Area: A Neglected Heavily Polluted Area." *Environmental Science & Technology* 48(3): 1508-1516.

TB117-2013. Technical Bulletin 117-2013. Requirements, Test Procedure and Apparatus for Testing the Smolder Resistance of Materials Used in Upholstered Furniture. State of California Department of Consumer Affairs.

Thoma H, Hutzinger O, 1987. Pyrolysis and GC/MS-analysis of brominated flame 602 retardants in on line operation. *Chemosphere* 16, 1353–1360.

Thuresson K, Bergman K, Rothenbacher K, Herrmann T, Sjölin S, Hagmar L, Pöpke O, Jakobsson K. Polybrominated diphenyl ether exposure to electronics recyclingworkers--a follow up study. *Chemosphere*. 2006 Sep;64(11):1855-61.

Tomy GT, Pleskach K, Oswald T, Halldorson T, Helm PA, MacInnis G, et al (2008). Enantioselective bioaccumulation of hexabromocyclododecane and congener specific accumulation of brominated diphenyl ethers in an eastern Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol* 42:3634–9.

Trasande L, Zoeller RT, Hass U, Kortenkamp A, Grandjean P, Myers JP, DiGangi J, Bellanger M, Hauser R, Legler J, Skakkebaek NE, Heindel JJ. Estimating Burden and Disease Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union. *J Clin Endocrinol Metab*. 2015 Mar 5;jc20144324. [Epub ahead of print]

Tsydenova O, Bengtsson M (2011). Chemical hazards associated with treatment of waste electrical and electronic equipment. *Waste Management* 31:45-58.

Tue NM, Sudaryanto A, Binh Minh T, Isobe T, Takahashi S, Hung Viet P, Tanabe S (2010). Accumulation of polychlorinated biphenyls and brominated flame retardants in breast milk from women living in Vietnamese e-waste recycling sites. *Science of the Total Environment* 408 (2010) 2155–2162.

UK EA, United Kingdom Environment Agency (2009). Environmental risk evaluation report. Decabromodiphenyl ether (CAS no. 1163-19-5). Authors Brooke, D.N., Burns, J., Crookes, M.J. and Dungey, S.M Report to the. 290 pp.

UK EA, United Kingdom Environment Agency (2007). Environmental Risk Evaluation Report: 1,1'-(Ethane-1,2-diyl) bis[pentabromobenzene] (CAS No. 64852-53-9). Environment Agency, Bristol, UK. Science Report no.:Sch00507BM0R-E-P. Authors: Dungey S. et al. [Online] Available at: https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/290840/scho0507bmor-e-e.pdf [Accessed 6 July 2015].

UNCED 1992a, United Nations Conference on Environment and Development Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992. AGENDA 21. [Online] Available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&nr=23&type=400> [Accessed 6 July 2015].

UNCED 1992b, United Nations Conference on Environment and Development Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992. Rio Declaration on Environment and Development. [Online] Available at: <http://www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid=78&articleid=1163> [Accessed 6 July 2015].

UNEP, United Nations Environment Programme (2014a). Draft revised guidance for the inventory of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on POPs (31 March 2014). [Online] Available at: <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-NIP-GUID-InventoryPBDE.En.docx> [Accessed 6 July 2015].

UNEP, United Nations Environment Programme (2014b). Draft revised guidance for the inventory of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and related chemicals listed under the Stockholm Convention (31 March 2014). [Online]

Available at: <http://chm.pops.int/Portals/0/download.aspx?d=UNEP-POPS-NIP-GUID-InventoryPFOS.En.docx>
[Accessed 6 July 2015].

UNEP, United Nations Environment Programme (2012). Guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.
http://www.unido.org/fileadmin/user_media/Services/Environmental_Management/Stockholm_Convention/Guidance_Docs/UNEP-POPS-GUID-NIP-2012-BATBEPBDEs.En.pdf

UNEP, United Nations Environment Programme (2006). Strategic Approach to International Chemicals Management SAICM texts and resolutions of the International Conference on Chemicals Management. Comprising the Dubai Declaration International Chemicals Management, the Overarching Policy Strategy and the Global Plan of Action ISBN: 978-92-807-2751-7.

Recycling: From e-waste to resources, Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. Solving the E-Waste Problem (StEP) Initiative Final report, July 2009. 1-120 pp. Authors Schlupe, M. et al. 2009. [Online] Available: http://www.unep.org/pdf/Recycling_From_e-waste_to_resources.pdf [Accessed 6 July 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2015). Toxics Release Inventory (TRI) Program. [Online] Available at: <http://www.epa.gov/tri/> [Accessed 10 March 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2014a). An alternatives assessment for the flame retardant decabromodiphenyl ether (decaBDE). <http://www.epa.gov/oppt/existingchemicals/pubs/actionplans/aa-for-deca-full-version.pdf> [Accessed 6 July 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2014b). What is the Furniture Flame Retardancy Partnership? [Online] Available at: http://www2.epa.gov/sites/production/files/2013-12/documents/ffr_foam_alternatives_fact_sheet.pdf [Accessed 6 July 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2014c). Common Wastes & Materials – Plastics. [Online] Available at: <http://www.epa.gov/osw/conservation/materials/plastics.htm> [Accessed 6 July 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2010). An Exposure Assessment of Polybrominated Diphenyl Ethers. National Center for Environmental Assessment, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC; EPA/600/R-08/086F. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA. [Online] Available at: <http://www.epa.gov/ncea> [Accessed 6 July 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2008). Toxicological Review Of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) (CAS No. 1163-19-5). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Report EPA/600/R-08/086F, pp. 1-126. Authors: Donohue JM et al. [Online] Available at: <http://www.epa.gov/iris/toxreviews/0035tr.pdf> [Accessed 6 July 2015].

U.S. EPA, U.S. Environmental Protection Agency (2007). Dermal Exposure Assessment: A Summary of EPA Approaches. [Online] Available at: <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=183584>. [Accessed 18 November 2013].

Van Allen BG, Briggs VS, McCoy MW, Vonesh JR. Carry-over effects of the larval environment on post-metamorphic performance in two hylid frogs. *Oecologia*. 2010;164(4):891-8.

VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2014). Sound results from a proactive industry. European annual progress report 2013.

VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2012). Maintaining Momentum - European Annual Progress Report 2012, Brussels: VECAP.

VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2010a). The Voluntary Emissions Control Action Programme. Annual progress report 2010a.

VECAP, The Voluntary Emissions Control Action Programme (2010b). Benchmarking for success. North American annual progress report 2010.

Vermont (2013). No. 85. An act relating to the regulation of octaBDE, pentaBDE, decaBDE, and the flame retardant known as Tris in consumer products. [Online] Available at: <http://legislature.vermont.gov/assets/Documents/2014/Docs/ACTS/ACT085/ACT085%20As%20Enacted.pdf> [Accessed 6 July 2015].

Vetter W, Bendig P, Blumenstein M, Hägele F (2012). Cooking processes with food; The heating of the flame retardant BDE-209 in fish generated toxic polybrominated dibenzofurans. *Organohalogen Compounds* 74, 620-623 (2012).

- Wang S, Zhang S, Huang H, Niu Z, Han W (2014). Characterization of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and hydroxylated and methoxylated PBDEs in soils and plants from an e-waste area, China. *Environmental Pollution*, 184, pp.405–413.
- Wang Y, Luo C, Li J, Yin H, Li X, Zhang G (2011a). Characterization of PBDEs in soils and vegetations near an e-waste recycling site in South China. *Environ Pollut.*159(10):2443-8.
- Wang, J., et al. (2011b). Polybrominated diphenyl ethers in water, sediment, soil, and biological samples from different industrial areas in Zhejiang, China. *J Hazard Mater* 197: 211-219.
- Wang, J., et al. (2011d). Polybrominated diphenyl ethers in water, sediment, soil, and biological samples from different industrial areas in Zhejiang, China. *J Hazard Mater* 197: 211-219.
- Wang Bin, Fukuya Iino, Gang Yu, Jun Huang, and Masatoshi Morita (2010b). The Pollution Status of Emerging Persistent Organic Pollutants in China. *Environmental Engineering Science* Volume 27, Number 3.
- Wang, L.-C., et al. (2010d). Characterizing the Emissions of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) and Polybrominated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans (PBDD/Fs) from Metallurgical Processes. *Environmental Science & Technology* 44(4): 1240-1246.
- Washington State Department of Health (2008). Alternatives to Deca-BDE in Televisions and Residential Upholstered Furniture. Department of Ecology. Olympia, WA.
- Washington (2006). Washington State Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Chemical Action Plan: Final Plan, Washington Department of Ecology and Washington Department of Health: 328.
- Weber R and Kuch B (2003) Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated-chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. *Environment International*, 29:699-710.
- Wäger, P., Schluep, M., Müller, E. (2010), RoHS substances in mixed plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment, Final Report, Empa, Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology. pp. 1-99 [Online] Available at:http://new.weee-forum.org/system/files/documents/rohs20in20mixed20plastics_empa_final_2010200920171.pdf [Accessed 6 July 2015].
- Weil, E. D. and S. V. Levchik (2009). *Flame Retardants for Plastics and Textiles: Practical Applications*, Hanser.
- Weir RJ Jr, Fisher RS (1972). Toxicologic studies on borax and boric acid. *ToxicolAppl Pharmacol.* 23(3):351-64.
- WHO, World Health Organization(2014). Fact sheet on reduced ignition propensity (RIP) cigarettes. [Online] Available at: http://www.who.int/tobacco/industry/product_regulation/factsheetreducedignitionpropensitycigarettes/en/ [Accessed 6 July 2015].
- WHO/UNEP, World Health Organization and the United Nations Environment Programme (2013). *State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals-2012. An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme and World Health Organization.* p1-296. Eds: Bergman Å, Heindel JJ, Jobling S, Kidd KA and Zoeller T. IOMC (Inter-organizational program for the sound management of chemicals). [Online] Available at: <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/> [Accessed 6 July 2015].
- Widmera, R., Oswald-Krapf, H., Sinha-Khetriwalb, D., Schnellmann, M., Boñia, H. (2005). Global perspectives on e-waste. *Environ. Impact Assess. Rev.* 25: 436–458
- Xu X, Liu J, Zeng X, Lu F, Chen A, Xia H (2014) Elevated serum polybrominated diphenyl ethers and alteration of thyroid hormones in children from Guiyu, China, *PLoS ONE* 9 (11):1-18.
- Yang Q, Qiu X, Li R, Liu S, Li K, Wang F (2013). Exposure to typical persistent organic pollutants from an electronic waste recycling site in Northern China. *Chemosphere* 91:205–211.
- Yu X, Zennegg M, Engwall M, Rotander A, Larsson M, Ming Hung W, Weber R (2008) E-waste recycling heavily contaminates a Chinese city with chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxins. *Organohalogen Compounds* 70:813-816.
- Yuan C. (2015). Management of PBDEs Flame Retarded Plastics from WEEE in China. Basel Convention Regional Centre for Asia and the Pacific. Stockholm Convention Regional Centre for Capacity-building and the Transfer of Technology in Asia and the Pacific, China. Presentation. [Online] Available at: www.synergies.pops.int [Accessed 6 July 2015].
- Zennegg M, Xiezhai Y, Wong MH, Weber RR (2009). Fingerprints of chlorinated, brominated and mixed halogenated dioxins at two e-waste recycling sites in Guiyu China. *Organohalogen Compd.*, 71 (2009), pp. 2263–2267

Zhang, Y., et al. (2013d). Polybrominated diphenyl ethers in soil from three typical industrial areas in Beijing, China. *J Environ Sci (China)* 25(12): 2443-2450.

Zhang S, Xu X, Wu Y, Ge J, Li W, Huo X (2014). Polybrominated diphenyl ethers in residential and agricultural soils from an electronic waste polluted region in South China: distribution, compositional profile, and sources. *Chemosphere*, 102:55-60.

Zoeteman, B.C.J; Krikke, H.R.; Venselaar, J. 2010. Handling WEEE waste flows: On the effectiveness of producer responsibility in a globalizing world, in *International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, Vol. 47, pp. 415–436.
