

# Directives sur les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales pour le recyclage et l'élimination des articles contenant des polybromodiphényléthers (PBDE) inscrits sur la liste de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques

PROJET

JUILLET 2012



1



**unitar**

United Nations Institute for Training and Research



Stockholm Convention



UNEP

### **Clause de non-responsabilité**

Les opinions exprimées dans cette publication ne reflètent pas nécessairement celles du Secrétariat de la Convention de Stockholm (SCS), du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), de l'Organisation des Nations Unies pour le développement industriel (ONUDI), de l'Institut des Nations Unies pour la formation et la recherche (UNITAR), des Nations Unies (ONU) ou d'autres organisations contributrices. La SCS, le PNUE, l'ONUDI, l'UNITAR ou l'ONU ne sauraient être tenus pour responsables de l'exactitude ou de l'exhaustivité de cette publication ni des pertes ou préjudices qui pourraient résulter directement ou indirectement de son utilisation ou de l'application du contenu de la présente publication.

## Table des matières

1. Introduction.....	11
1.1 Objectif .....	11
1.2 Structure du document d'orientation.....	12
1.3 Lien avec la Convention de Bâle.....	13
1.4 Lien avec d'autres préoccupations environnementales.....	14
2. Informations générales sur les POP-PBDE.....	15
2.1 Les POP-PBDE inscrits sur la liste de la Convention.....	15
2.2 Production des mélanges commerciaux.....	16
2.3 Utilisations antérieures des POP-PBDE.....	17
2.3.1 Utilisations antérieures du pentaBDE commercial.....	17
2.3.2 Utilisations antérieures de l'octaBDE commercial.....	18
2.4 Risques associés aux POP-PBDE.....	18
2.5 Les POP-PBDE dans les flux des matières/recyclage en fin de vie.....	19
2.5.1 Les C-PentaBDE dans la réutilisation, le recyclage et les flux de déchets.....	20
2.5.2 Les C-OctaBDE dans la réutilisation, le recyclage et les flux de déchets.....	23
2.6 Séparation des matériaux contenant des POP-PBDE.....	24
3. Principes généraux et considérations croisées pour le recyclage et l'élimination des articles contenant des POP-PBDE.....	25
3.1 Considérations générales des MTD/MPE.....	25
3.2 Gestion des déchets.....	25
3.2.1 Responsabilité du producteur.....	26
3.3 Gestion du cycle de vie des matériaux contenant des POP-PBDE.....	27

3.3.1	Considérations relatives au cycle de vie pour les fractions des polymères provenant des véhicules.....	27
3.3.2	Considérations relatives au cycle de vie pour le recyclage des DEEE et des matières plastiques issues des DEEE .....	28
3.3.3	Considérations relatives au cycle de vie pour la gestion des mousses de PUR ...	28
3.3.4	Considérations relatives au cycle de vie pour la récupération du brome.....	29
3.4	Solutions de remplacement aux POP-PBDE.....	30
3.5	Suivi des POP-PBDE/brome dans les polymères.....	32
4.	MTD/MPE spécifiques : matières plastiques contenant des POP/PBDE/RFB dans les DEEE..	33
4.1	Réutilisation des EEE.....	33
4.2	Considérations du recyclage des matières plastiques contenant des POP-PBDE.....	33
4.2.1	Etiquetage des fractions et des objets plastiques contenant des POP-PBDE.....	35
4.2.2	Technologies de traitement pour les matières plastiques destinées à réduire l'exposition.....	35
4.2.3	Types et composition des matières plastiques contenant des POP-PBDE.....	36
4.3	Technologies de séparation des polymères contenant des POP-PBDE.....	38
4.3.1	Techniques de démantèlement manuel.....	40
4.3.2	Technologies de dépistage individuel pour la séparation des matières plastiques en vrac et des matières découpées contenant éventuellement des POP-PBDE...	41
4.3.3	Combinaisons de technologies pour la production des produits commercialisables.....	44
4.3.4	Comparaison des technologies de séparation des flux de polymères.....	47
4.3.5	Usines à plaine-échelle pour la séparation des DEEE et des matières plastiques contenant des POP-PBDE.....	48
4.4	Récupération d'énergie et gestion de fin de vie des matières plastiques contenant des POP-PBDE.....	49
5.	MTD/MPE spécifiques : matériaux contenant des POP-PBDE/BFR dans le secteur du transport.....	49
5.1	Réutilisation des véhicules contenant des POP-PBDE.....	50
5.2	Traitement et recyclage des véhicules en fin de vie.....	51

5.2.1	Démantèlement et dépollution du véhicule .....	52
5.2.2	Usines de broyage.....	53
5.2.3	Recyclage par une dépollution améliorée et par des techniques de post-broyage.....	55
5.3	Récupération d'énergie et élimination des RBA et d'autres résidus VFV.....	57
5.3.1	Récupération d'énergie.....	57
5.3.2	Elimination des RBA .....	58
5.4	Considérations des pays en développement .....	58
<b>6.</b>	<b>MTD/MPE spécifiques : POP-PBDE contenant de la mousse de PUR.....</b>	<b>59</b>
6.1	Réutilisation des meubles et des matelas éventuellement affectés par les POP-PBDE...59	59
6.2	Recyclage/récupération de la mousse de PUR.....	60
6.2.1	Matelassage : Recyclage de la mousse de PUR avec l'élimination progressive du c-pentaBDE.....	61
6.2.2	Récupération des matériaux provenant des matelas.....	61
6.2.3	Rebroyage.....	62
6.2.4	Récupération chimique (glycolyse) .....	62
<b>6.3</b>	<b>Etiquetage des articles fabriqués à partir de mousses de PUR recyclées.....</b>	<b>62</b>
<b>6.4</b>	<b>Autres matériaux éventuellement affectés par des POP-PBDE.....</b>	<b>63</b>
<b>7.</b>	<b>Récupération d'énergie/matériaux à partir des matériaux contenant des POP-PBDE.....</b>	<b>63</b>
<b>7.1</b>	<b>Observations générales sur le traitement thermique des matériaux contenant des POP-PBDE.....</b>	<b>63</b>
7.1.1	Pouvoir calorifique et teneur en halogène des matériaux contenant des POP-PBDE.....	63
7.1.2	Suivi des rejets des PBDD/PBDF et des PXDD/PXDF.....	64
7.1.3	Considérations sur la corrosion provoquée par le brome/HBr.....	64
7.1.4	Considérations sur l'élimination de l'HBr et du brome dans les traitements des gaz de combustion.....	65

<b>7.2 Récupération d'énergie des matériaux contenant des POP-PBDE dans les incinérateurs .....</b>	<b>65</b>
7.2.1 Co-incinération des matières plastiques issues des DEEE.....	66
7.2.2 Co-incinération des RBA dans les incinérateurs de déchets solides municipaux.....	67
7.2.3 Récupération des métaux.....	67
7.2.4 Considérations des pays en voie de développement.....	68
<b>7.3 Fours à ciment.....</b>	<b>68</b>
7.3.1 Considérations des pays en voie de développement.....	70
<b>7.4 Systèmes de fonte.....</b>	<b>71</b>
<b>7.5 Pyrolyse et gazéification des matériaux contenant des POP-PBDE .....</b>	<b>71</b>
7.5.1 Considérations des pays en voie de développement.....	72
<b>7.6 Industries métallurgiques.....</b>	<b>72</b>
7.6.1 Fonderies de cuivre et raffineries de fonderies intégrées.....	73
7.6.2 Récupération des matériaux et récupération d'énergie dans des fours à arc électrique.....	76
7.6.3 Recyclage chimique des polymères contenant des POP-PBDE dans l'industrie sidérurgique primaire.....	78
7.6.4 Matériaux contenant des POP-PBDE dans les industries d'aluminium secondaire.....	79
7.6.5 Fonderies d'antimoine recyclant des matières plastiques issues des DEEE.....	79
7.6.6 Considérations des pays en développement et en transition.....	79
<b>8. Élimination des matériaux contenant des POP-PBDE dans les décharges.....</b>	<b>80</b>
8.1 Inconvénients de la mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE.....	80
8.2 Décharge contrôlée pour l'élimination des matériaux contenant des POP-PBDE.....	81
8.3 Considérations de la réhabilitation à long terme des décharges contrôlées.....	82

## Références

## Annexes

<b>Annexe 1 : Considérations générales sur les MTD/MPE .....</b>	<b>83</b>
Systèmes de gestion de l'environnement (SGE).....	83
Gestion des matériaux/déchets dans les installations et dans les procédés.....	84
Opérations de concassage, broyage, tamisage et lavage .....	89
Considérations générales des MTD/MPE relatives aux rejets dans l'air et dans l'eau .....	90
Prévention de la contamination des sols.....	91
<b>Annexe 2: MTD/MPE génériques pour les technologies de transformation des matières plastiques.....</b>	<b>92</b>
Techniques de réduction des émissions COV/COSV dans la conception des procédés.....	93
Techniques de réduction des émissions COV/COSV dans la conception d'une usine.....	93
<b>Annexe 3: Elimination des matériaux contenant des POP-PBDE dans les décharges.....</b>	<b>94</b>
Mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE.....	94
Types de déchets contenant des POP-PBDE mis en décharge .....	95
Catégories des décharges pouvant recevoir des déchets contenant des POP-PBDE .....	96
Dépôt des déchets dans les décharges .....	97
Exploitation et entretien des décharges contenant des POP-PBDE .....	100
Rejets des PBDE provenant des décharges .....	101
Rejet des POP-PBDE à partir des feux de décharge .....	103
Mesures conformes aux MTD pour prévenir le rejet à court et à long terme des POP-PBDE à partir des décharges.....	104
MTD/MPE relatives à la réhabilitation des décharges .....	106
« Landfill mining » (exploitation des décharges) et l'impact sur les POP-PBDE.....	107
Résumé, conclusions et perspectives de la mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE relatifs aux MTD/MPE.....	108
<b>Annexe 4 : Récupération du brome à partir des matériaux contenant des POP-PBDE/BFR.....</b>	<b>109</b>
<b>Récupération thermique du brome.....</b>	<b>110</b>
Technologies pour séparer les POP-PBDE/BFR de la matrice des polymères.....	111

<b>Annexe 5. Identification des POP-PBDE dans les articles</b> .....	113
Identification des POP-PBDE par l'analyse standard des PBDE .....	113
Techniques d'analyse rapide par CG-SM pour les POP-PBDE.....	113
Suivi in situ des PBDE par spectroscopie Raman.....	114
Mesure in situ du brome dans les articles.....	114
Spectroscopie d'étincelle glissante .....	115
Fluorescence de rayons X (XRF) .....	115
Transmission de rayons X (XRT) .....	115

## Liste des figures

<b>Figure 1-1:</b> Structure des directives et débit massique pour la production appropriée et pour l'application du c-pentaBDE et du c-octaBDE, et la réutilisation, le recyclage et l'élimination des articles contenant ces substances.....	12
<b>Figure 2-1 :</b> Structure des Polybromodiphényléthers (PBDE).....	15
<b>Figure 2-3 :</b> Schéma du cycle de vie de c-octaBDE et potentiel d'émissions.....	24
<b>Figure 3-1 :</b> Hiérarchie de la gestion des déchets.....	26
<b>Figure 3-2:</b> Arbres de décision sur les matériaux ignifugés .....	31
<b>Figure 4-1:</b> Composition du mélange riche en polymères après la récupération des métaux à partir de déchets électroniques de broyage.....	36
<b>Figure 4-2:</b> Types de polymères identifiés dans des petits échantillons de polymères issus des DEEE (% w/w). .....	37
<b>Figure 4-3 :</b> Séparation des polymères par étapes à partir des déchets d'équipements électriques et électroniques et leur transformation en plastique à des fins de recyclage de grande valeur.....	39
<b>Figure 5-1:</b> Schéma du traitement d'un véhicule en fin de vie.....	50
<b>Figure 5-2 :</b> Vue d'ensemble du procédé de broyage.....	54
<b>Figure 5-3:</b> Composition des déchets de broyage.....	55
<b>Figure A-1:</b> Options possibles pour le procédé de récupération du brome et pour la fermeture du cycle de brome (Tange and Drohmann 2002). .....	109



## Liste des tableaux

<b>Tableau 2-1</b> : Distribution typique des homologues de PBDE dans les produits commerciaux des PBDE .....	16
<b>Tableau 2-2</b> : Production totale estimée de mélanges commerciaux de PDBE.....	16
<b>Tableau 3-1</b> : Comparaison des émissions et des impacts des technologies de recyclage et de récupération.....	29
<b>Tableau 3-2</b> : Principaux domaines d'utilisation du c-PentaBDE et du c-OctaBDE, et quelques retardateurs de flamme alternatifs.....	31
<b>Tableau 4-1</b> : Combinaisons de techniques de séparation, matériaux intrants, produits, état de développement et remarques sur l'économie liée.....	47
<b>Tableau 4-2</b> : Usines à pleine échelle pour le traitement des DEEE et des matières plastiques issues des DEEE, et leur potentiel pour séparer les plastiques contenant des POP-PBDE.....	48
<b>Tableau 5-1</b> : Pièces des VFV pouvant être recyclées .....	52
<b>Tableau 5-2</b> : Vue d'ensemble des technologies de post-broyage.....	56
<b>Tableau 7-1</b> : Potentiel redox des halogènes et point d'ébullition/de fusion des halogénures de potassium et de sodium.....	65
<b>Tableau 7-2</b> : Capacité des fonderies européennes.....	75
<b>Tableau A-1</b> : Types de décharges et restrictions correspondantes à l'élimination des déchets contenant des POP-PBDE. Le tableau est un exemple basé sur les classifications existantes en Europe (Commission européenne, 1999), et peut varier dans différents pays.....	98

## Abréviations et Acronymes

ABS : acrylonitrile butadiène styrène  
BPADP: bisphénol-A bis (diphényl phosphate)  
BSEF : Bromine Science and Environmental Forum  
c-DécaBDE : décabromodiphényl éther commercial  
CFC : chlorofluorocarbone  
c-OctaBDE : Octabromodiphényl éther commercial  
COP : Conférence des Parties  
COSV : composés organiques semi-volatiles  
COV: Composés organiques volatils  
c-PentaBDE : Pentabromodiphényl éther commercial  
CRT : Tube cathodique  
DOPO : Dihydrooxaphosphaphenanthrène oxide  
DEEE: Déchets d'équipements électriques et électroniques  
DSM : Déchets solides municipaux  
EEE: équipements électriques et électroniques  
GER : Gestion écologiquement rationnelle  
GES: Gaz à effet de serre  
HBB : hexabromobiphényle  
HBCD: hexabromocyclododécane  
HFC : hydrofluorocarbone  
HIPS: Polystyrène choc  
MPE : Meilleures pratiques environnementales  
MTD : Meilleures techniques disponibles  
PBB : biphényles polybromés  
PBDD/PBDF: dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polybromés  
PBDE: polybromodiphényléther  
PCB : Circuit imprimé  
PET : polyéthylène téréphtalate  
PFC : Poussière de four à ciment  
PIR : Proche infrarouge  
PNM : Plan National de Mise en Œuvre de la Convention de Stockholm  
POP : Polluants organiques persistants  
POPRC : Comité d'étude des polluants organiques persistants  
PP : polypropylène  
PPE : éther de polyphénylène  
PPO : oxyde de polyphénylène  
PS : polystyrène  
PUR : polyuréthane  
PVC : chlorure de polyvinyle  
PXDD/PXDF : dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes mixtes halogénés (polybromés/-chlorés)  
RBA : Résidus de broyage automobile  
RDP : Resorcinol bis (diphényl phosphate)

RFB : Retardateur de flammes bromé  
RF : Retardateur de flammes  
Rosh : Restriction de l'utilisation de certaines substances dangereuses  
SACO : Substances appauvrissant la couche d'ozone  
SGE : Système de gestion de l'environnement  
XRF : Fluorescence de rayons X  
XRT : Transmission de rayons X

## 1. Introduction

### 1.1 Objectif

En mai 2009, la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants (POP) a été amendée par la Conférence des Parties (COP) pour inclure plusieurs polybromodiphényléthers (PBDE) dans son annexe A:

- Hexabromodiphényléther et heptabromodiphényléther<sup>1</sup>
- tétrabromodiphényléther et pentabromodiphényléther<sup>2</sup>

Aux fins du présent document, ces produits chimiques sont collectivement dénommés POP-PBDE. L'Hexabromodiphényléther et l'heptabromodiphényléther sont contenus dans le pentabromodiphényléther commercial (c-pentaBDE), tandis que le tétrabromodiphényléther et le pentabromodiphényléther sont contenus dans l'octabromodiphényléther commercial (c-octaBDE).

L'objectif principal de ce document est de fournir des directives sur les meilleures techniques disponibles (MTD) et sur les meilleures pratiques environnementales (MPE) pour le recyclage et pour l'élimination finale des produits et articles contenant des POP-PBDE d'une manière écologiquement rationnelle, conformément aux recommandations de la COP sur l'élimination des POP-PBDE à partir du flux de déchets. Les MTD représentent le stade de développement le plus efficace et avancé des activités et de leurs modes d'exploitation, démontrant l'aptitude pratique de certaines techniques. Les MPE décrivent l'application de la combinaison la plus appropriée des stratégies et mesures de réglementation environnementale. Ce document vise également à assister les Parties à examiner et à actualiser leurs PNM (Plan National de Mise en Œuvre de la Convention de Stockholm) avec des informations sur la manière de répondre aux obligations de la Convention sur les POP-PBDE dans les flux de matières pertinents, comme indiqué dans la figure 1-1. Il fournit des directives sur l'élaboration des plans d'actions

---

<sup>1</sup> La liste comprend le tétrabromodiphényléther et le pentabromodiphényléther, ce qui signifie 2,2', 4,4'-tétrabromodiphényléther (BDE-47, n° CAS: 40088-47-9) et le 2,2', 4,4', 5-pentabromodiphényléther (BDE-99, n° CAS: 32534-81-9) et autres tétrabromodiphényléthers et pentabromodiphényléthers présents dans le pentabromodiphényléther commercial.

<sup>2</sup> La liste comprend l'hexabromodiphényléther et l'heptabromodiphényléther, ce qui signifie 2,2', 4,4', 5,5'-hexabromodiphényléther (BDE-153, numéro de CAS: 68631-49-2), 2,2', 4,4', 5,6'-hexabromodiphényléther (BDE-154, numéro de CAS: 207122-15-4), le 2,2', 3,3', 4,5', 6-heptabromodiphényléther (BDE-175, numéro de CAS: 446255-22-7), le 2,2', 3,4,4', 5', 6-heptabromodiphényléther (BDE-183, numéro de CAS: 207122-16-5) et autres hexabromodiphényléthers et heptabromodiphényléthers présents dans l'octabromodiphényléther commercial.

pour la gestion écologiquement rationnelle (GER) des articles et des matériaux contenant des POP-PBDE, sur la base des résultats de l'inventaire des POP-PBDE. Notamment, ce document sera utile aux points focaux nationaux de la Convention de Stockholm, à l'unité de coordination du projet chargée de la mise en œuvre de la révision des PNM et de l'actualisation du projet, et aux équipes de travail chargées de mener les inventaires des POP-PBDE et de développer les plans d'action pour la gestion des POP-PBDE.

En outre, ce document traite du recyclage des produits et articles contenant des POP-PBDE et de l'élimination de ces produits chimiques.

## 1.2 Structure du document d'orientation

Le chapitre 1 décrit l'objectif et la structure de ce document (voir la figure 1-1). Il explique aussi sa relation avec la Convention de Bâle (BC) concernant le contrôle des mouvements transfrontaliers des déchets dangereux et leur élimination.

**Figure 1-1:** Structure des directives et débit massique pour la production et l'application de pentaBDE et octaBDE commerciaux, ainsi que la réutilisation, le recyclage et l'élimination des produits contenant ces substances.

Le chapitre 2 présente des informations générales sur les POP-PBDE (2,1), une estimation de la production totale de pentaBDE et octaBDE commerciaux (2,2), les principales utilisations antérieures de pentaBDE et octaBDE commerciaux (2,3), les risques associés aux POP-PBDE (2,4), et l'information sur les POP-PBDE dans les flux de matières/recyclage et en fin de vie.

Le chapitre 3 (complété par les annexes 1 et 2) comprend des principes généraux et des considérations croisées pour le recyclage et l'élimination des articles contenant des POP-PBDE sur la base de la hiérarchie de la gestion des déchets (3.2), la gestion du cycle de vie (3.3), les alternatives aux POP-PBDE (3.4), et le suivi des POP-PBDE/brome dans les polymères (3.5).

Le chapitre 4 porte sur les technologies conçues et opérées en conformité avec les MTD/MPE pour la réutilisation des équipements électriques et électroniques (EEE) (4.1), le recyclage des matières plastiques à partir des DEEE (4.2), les technologies de séparation des plastiques contenant des POP-PBDE (4.3), et la gestion de fin de vie des plastiques contenant des POP-PBDE.

Le chapitre 5 analyse les options des MTD/MPE pour la gestion des matériaux contenant des POP-PBDE dans le secteur du transport (voitures, bus, camions, trains, bateaux et avions) en vue de leur réutilisation (5.1), du traitement et du recyclage des véhicules en fin de vie (VFV) (5.2), de la récupération d'énergie et de l'élimination des résidus de broyage automobile (RBA) et d'autres résidus des VFV.

Le chapitre 6 décrit les MTD/MPE pour la gestion et le traitement des POP-PBDE contenant de la mousse de polyuréthane, y compris la réutilisation des meubles et des matelas (6.1), le recyclage/récupération de la mousse de PUR (6.2), l'étiquetage des articles fabriqués à partir de mousses de PUR recyclées (6.3), et autres matériaux éventuellement affectés par les POP-PBDE (6.4).

Le chapitre 7 contient des informations sur les options de traitement thermique des matériaux contenant des POP-PBDE (7.1), y compris l'incinération des déchets (7.2), les fours à ciment (7.3), les systèmes de fonte (7.4), et les technologies de pyrolyse (7.5). Les considérations des MTD/MPE pour diverses industries métallurgiques secondaires de transformation des matériaux contenant des POP-PBDE (pour la récupération de métal ou d'énergie) sont également décrites (7.6).

Le chapitre 8 (et l'annexe 3) aborde les préoccupations concernant l'approche la moins efficace sur l'élimination des déchets contenant des POP-PBDE dans les décharges, tout en reconnaissant que tous les pays n'ont pas accès aux technologies alternatives d'élimination.

### **1.3 Lien avec la Convention de Bâle**

La Convention de Bâle sur le Contrôle des Mouvements Transfrontières de déchets dangereux et leur élimination a été adoptée en 1989. Elle est entrée en vigueur en 1992. La Convention de Bâle est directement liée à l'application des MTD et des MPE pour la gestion des déchets constitués de POP, contenant ou contaminés par ces substances. Considérant que les polymères des DEEE sont les principaux flux de matières potentiels contenant des POP-PBDE, les synergies entre la Convention de Stockholm et la Convention de Bâle sont d'une grande importance. La Convention de Bâle oblige les pays qui en sont Parties, notamment : à réduire la production des déchets dangereux, à assurer que des installations d'élimination appropriées sont disponibles et à assurer une gestion économiquement rationnelle des déchets.

Lors de sa huitième réunion en décembre 2006, la COP à la Convention de Bâle a adopté des directives techniques générales actualisées pour la gestion économiquement rationnelle des déchets constitués de POP, contenant ou contaminés par ces substances. Ces directives abordent des questions relatives à l'ensemble des trois problèmes de définitions soulevés dans le paragraphe 2 de l'article 6 de la Convention de Stockholm. Lors

de sa dixième réunion en octobre 2011, la COP à la Convention de Bâle a adopté un plan de travail<sup>3</sup> concernant les POP inscrits à la Convention de Stockholm en 2009, visant à actualiser les directives générales et la préparation de directives techniques spécifiques.

#### 1.4 Lien avec d'autres préoccupations environnementales

L'article 3 paragraphe 6 de la Convention de Stockholm exige aux Parties bénéficiant d'une exemption et/ou d'un objet acceptable à prendre des mesures pour s'assurer que toute production ou utilisation au titre de la dite exemption ou objet est effectuée de manière à prévenir ou à minimiser l'exposition humaine et les rejets dans l'environnement. Ce document d'orientation a été élaboré pour aider les Parties à répondre de manière adéquate aux risques liés à l'acide perfluorooctane sulfonique (SPFO) et à ses substances connexes.

Les flux de matières contenant des POP-PBDE pourraient comprendre d'autres polluants critiques :

- L'**EEE** contient un large éventail de polluants tels que ceux détaillés par l'Agence suédoise de protection de l'environnement (EPA) (Naturvardsverket, 2011). Certaines fractions d'EEE, notamment dans les climatiseurs, contiennent des substances appauvrissant la couche d'ozone (SACO) telles que les chlorofluorocarbones (CFC), ou les gaz à effet de serre (GES) comme les hydrofluorocarbures (HCFC).
- Outre une gamme de POP, les **VFV** contiennent d'autres polluants tels que des métaux lourds, des SACO et/ou des gaz à effet de serre (GES).
- La **mousse de PUR** peut contenir des agents gonflants critiques contenant des SACO (par exemple des CFC) ou des émissions potentielles de GES (par exemple le dichlorométhane).

Lors du recyclage et de l'élimination de ces flux de matière, ces produits chimiques toxiques peuvent être mobilisés et rejetés, entraînant une exposition humaine et une contamination de l'environnement (Wong et al, 2007; PNUE, 2010b). Les composants les plus préoccupants lors du recyclage et du dépôt des DEEE sont le plomb, le mercure et, parallèlement aux PBDE, les produits chimiques de l'annexe C (notamment les dibenzo-p-dioxines polychlorées et dibenzofuranes polychlorés (PCDD/PCDF)) et les dioxines et furannes bromés connexes. Les niveaux extrêmement élevés (dans certains cas, les plus élevés jamais mesurés) de ces composés ont été mesurés dans des échantillons humains et dans des échantillons prélevés dans l'environnement, recueillis dans des zones où le recyclage non contrôlé des DEEE est en cours (PNUE, 2010a, 2010b; Naturvardsverket, 2011). Les rejets des SACO et des GES sont également très préoccupantes et pourraient se produire si les approches des MTD/MPE n'ont pas été adoptées pour l'élimination définitive des DEEE, des déchets des VFV, etc.

Par conséquent, le recyclage et l'élimination des flux de matières contenant des POP-PBDE exigent une approche holistique qui tient compte de tous ces polluants, des rejets/émissions liées et des risques associés. La présence des SACO, des émissions de GES, des métaux lourds (dont le plomb et le mercure), des nouveaux POP et des POP produits involontairement sont l'occasion de mettre en synergie toutes les activités liées à la mise en œuvre des Conventions (Stockholm, de Rotterdam et de Bâle, le Protocole de Montréal et la Convention des Nations Unies sur le changement climatique) en réduisant au minimum les divers polluants

---

<sup>3</sup> Décision BC-10/9

avec des risques différents. L'approche de l'évaluation du cycle de vie (décrite dans la section 3.3 en tant qu'outil décisionnel) garantit que tous ces impacts sur l'environnement soient pris en compte et soient suffisamment évalués pour la prise de décisions fondée sur les connaissances, en permettant d'optimiser le plan de recyclage et d'élimination des flux de matières individuels contenant des POP-PBDE. Pour ces flux, les Parties sont encouragées à prendre les précautions nécessaires pour s'assurer que les rejets de tous ces polluants sont réduits au minimum au moment d'appliquer les MTD/MPE, tel qu'indiqué dans ces lignes directrices.

## 2 Information générales sur les POP- PBDE

### 2.1 Les POP- PBDE inscrits sur la liste de la Convention

Les Polybromodiphényléthers (PBDE; voir la figure 2-1) sont un groupe de produits chimiques industriels aromatiques organobromés qui ont été utilisés depuis les années 1970 comme additifs ignifugeants dans une large gamme de produits de consommation (pour la plupart d'entre eux). Les PBDE ont été produits avec trois différents degrés de bromation, et commercialisés en tant que PentaBDE commercial, OctaBDE commercial et DécaBDE commercial (Alaee et al, 2003; Prevedouros, 2004a; SFT, 2009). Les distributions typiques des homologues des mélanges commerciaux sont présentées dans le tableau 2-1. Bien qu'il n'ait pas été démontré que le c-décaBDE<sup>4</sup> contienne des POP-PBDE, celui-ci peut les produire par débromation au cours de son cycle de vie, ce qui représente un important réservoir de POP-PBDE (PNUE, 2010c; Ross et al, 2009).

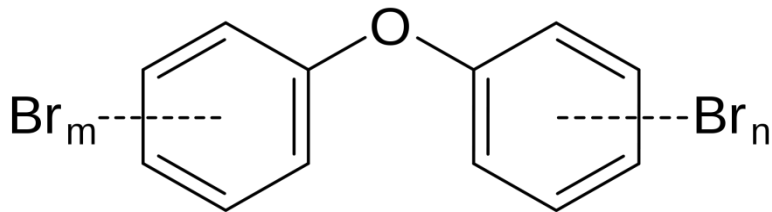
Le PentaBDE commercial (c-pentaBDE), les homologues «tétrabromodiphényléther» et «pentabromodiphényléther» ainsi que le c-octaBDE, «l'hexabromodiphényléther» et «l'heptabromodiphényléther» sont inscrits sur la liste de la Convention de Stockholm.

Le tétraBDE, le pentaBDE, l'hexaBDE et l'heptaBDE sont inscrits à l'annexe A de la Convention. La production de ceux-ci et leur utilisation doivent être éliminées par les Parties, sous réserve des dérogations prévues par la Convention. Ces POP inscrits sont mentionnés dans le présent document en tant que POP-PBDE. L'octaBDE, le nonaBDE et le décaBDE présents dans les mélanges ne sont pas définis en tant que POP parce qu'ils ne répondent pas à tous les critères des POP. Cependant, ces PBDE fortement bromés peuvent se dégrader en POP-PBDE par débromation (PNUE, 2010b, 2010c).

Les POP-PBDE sont très persistants dans l'environnement, ils sont bioaccumulables et ils présentent un potentiel élevé de propagation à longue distance dans l'environnement. Ces produits chimiques ont été détectés chez les humains et dans toutes les régions du biote. Il existe des preuves d'effets nocifs pour l'homme et pour la faune sauvage (Shaw et al., 2010).

---

<sup>4</sup> Les décaBDE peuvent se dégrader lors des procédés thermiques, des évolutions environnementales et dans le biote à des PBDE moins bromés, y compris les POP-PBDE (PNUE, 2010c). Les autres principaux produits de dégradation sont les dibenzofurannes polybromés et, selon les conditions, les dibenzo-p-dioxines polybromés (Weber et Kuch, 2003; Ebert et Bahadir, 2003; PNUE, 2010b).



**Figure 2-1** : Structure des Polybromodiphényléthers (PBDE)

**Tableau 2-1** : Distribution typique des homologues de PBDE dans les produits commerciaux des PBDE

Produit commercial	% de congénère en poids						
	tetraBDE	pentaBDE	hexaBDE	heptaBDE	octaBDE	nonaBDE	decaBDE
C-PentaBDE	24-38	50-60	4-8				
C-OctaBDE			10-12	44	31-35	10-11	<1
C-DecaBDE						<3	97-98

(Sellstrom et al., 2005; La Guardia et al., 2006)

## 2.2 Production des mélanges commerciaux

Le C-pentaBDE a été produit en Israël, au Japon, aux États-Unis dans l'Union européenne (UE), et peut-être en Chine (PNUE, 2006, 2010b). Sa production dans l'UE a cessé en 1997. Il est supposé que, depuis la fin des années 1990, les POP-PBDE ont été produits principalement aux États-Unis et que leur production a pris fin en 2004<sup>5</sup>.

Le c-octaBDE a été produit aux Pays-Bas, en France, aux États-Unis, au Japon, au Royaume-Uni et en Israël. Sa production a cessé dans l'UE, aux États-Unis et dans le Pacifique en 2004. Il n'y a aucune information indiquant qu'il soit en cours de production dans les pays en voie de développement (BSEF, 2007).

La compilation des données de production de PBDE, préparée pour le Comité d'étude des POP de la Convention de Stockholm a estimé la production totale de tous les PBDE de 1970 à 2005 entre 1,3 million à 1,5 million de tonnes (PNUE, 2010a). On estime qu'environ 100.000 tonnes de c-pentaBDE et de octaBDE (chacun) sont les quantités totales utilisées dans le monde. La production de c-décaBDE<sup>66</sup>, qui n'est pas répertorié comme un POP, a été estimée à plus de 1,1 millions de tonnes jusqu'en 2005 (voir le tableau 2-2). Alors que la production des POP c-pentaBDE et octaBDE a pris fin en 2004, la production du décaBDE continue.

**Tableau 2-2** : Production totale estimée des mélanges commerciaux de PBDE

<sup>5</sup> Il existe une certaine incertitude à propos de la production du c-PentaBDE en Chine et de la date de sa finalisation (PNUE, 2010a, 2010b).

<sup>6</sup> Le décaBDE se dégrade au fil du temps à des PBDE moins bromés, y compris les POP-PBDE (PNUE, 2010b, 2010c).



Mélange commercial	Tonnes
c-PentaBDE	De 91,000 à 105,000
c-OctaBDE	De 102,700 à 118,500
c-DecaBDE	De 1,100,000 à 1,250,000

(PNUE, 2010a: provenant de Schenker et al., 2008 et Li, 2010)

## 2.3 Utilisations antérieures des POP- PBDE

Les principaux secteurs de production qui ont utilisé les POP-PBDE sont les suivants :

- L'industrie des organobromés
- L'industrie électrique et électronique
- L'industrie des transports
- L'industrie du meuble
- L'industrie du textile et du tapis
- L'industrie de la construction
- L'industrie du recyclage

### 2.3.1 Utilisations antérieures du pentaBDE commercial

Il est estimé qu'entre 90% et 95% de l'utilisation du c-pentaBDE est destinée au traitement de la mousse de PUR. Ces mousses ont été principalement utilisées dans les applications de matelassage et dans l'automobile. D'autres emplois mineurs incluent les textiles, les cartes de circuits imprimés, la mousse d'isolation, les feuilles de câble, les bandes transporteuses, les laques et probablement les huiles de forage (PNUE, 2007). La quantité totale de c-pentaBDE employée pour ces utilisations mineures est estimée à 5% ou moins de la consommation totale (SFT, 2009; PNUE, 2010b). Alcock et al. (2003) estime que 85.000 tonnes au total de c-pentaBDE ont été utilisées aux États-Unis et les 15.000 tonnes restantes en Europe. Il est possible que le c-pentaBDE soit produit et utilisé en Asie, mais il n'y a pas de données fiables disponibles.

Une répartition approximative de l'utilisation du c-pentaBDE : 36% dans les transports, 60% dans l'ameublement et 4% résiduel dans d'autres articles est considérée raisonnable. Cela correspond généralement aux données analytiques des différents flux de déchets (PNUE, 2010b).

La teneur moyenne du c-pentaBDE dans la mousse de PUR se situe aux alentours de 3-5% pour les tissus d'ameublement, les coussins, les matelas et le matelassage des tapis (ENVIRON, 2003 ; PNUE 2010a) employés notamment dans les pays ayant des normes d'inflammabilité pour ces applications (par exemple les États-Unis et le Royaume-Uni). Dans le secteur des transports, il est possible que l'on ait utilisé des concentrations plus faibles

de mousses de PUR pour des accoudoirs ou des appuie-tête à 0,5-1% en poids (Luedeka, 2011)<sup>7</sup>. Compte tenu des quelques 100.000 tonnes de c-PentaBDE et d'une utilisation de 4% dans la mousse de PUR, la production historique de la mousse traitée de c-PentaBDE peut être estimée avec prudence à environ 2,5 millions de tonnes. Ce nombre aurait pu être beaucoup plus élevé étant donné que l'une des applications principales (mousse de PUR dans les transports des États-Unis) a utilisé le c-PentaBDE à des doses plus faibles. En outre, le recyclage de mousses de PUR contaminées par leur mélange avec des mousses de PUR non affectées a conduit à une augmentation des quantités totales des matériaux de mousse de PUR contaminés par des POP-PBDE. Pour plus de détails, voir le chapitre 2 de la *Directive pour l'inventaire des PBDE*.

### 2.3.2 Utilisations antérieures de l'octaBDE commercial

L'utilisation principale de l'ancien c-octaBDE était dans les polymères d'acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS), ce qui représente environ 95% du c-octaBDE produit dans l'UE. L'ABS traité a été principalement utilisé pour les boîtiers/carcasses d'EEE, en particulier pour les boîtiers des tubes cathodiques (CRT) et des équipements de bureau, tels que les photocopieuses et les imprimantes commerciales<sup>8</sup>. D'autres utilisations mineures étaient le polystyrène choc (HIPS), le polybutylène téréphtalate (PBT) et les polymères de polyamide. Bien que la plupart de ces polymères aient été utilisés dans l'électronique, ils avaient aussi une certaine utilité dans le secteur des transports.

D'autres utilisations mineures trouvées dans la littérature incluent le nylon, le polyéthylène basse densité, le polycarbonate, les résines phénol-formaldéhyde, les polyesters insaturés, les adhésifs et les revêtements (PNUE, 2010a, b).

Les concentrations typiques dans les principales utilisations se situaient entre 12% en poids et 18% en poids, avec environ 100.000 tonnes du c-octaBDE à un taux d'application de 15% en poids. Il y a environ 800.000 tonnes de polymères soumis à un traitement primaire. En considérant le recyclage du c-octaBDE dans des nouveaux produits en plastique (contamination secondaire), la quantité totale des matières plastiques affectées est probablement beaucoup plus élevée. Pour plus de détails, voir le chapitre 2 de la *Directive pour l'inventaire des PBDE*.

## 2.4 Risques associés aux POP- PBDE

---

<sup>7</sup> La conformité avec MVSS 302 pour les sièges automobile et la mousse résiduelle requiert des quantités variables de contenu ignifuge selon qu'il s'agisse de tester des matières premières pour la mousse ou des sièges en matériau composite, des garnitures de toit ou des revêtements de sol. D'après l'un des principaux fournisseurs mondiaux de sièges, entre 0,5% et 1,0% d'additifs ignifugeants sont requis pour les produits en mousse moulée pouvant être trouvés dans des sièges, des accoudoirs et des appuie-tête. Les concentrations de 2-5% FR peuvent être trouvées dans le matelassage moulé, et, en fonction du tissu de la garniture de toit et de la teneur de substrat en mousse, jusqu'à 15% du contenu FR pourrait être trouvé dans la mousse pour la lamination des garnitures de toit (Luedeka, 2011).

<sup>8</sup> Dans certaines régions comme l'Europe et le Japon, le logement des moniteurs CRT et les photocopieuses sont déjà généralement traités séparément.

Les risques associés aux POP individuels ont été évalués par le Comité d'étude des polluants organiques persistants (POPRC). Les différents profils de risques sur les c-pentaBDE (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1) et les c-octaBDE (UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.4), ainsi que les documents d'évaluation de la gestion des risques pour les c-pentaBDE (UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.1) et les c-octaBDE (UNEP/POPS/POPRC.4/15/Add.1), peuvent être consultés et téléchargés à l'adresse [www.pops.int](http://www.pops.int).

Dans certaines régions, les expositions actuelles de POP-PBDE se trouvent déjà à des niveaux où les effets nocifs sur la santé sont mesurés dans les études épidémiologiques (Herbstman et al., 2010). L'examen technique des implications du recyclage du pentabromodiphényléther commercial et de l'octabromodiphényléther commercial pour le POPRC (PNUE, 2010a, b) a conclu que les groupes suivants sont considérés comme étant à haut risque s'ils sont exposés aux POP-PBDE en conséquence de leur implication aux activités de recyclage:

- Les travailleurs impliqués dans des procédés de traitement des DEEE à faible technologie.
  - Ceux qui vivent dans les zones des pays en voie de développement/transition où des opérations intensives et à faible technologie sont effectuées sur les DEEE (Wong et al., 2007).
  - Les travailleurs impliqués dans la fabrication/recyclage /installation des matériaux contenant de la mousse (Stapleton et al., 2008).
  - Les nouveau-nés et les nourrissons allaités, en particulier dans les pays ou dans les localités où les charges corporelles sont déjà élevées. Dans ces scénarios, les produits recyclés pourraient compléter ces niveaux actuels d'exposition élevés.
- 
- Les travailleurs des fonderies et d'autres industries de transformation des DEEE (éventuellement exposés aux PBDE à partir du PTB ou du plastique DEEE, et les dibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes polybromés connexes (rejets de PBDD/PBDF).
  - Les femmes en âge de procréer et celles qui sont enceintes, en raison des effets neurodéveloppementaux sur le fœtus (Herbstman et al., 2010).

L'étude a également conclu que la formation de PBDD/PBDF tout au long du cycle de vie des PBDE (Shaw et al., 2010) présente des risques pertinents qui doivent être pris en compte dans l'évaluation des risques liés aux POP-PBDE (PNUE, 2010a, b) .

## 2.5 Les POP- PBDE dans les flux des matériaux/recyclage et en fin de vie

Même s'il est considéré que les POP-PBDE ne sont plus produits, le principal défi pour leur élimination est l'identification des stocks existants et des articles contenant des POP-PBDE, ainsi que l'élimination des matériaux contenant des POP- PBDE en fin de vie.

De grandes quantités de ces matériaux sont dans le flux de recyclage global et continueront à être utilisées dans les articles de consommation (PNUE, 2010a, b; Shaw et al, 2010). La réutilisation existante et le recyclage des matériaux et déchets contenant des POP-PBDE ont été les éléments déclencheurs de l'exemption COP4 qui permet le recyclage et la réutilisation sous certaines conditions. L'examen technique des implications du recyclage du pentabromodiphényléther commercial et de l'octabromodiphényléther commercial (PNUE, 2010a, b), mesurés par des études épidémiologiques dans certaines régions, a souligné qu'il n'est vraisemblablement pas raisonnable de risquer une exposition accrue quand de sérieux effets sur la santé sont causés par les POP-PBDE. Par

conséquent, il faut contrôler le recyclage des matériaux contenant des POP-PBDE vers des utilisations où des expositions subséquentes ne peuvent être efficacement contrôlées (PNUE, 2010 a, b). En fin de vie, les articles deviennent des déchets ayant le potentiel de causer des rejets supplémentaires (Hale et al., 2006). De ce fait, les stocks restants doivent être éliminés ou faire l'objet d'une gestion écologiquement rationnelle. À cet égard, cette considération est également accordée à la recommandation COP5 : dans la mesure du possible, le recyclage des matériaux contenant des POP-PBDE devrait être progressivement éliminé.

Pour répondre à ces défis, quelques détails techniques des technologies appropriées sont inclus dans les chapitres et annexes de ce document.

### 2.5.1 Les C- PentaBDE dans la réutilisation, le recyclage et les flux de déchets

Le c-PentaBDE était principalement utilisé dans la mousse de PUR dans le secteur des transports (par exemple les voitures, les bus, les trains, etc.) et des meubles (canapés, sièges, coussins, etc.), avec une utilisation limitée dans les matelas et quelques autres utilisations. Par conséquent, la réutilisation et le recyclage de ces principaux flux de matières doivent être traités par ces directives sur les MTD/MPE (voir les chapitres 5 et 6).

D'autres applications dans des anciennes utilisations mineures (par exemple l'isolation dans la construction, le caoutchouc traité, les textiles, les résines époxy dans les cartes de circuits imprimés/cartes électroniques, le chlorure de polyvinyle (PVC), etc.) ne peuvent être évaluées que si elles semblent pertinentes pour le pays.

L'utilisation principale et le recyclage des flux des matières contenant du c-PentaBDE sont présentés dans la figure 2-2.

#### *Transport*

La durée de vie des voitures dans les pays industrialisés est de 10 à 12 ans, tandis que les bus et les trains peuvent avoir une espérance de vie plus longue. Une part considérable de voitures et autres moyens de transport a été et est toujours exportée par les pays industrialisés vers les pays en voie de développement et vers les pays à économie en transition pour leur réutilisation; les véhicules sont souvent utilisés pendant une longue période de temps avant de tomber finalement en panne (les pièces de rechange sont également davantage réutilisées). Aujourd'hui, une grande partie de la flotte de transport de 1970 à 2004 (voitures, bus et trains éventuellement) contenant du c-pentaBDE fonctionne toujours éventuellement dans les pays en voie de développement. Ces véhicules devront être identifiés en fonction de la réutilisation et du recyclage lorsqu'ils atteindront leur fin de vie. Par conséquent, le secteur des transports requiert des considérations spécifiques des MTD/MPE pour la gestion à venir et pour le contrôle des matériaux contenant des c-PentaPBDE. Les MTD/MPE pour le traitement de ce flux de matières sont abordées dans le chapitre 5. La mousse de PUR et les matières plastiques actuellement recyclées dans une moindre mesure font l'objet des chapitres 4 et 7.

#### *Meubles et matelas*

L'utilisation du c-pentaBDE (et autres ignifugeants) pour les meubles ou les matelas dépend des normes d'inflammabilité du pays (Shaw et al., 2010). En raison des normes d'inflammabilité des meubles aux États-Unis et en particulier dans le Royaume-Uni, les meubles en Amérique du Nord et dans le Royaume-Uni sont souvent ignifugés. Par conséquent, dans ces régions/pays, les vieux meubles et matelas (provenant notamment des institutions telles que les prisons, les installations militaires, les hôpitaux et les hôtels) peuvent contenir des c-pentaBDE (et autres ignifugeants).

La durée de vie du mobilier dans les pays industrialisés est évaluée à environ 10 ans. Par conséquent, on estime qu'une part considérable des meubles contenant du c-pentaBDE a été déposée ou incinérée dans ces régions (ESWI, 2011), et une part mineure a été recyclée (par exemple le matelassage) (voir ci-dessous). La quantité de meubles exportés d'Amérique du Nord et du Royaume-Uni pour la réutilisation ou le recyclage dans d'autres régions n'a pas été évaluée et doit être prise en considération en tant que source possible d'entrée de c-pentaBDE pour d'autres pays.

Le C-pentaBDE a également été utilisé dans les mousses rigides de PUR pour la construction, mais cela est considéré comme un usage mineur. On ne connaît pas d'autres activités de recyclage de la mousse rigide de PUR.

### *Textiles et caoutchouc*

Le C-PentaBDE a été utilisé<sup>9</sup> en quantités limitées dans le traitement des textiles pour des usages comprenant l'enduction d'envers, les rideaux et les textiles fonctionnels (PNUE, 2009). Bien que l'étendue du recyclage des textiles contenant des POP-PBDE ne soit pas claire, elle peut effectivement être supposée faible pour les matériaux composites tels que ceux utilisés dans les transports. Il peut y avoir quelque recyclage limité pour d'autres textiles contenant des c-pentaBDE, mais il est probable que seulement des quantités relativement faibles de textiles contenant des POP-PBDE soient utilisées, car l'application du c-pentaBDE a cessé il y a une dizaine d'années. La décision POPRC de recommander l'hexabromocyclododécane (HBCD) (très utilisé dans le secteur textile), à la Conférence des Parties pour son inscription en tant que POP (POPRC-5/6<sup>10</sup>) pourrait signifier que la gestion des textiles traités avec des retardateurs de flamme bromés (RFB) possédant des propriétés similaires aux POP, pourrait devenir plus pertinente dans un proche avenir. Le c-PentaBDE a également été utilisé dans le caoutchouc pour les bandes transporteuses et dans d'autres utilisations mineures. En raison des petites quantités traitées, les MTD/MPE n'ont pas été prises en compte pour ces utilisations, à l'exception du traitement en fin de vie (voir chapitres 7 et 8).

### *Cartes de circuits imprimés/cartes électroniques*

L'utilisation du c-pentaBDE dans les cartes de circuits imprimés/cartes électroniques (PCB) a été supprimée<sup>11</sup>. Les PCB sont des composants des DEEE qui se retrouvent dans certains pays en voie de développement, où les métaux sont récupérés en utilisant des méthodes primitives dans le secteur formel ou dans de simples fonderies. Il peut s'agir de la source de certains niveaux de pollution, y compris les POP-PBDE et les PBDD/PBDF (voir par exemple Yu et al., 2008). Il y a donc un besoin urgent de définir et de mettre en œuvre les MTD et les MPE pour ce flux de matières (voir les chapitres 4, 7 et 8).

---

<sup>9</sup> Le C-DécaBDE et l'HBCD sont encore utilisés pour l'imprégnation des textiles.

<sup>10</sup> [http://informea.org/uploads/decisions/stockholm/3754\\_stockholm-POPRC-5-6-en\\_4df73f5fbb6d5.pdf](http://informea.org/uploads/decisions/stockholm/3754_stockholm-POPRC-5-6-en_4df73f5fbb6d5.pdf)

<sup>11</sup> Le retardateur de flamme utilisé principalement dans le PCB est le tétrabromobisphénol A et ses dérivés.

## *Le recyclage de la mousse PUR pour la fabrication de nouveaux articles*

Les mousses de PUR présentes dans les meubles, le transport, les véhicules en fin de vie et les matelas sont en partie recyclées pour la fabrication de nouveaux articles par des procédés tels que le matelassage et le rebroyage.

### **[Le matelassage pour les tapis]**

Le recyclage à grande échelle de la mousse de PUR en matelassages est actuellement pratiqué aux États-Unis et au Canada (Luedeka, 2011; voir le chapitre 6). L'ampleur de cette activité de recyclage est inconnue dans d'autres régions, mais elle semble être limitée (DiGangi et al., 2011). L'exposition significative des recycleurs de PUR et des installateurs de tapis aux PBDE a été démontrée dans une première étude aux États-Unis (Stapleton et al., 2008) ; les risques pour les consommateurs face à une nouvelle exposition sont évidents.

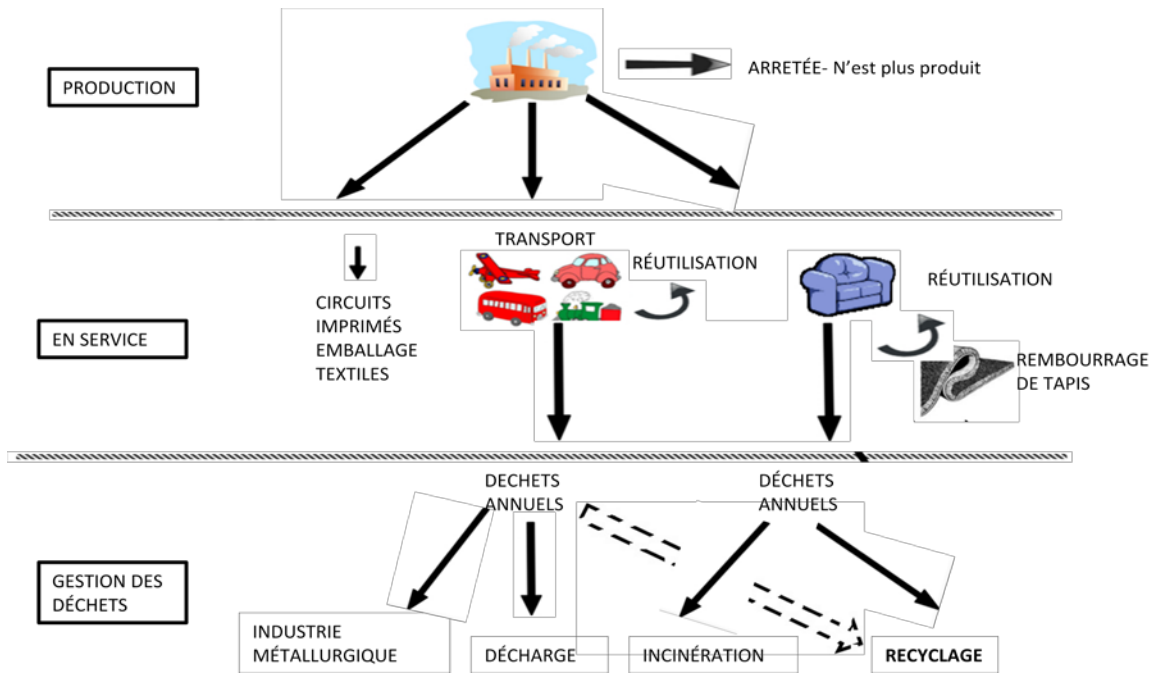
### **[Autres utilisations]**

Alors que la majorité des déchets de mousse de PUR est transformée en matelassage pour le tapis (dans le marché américain), les déchets peuvent aussi être broyés et utilisés en tant qu'emballage et matelassage pour oreillers, literie pour animaux de compagnie, isolation et jouets en peluche. Les déchets de mousse peuvent également être utilisés pour le matelassage des meubles, les tapis de gymnastique d'isolation acoustique, ou les sièges d'autobus scolaires (PNUE, 2010b; EPA, 1996; Zia et al, 2007).

### **[Rebroyage]**

Eaves (2004) a noté que ce procédé innovant permettait aux fabricants de mouler les déchets de mousse d'une manière non-cryogénique en poudres ultrafines, ayant remplacé environ 20% de la matière vierge dans la fabrication de nouvelles mousses.

L'application des MTD/MPE est nécessaire pour réduire les risques d'exposition en séparant les matériaux contenant des POP-PBDE de la mousse de PUR (comme décrit dans le chapitre 6).



(adapté de Alcock et al, 2003;. PNUE, 2010a, b)

**Figure 2-2 :** Schéma du cycle de vie du c-PentaBDE

## 2.5.2 Les C- OctaBDE dans la réutilisation, le recyclage et les flux de déchets

L'Europe et le Japon ont cessé d'utiliser le c-OctaBDE dans les années 1990. La production de ce composé a cessé en 2004 aux États-Unis. La plus grande teneur en c-OctaBDE se trouve dans les polymères (notamment dans les ABS et les HIPS) utilisés dans les EEE et les DEEE. L'utilisation du c-OctaBDE dans les polymères du secteur des transports a été limitée.

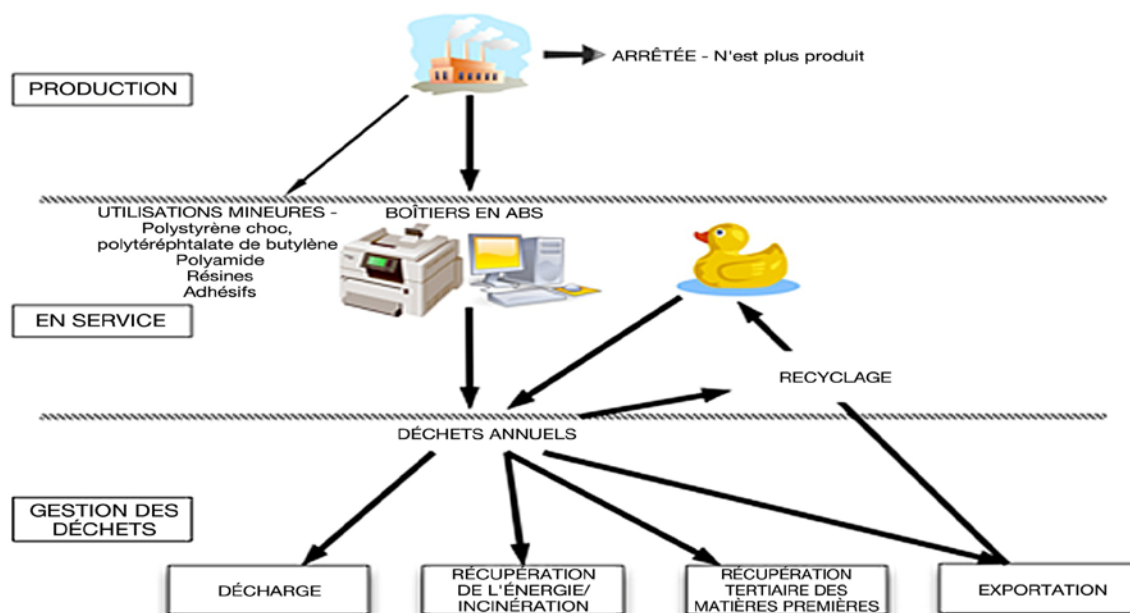
### *Les EEE en service, les EEE d'occasion et les DEEE*

Les EEE produits avant 2005 peuvent être ignifugés par le c-octaBDE. Les principaux appareils sont la télévision et les moniteurs à tube cathodique (CRT). De grandes quantités de vieux EEE et DEEE ont été (et dans certains cas sont encore) exportées des pays/régions industriels (par exemple des États-Unis, de l'Europe et du Japon) vers les pays en voie de développement pour leur réutilisation ou recyclage. Les technologies de recyclage primitives des DEEE ont donné lieu à de grandes régions contaminées dans les pays en voie de développement et à l'exposition des recycleurs et de la population globale aux contaminants (Wong et al, 2007;. PNUE, 2010a, b).

### *Matières plastiques provenant du recyclage des DEEE et production d'articles à partir du plastique recyclé*

Le recyclage mécanique des plastiques pour leur utilisation ultérieure est fortement favorisé du point de vue de la hiérarchie des déchets et de l'évaluation du cycle de vie. Cependant, quand les matières plastiques sont

contaminées par des POP et autres matières dangereuses, il faut accorder une attention particulière à la façon dont la hiérarchie des déchets est effectuée. Le recyclage des DEEE produit une fraction de plastique ignifugée pouvant contenir du c-octaBDE. Certains plastiques provenant des DEEE sont envoyés dans les pays en voie de développement comme la Chine et l'Inde où ils sont recyclés pour la fabrication de nouveaux articles. Des études récentes ont démontré que les plastiques contenant des POP-PBDE et d'autres RFB ont été recyclés pour une production d'articles pour lesquels aucun retardateur de flamme n'est requis, y compris les jouets pour enfants, les articles de ménage et les bandes vidéo (Hirai et Sakai, 2007; Chen et al, 2009. , Chen et al, 2010). Cela démontre que le flux des plastiques contenant des POP-PBDE et autres retardateurs de flamme à recycler ne sont pas bien contrôlés et que les plastiques contenant des POP-PBDE sont mélangés avec des polymères ignifugés pour la production d'articles ayant une utilisation finale délicate. Par conséquent, dans certains cas, l'utilisation du plastique recyclé peut être beaucoup plus dangereuse que son utilisation prévue à l'origine (par exemple le recyclage d'un boîtier de l'imprimante en un jouet, lequel peut être croqué par un enfant).



(Adapté de Alcock et al., 2003)

**Figure 2-3 :** Schéma du cycle de vie de c-octaBDE et potentiel d'émissions

## 2.6 Séparation des matériaux contenant des POP- PBDE

Les recommandations du Comité d'études des POP, acceptées par la COP5, mettent l'accent sur l'importance de séparer les matériaux contenant des POP-PBDE. Ceci fait suite à un vaste « examen technique des implications du recyclage du pentabromodiphényléther commercial et de l'octabromodiphényléther commercial » pour le Comité d'études des POP (PNUE 2010a,b). Ce rapport et son annexe correspondant devraient servir de référence pour fournir les informations détaillées sur l'arrière-plan de la gestion des POP-PBDE (PNUE, 2010a, b).

Les obligations convenues à la Convention de Stockholm s'appliquent uniquement aux RFB inscrits sur sa liste, c'est-à-dire aux POP-PBDE et aux HBB. Cependant, la séparation des matériaux contenant des POP-PBDE de ceux contenant d'autres retardateurs de flamme bromés qui ne figurent pas dans la Convention est actuellement



difficile en raison des limitations technologiques. Par conséquent, dans la pratique, la séparation de tous les matériaux contenant des RFB/brome des matériaux sans RFB/brome est obligatoire<sup>12</sup> si l'on veut séparer des matériaux contenant des POP-PBDE.

## 3 Principes généraux et considérations croisées pour le recyclage et l'élimination des articles contenant des POP-PBDE

### 3.1 Considérations générales des MTD/MPE

Ce chapitre résume les mesures générales de sécurité ou les précautions nécessaires pour gérer les POP-PBDE. Ces consignes de sécurité s'appliquent à tous les types de produits et industries où les POP-PBDE sont impliqués. Celles-ci portent sur la gestion des déchets et du cycle de vie. Les chapitres suivants décrivent les directives s'appliquant uniquement aux catégories spécifiques.

Les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm sur les POP non intentionnels (Convention de Stockholm, 2007) décrivent brièvement les principes suivants : le développement durable, la consommation durable, l'approche de précaution, la prévention et le contrôle intégré de la pollution, l'internalisation des coûts environnementaux, la responsabilité élargie des producteurs, la production plus propre, l'analyse du cycle de vie et la gestion du cycle de vie. Tous ces principes sont importants pour garantir l'application des MTD/MPE dans la gestion des flux des matières contenant des POP-PBDE pour les procédés de recyclage et d'élimination. En raison de leur importance particulière pour définir le recyclage optimal et les options d'élimination, les concepts d'évaluation et de gestion du cycle de vie sont appliqués tout au long des principaux flux de matières contenant des POP-PBDE du présent document (voir la section 3.4).

### 3.2 Gestion des déchets

La gestion des déchets influe sur tous les secteurs de la société et de l'économie. Elle concerne les autorités locales, régionales et nationales et requiert un cadre juridique, un mécanisme financier et une coordination efficace entre les citoyens et les autorités à tous les niveaux. Par ailleurs, une bonne gestion des déchets n'est pas réalisable sans un niveau adéquat d'investissement. Pour assurer un système cohérent de gestion des déchets, il est important que toutes les actions aux différents niveaux mènent une stratégie commune. Il est donc nécessaire, ou du moins utile, de discuter et de définir une stratégie nationale de gestion des déchets.

Conformément à l'article 12 de la Convention, la mise en œuvre réussie de tout système de gestion des déchets, en particulier dans les pays en voie de développement, peut exiger le transfert des technologies appropriées et le renforcement des capacités.

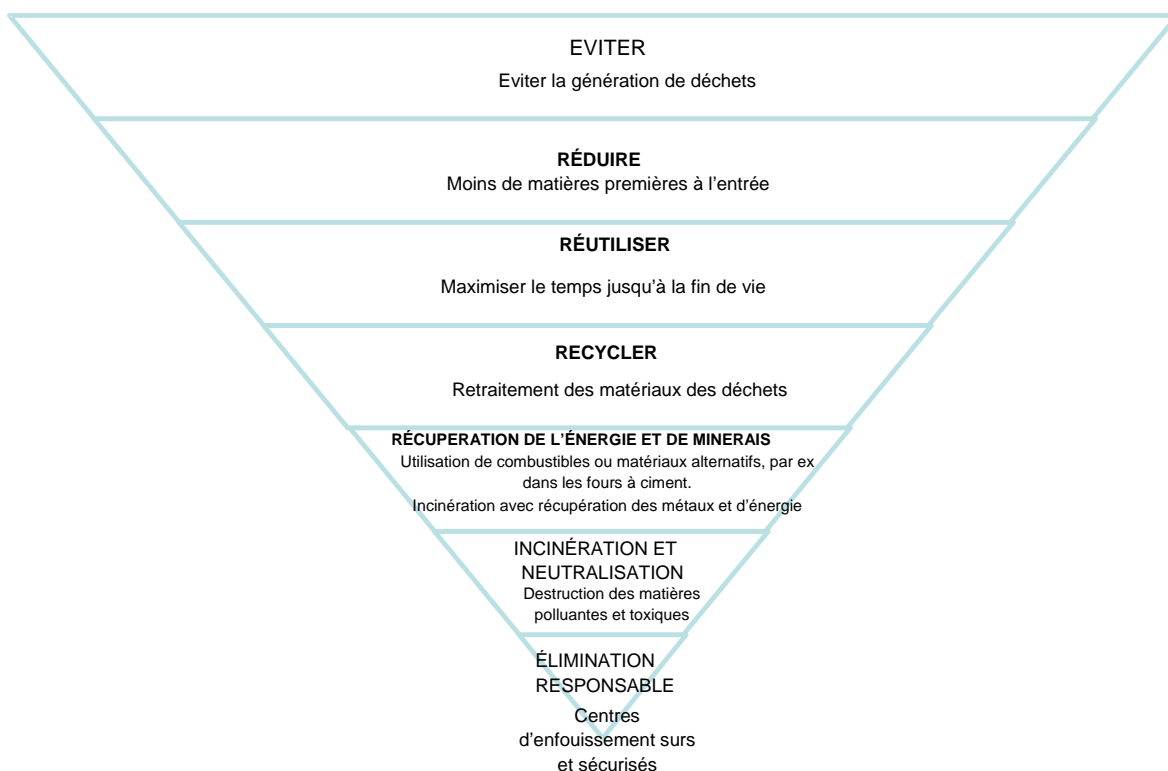
---

<sup>12</sup> Les autres avantages concernant la séparation des plastiques contenant des BFR/brome de ceux qui n'en ont pas sont mentionnés dans l'examen technique des implications du recyclage commercial du pentabromodiphényléther et de l'octabromodiphényléther (PNUE, 2010a, b).

La COP à la Convention de Stockholm visait à garantir que les principes de la hiérarchie de gestion des déchets soient suivis autant que possible (Convention de Stockholm, 2007). Les lignes directrices sur les MTD-MPE de l'Annexe C de la Convention ont adopté la hiérarchie représentée sur la figure 3-1.

Chaque décision sera toujours influencée par les circonstances locales, telles que la disponibilité des installations de traitement des déchets, les marchés alternatifs pour les matériaux, et les infrastructures disponibles pour collecter, gérer et transporter les déchets prudemment.

Lorsqu'on considère les options de la gestion des matériaux contenant les POP-PBDE, il est important que les principes de la hiérarchie des déchets soient reflétés et que ceux-ci soient également inclus dans chaque chapitre. Les questions clés à prendre en compte sur la réutilisation des articles contenant des POP-PBDE sont décrites dans les chapitres, et les options de recyclage et les technologies de séparation d'articles/matériaux contenant des POP-PBDE sont décrites dans les chapitres 4 à 6. La présence des POP-PBDE et des SPFO dans les grands flux de matières associés pose des défis par rapport à la réutilisation et au recyclage des articles contenant ces POP. En ce qui concerne la réutilisation et le recyclage des matériaux contenant des produits chimiques dangereux, une approche plus prudente est nécessaire : ces procédés devraient avoir lieu, dans la mesure du possible, dans des cycles de matières fermés et à des taux de recyclage plus élevés. Les options de récupération thermique sont également décrites et évaluées, y compris les limitations du traitement des déchets contenant des POP-PBDE. Les MTD/MPE pour l'élimination des matériaux contenant des POP-PBDE sont décrites dans le chapitre 8 et à l'annexe 3.



Convention de Stockholm, 2007

**Figure 3-1** : Hiérarchie de la gestion des déchets

Les déchets contenant des POP-PBDE, notamment les DEEE et les VHU, ont été reconnus au cours la dernière dizaine d'années comme des éléments essentiels pour les systèmes et pour les stratégies nationales de gestion

des déchets. Actuellement, dans la plupart des pays, les biens de consommation contenant des mousses de PUR tels que les meubles, les matelas et les mousses isolantes ne sont pas gérés de façon durable. Par conséquent, l'inventaire et notamment l'approche des MTD/MPE sur le recyclage et sur la gestion de fin de vie de ces flux considérables de matériaux contenant tous les produits chimiques potentiellement nocifs pourraient être inclus en tant qu'éléments importants dans les systèmes nationaux de gestion des déchets, compte tenu de la durée des concepts de cycle de vie expliqués ci-après.

### 3.2.1 Responsabilité du producteur

Les producteurs et autres parties prenantes ont des responsabilités pouvant être établies grâce à des initiatives telles que : la politique intégrée des produits de l'UE<sup>13</sup>, la stratégie thématique de celle-ci sur la prévention et sur le recyclage des déchets<sup>14</sup> et sur les directives-cadres associées<sup>15</sup>, le programme de responsabilité élargie des producteurs de l'Organisation de coopération et de développement économiques et directives connexes (OCDE, 2001), la notion de bonne gestion des produits, et à d'autres initiatives.

Dans certains cas, il peut être utile d'obliger les producteurs à reprendre certains produits en fin de vie pour veiller à un traitement respectueux de l'environnement (Convention de Stockholm, 2007).

Les articles contenant des POP-PBDE ont des flux importants de matières pour lesquelles la responsabilité du producteur pourrait être la clé de leur gestion globale. Étant donné que des systèmes réglementaires existent déjà dans certaines régions pour les véhicules et les EEE, les producteurs ont la responsabilité de gérer leur fin de vie. D'autres flux de matières contenant des POP-PBDE, comme la mousse isolante, les matelas ou les meubles, pourraient être traités en utilisant cette approche.

### 3.3 Gestion du cycle de vie des matériaux contenant des POP-PBDE

La gestion du cycle de vie (GCV) est définie comme un concept intégré pour la gestion du cycle de vie global des biens et des services vers une production et une consommation plus durable, fondée sur des procédures et sur des outils d'évaluation de l'environnement existants et intégrant les aspects économiques, sociaux et environnementaux (Convention de Stockholm, 2007).

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une technique complète qui quantifie les impacts d'un article ou d'un système au cours de son cycle de vie complet sur l'écologie et sur la santé humaine (PNUE, 2011 : Commission européenne CCR, 2010). Les applications principales de l'ACV comprennent l'analyse des origines des problèmes liés à un article en particulier, la comparaison des variantes d'amélioration d'un article donné, la conception de nouveaux articles et le choix entre les produits existants comparables. L'ACV peut également être appliquée à des comparaisons de recyclage et à des scénarios de fin de vie.

L'ACV a été appliquée aux systèmes de recyclage, y compris pour une évaluation complète de la collection suisse et des systèmes de récupération des DEEE (Hischier et al, 2005;.. Wäger et al, 2011).

Une version ciblée définissant les limites de l'approche ACV/GCV pourrait être utile pour formuler des stratégies de gestion des POP-PBDE dans les pays à faible et moyen revenu, dont les approches et les technologies de recyclage sont différentes et moins exigeantes que celles des pays développés. Par exemple, cette approche pourrait conduire à mieux séparer et trier les matériaux recyclés dans les installations de démantèlement des

---

<sup>13</sup> <http://ec.europa.eu/environment/ipp/>

<sup>14</sup> <http://ec.europa.eu/environment/waste/strategy.htm>

<sup>15</sup> <http://ec.europa.eu/environment/waste/framework/index.htm>

DEEE, et ainsi atteindre des valeurs plus élevées et améliorer les opérations commerciales de recyclage. D'autres exemples des considérations des ACV/GCV sont brièvement discutées ci-dessous (voir également le tableau 3-1).

### 3.3.1 Considérations relatives au cycle de vie pour les fractions des polymères provenant des véhicules

La fraction légère des résidus de broyage automobile (RBA), contenant la plupart de la fraction des polymères, se chiffre généralement aux alentours des 15-25% de la masse restante après la dépollution, le démantèlement, le broyage de la carcasse et l'élimination des métaux à partir de la fraction broyée d'un véhicule en fin de vie (Vermeulen et al., 2011).

À ce jour, seulement quelques articles ont traité sur l'ACV pour ce flux de déchets (Vermeulen et al., 2011). Il est communément admis que l'enfouissement des déchets devrait être l'option la moins préférée, mais les conclusions générales sur les alternatives diffèrent légèrement selon les hypothèses et les limites du système (Boughton et Horvath, 2006; Ciacci et al, 2010;.. Duval et al, 2007).

L'approche ACV de Boughton et Horvath (2006) a considéré l'hydrolyse du mazout léger (traitement thermochimique), la cocombustion dans un four à ciment et la récupération des matériaux pour le recyclage comme des alternatives à la décharge des RBA. En supposant que la cocombustion du RBA n'affecterait pas le taux net des émissions, la qualité du ciment ou le fonctionnement du four, ceux-ci ont conclu que la cocombustion des RBA dans un four à ciment était l'option la plus favorable et la plus pratique à court terme.

Une autre étude ACV a comparé cinq stratégies de gestion des RBA (Ciacci et al, 2010.): (i) la mise en décharge, (ii) la récupération accrue des métaux avant la mise en décharge, (iii) la récupération accrue des métaux avant le traitement thermique avec une récupération d'énergie, (iv) la récupération avancée des matériaux par des traitements de post-broyage suivis par la récupération d'énergie et v) le recyclage chimique. L'étude a révélé que les scénarios (iv) et (v) ont entraîné les plus grands avantages environnementaux par rapport à la pratique actuelle. Le recyclage chimique du scénario (v) présentait un léger avantage car celui-ci avait obtenu le plus haut taux de recyclage, le rendant la meilleure solution pour la gestion des RBA.

Les deux études ont confirmé, toutefois, que les conditions du marché doivent encore être améliorées pour permettre que le recyclage des plastiques automobiles soit rentable (Duval et al., 2007). Ces obstacles économiques ou incertitudes du marché entravent souvent l'application à grande échelle des méthodes alternatives de traitement des RBA (Vermeulen et al., 2011). Le prix des polymères risque d'augmenter avec la diminution des ressources pétrolières et avec l'augmentation des coûts énergétiques, de sorte que le recyclage devrait être économiquement plus attrayant à l'avenir, et il deviendra probablement une MTD/MPE pour la gestion des RBA.

### 3.3.2 Considérations relatives au cycle de vie pour le recyclage des DEEE et des matières plastiques issues de DEEE

Hischier et al. (2005) a examiné les systèmes suisses de reprise et de recyclage, et a démontré avec l'ACV que l'impact environnemental du recyclage des DEEE était beaucoup plus faible que celui du scénario de référence alternatif, compte tenu de l'incinération des DEEE et de la production primaire des matières premières. Cette étude a été réalisée dans un pays industrialisé où le recyclage est effectué d'une manière écologiquement rationnelle. Cela peut ne pas être le cas dans la plupart des pays en voie de développement. Compte tenu des situations propres à chaque pays, des considérations relatives au cycle de vie pourraient ainsi être adoptées lors

de la conception des procédés commerciaux de recyclage des DEEE afin de garantir que les procédés proposés permettront de réduire les impacts environnementaux globaux.

### 3.3.3 Considérations relatives au cycle de vie pour la récupération de la mousse de PUR

Étant donné que la mousse PUR est mise en décharge ou incinérée dans la plupart des pays, le cycle de vie actuel du PUR pourrait être amélioré davantage d'une manière plus durable. Il existe un potentiel d'amélioration avec une augmentation du recyclage horizontal de la mousse de PUR. Alors que la mousse de PUR peut être réutilisée en la broyant pour produire de nouveaux polymères, ou récupérée par la glycolyse, la mesure dans laquelle cela peut être fait est limitée. L'utilisation à grande échelle de la mousse de PUR pour faire du matelassage est actuellement menée uniquement en Amérique du Nord. Le matériel de matelassage peut être recyclé à nouveau en matelassage.

### 3.3.4 Considérations relatives au cycle de vie pour la récupération du brome

Certaines technologies ont été développées pour récupérer le brome des flux de matières contenant des POP-PBDE/BFR (voir l'annexe 4). Aucune installation à grande échelle n'a encore été utilisée à cette fin et il n'existe aucune preuve d'un tel cycle fermé de recyclage en perspective<sup>16</sup>. Pour un flux de substances durable, cet écart doit être comblé. En raison des limitations techniques actuelles pour séparer uniquement des matières plastiques contenant des POP-PBDE, l'accent accru mis sur la séparation des matières plastiques contenant du brome pourrait être déclenché par des activités liées à la Convention de Stockholm. Celles-ci pourraient offrir des options pour collecter des matériaux enrichis en brome, lesquels pourraient ensuite motiver le développement des procédés de récupération de cet élément.

La récupération du brome (voir l'annexe 4) pourrait offrir des opportunités de génération de revenus dans le cas où un tel climat d'affaires serait soutenu par les politiques et par les réglementations. Cela permettrait de couvrir les coûts dans les cas où les matières plastiques ne pourraient pas être directement recyclées. Afin d'encourager davantage cette option, il est nécessaire d'évaluer le coût total (y compris les coûts externes) du traitement thermique, de la décharge ou du déversement. Pour les installations thermiques, cela pourrait inclure les coûts environnementaux des émissions, de la corrosion des installations et de l'élimination appropriée des cendres. Les incinérateurs de déchets dangereux facturent environ 10 € pour 0,1% de brome (et de chlore) dans leurs flux de déchets entrants (Fernwärme Wien GmbH, 2011), mais cela reflète seulement les coûts opérationnels plus élevés et non pas les coûts environnementaux. Dans le cas de l'élimination des résidus, le prix doit refléter le coût des décharges techniques avec un suivi à long terme (voir le chapitre 8 et l'annexe 3).

**Tableau 3-1 : Comparaison des émissions et des impacts des technologies de recyclage et de récupération**

Scénario (matériel)	Application pratique	Hiérarchie des déchets	Economie*	Élimination RFB/ Destruction	PBDD/DF	Exposition de l'employé	Exposition des consommateurs
Matelassage (mousse de PUR)							
Rebroyage							

<sup>16</sup> En outre, le taux de recyclage de polymères contenant du RFB est faible (évalué à 8% pour les polymères provenant des DEEE dans l'UE; PlasticsEurope, 2010) et seulement une partie de ces matériaux sont recyclés en polymères ignifugés. Par conséquent, le flux de substance des RFB ne peut actuellement être considéré comme durable.

(polymère)							
Moulure (polymère)							
Creasolv (polymère)							
Hydrolyse							
Glycolyse							
Pyrolyse combustible/alimentation							
Pyrolyse/gazéification							
haut-fourneau (polymère)							
Fonderie de cuivre							
Fonderie d'antimoine							
Arc électrique*							
Aluminium secondaire*							
Fours à ciment (tous)							
Incinération DD/DM							
Décharges (toutes)							
Combustion ouvert (toutes)**							

	Oui/Qualification :
	Positive- par exemple : émissions faibles/environnement/incidences sur la santé
	Incertain – probablement OK
	Incertain – probablement négatif
	Non/Négatif – émissions fortes/environnement/incidences sur la santé

\* Le matériel PBDE est introduit seulement avec la fraction métallique.

\*\* L'économie tient compte des coûts externes.

DD : Déchets dangereux

DM : Déchets médicaux

### 3.4 Solutions de remplacement aux POP-PBDE

Le c-pentaBDE et le c-octaBDE ont été supprimés il y a une dizaine d'années et un certain nombre de substituts ont été développés et mis en place au cours des 20 dernières années. Étant donné que la production et l'utilisation des POP-PBDE ne sont plus autorisées en vertu de la Convention de Stockholm, une meilleure connaissance sur les retardateurs de flamme alternatifs pourrait être utile pour améliorer la gestion rationnelle des matériaux ignifugés. Un aperçu des différentes solutions disponibles pour le c-pentaBDE a été élaboré (PNUE, 2009). Les données révèlent l'existence dans le commerce d'autres retardateurs de flamme pour le c-pentaBDE et le c-octaBDE. Ceux-ci peuvent être chimiques ou non chimiques et sont moins dangereux. Un aperçu des retardateurs de flamme commerciaux utilisés actuellement a été rédigé dans un rapport pour la Commission européenne (Arcadis EBRC, 2011).

L'objectif est de remplacer les substances dangereuses par des options plus sûres. Pour atteindre cet objectif, des retardateurs de flamme alternatifs doivent être soigneusement étudiés. La persistance, la bioaccumulation et la toxicité des retardateurs de flamme sans halogène ont été récemment examinées (Waijers et al., 2012). Il est nécessaire de faire une évaluation au cas par cas pour trouver la solution la plus appropriée pour des utilisations spécifiques. Il est important de tenir compte de toutes les données disponibles sur la santé et sur l'environnement afin d'obtenir une compréhension globale et solide des effets toxicologiques et écotoxicologiques et de la performance de recyclage des alternatives (voir l'annexe 5).

Pour les principales applications du c-pentaBDE et du c-octaBDE, certains retardateurs de flamme alternatifs sont énumérés dans le tableau 3-2. Les arbres de décision sur les matériaux ignifugés sont présentés dans la figure 3-2. L'Agence fédérale allemande de l'environnement a fait les choix écologiques des retardateurs de flamme (UBA, 2008).

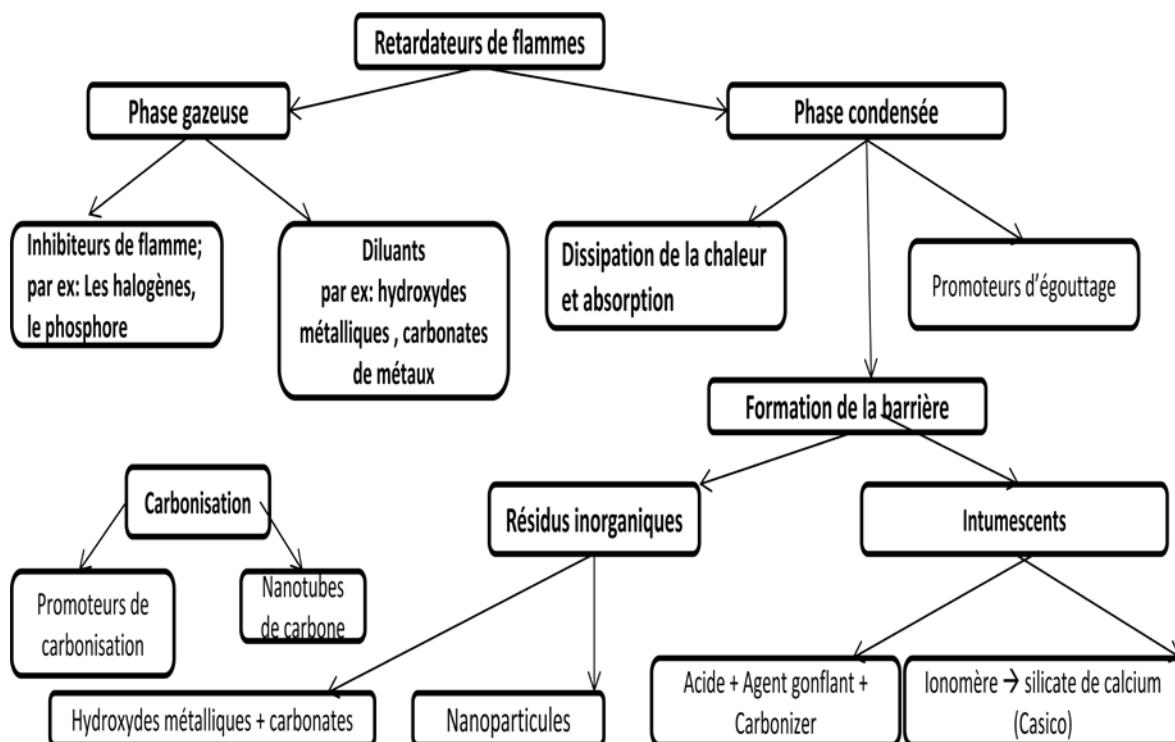
**Tableau 3-2 :** Principaux domaines d'utilisation du c-PentaBDE et du c-OctaBDE, et quelques retardateurs de flamme alternatifs

<b>Domaine d'utilisation POP-PBDE</b>	<b>RFB ou CFR alternatifs</b>	<b>Alternatives non-halogénées</b>
<b>Boîtiers (c-OctaBDE)</b>	c-DécaBDE et décabromodihpényl éthane (DBDPE) ou tris (tribromophényle) cyanurate (pour l'ABS et le HIPS) ; l'HBCD (pour le HIPS) ; le TBBPA (pour l'ABS) ; les polymères bromés	Retardateurs de flamme sans base de phosphore : bisphénol bis (diphénylosphate), résorcinol-bis (diphénylphosphate) (pour les PC, les PC/ABS, et les PPE/HIPS)
<b>Petits des EEE (c-OctaBDE)</b>	Le DécaBDE et le DBDPE (pour le PBT, le PET, et le PA); polymères bromés	Le phosphore rouge microencapsulé, l'hydroxyde de magnésium, la mélamine, le phosphinate de métal (pour le PA) et le phosphinate de métal (pour le PBT et le PET)
<b>Circuits (c-PentaBDE)</b>	Le TBBPA réactif (pour la résine époxy) ; le TBBPA additif (pour la résine phénolique)	Les retardateurs de flamme sans halogène à base de phosphore : le Dihydrooxaphosphaphenanthrene oxide (DOPO)/ l'hydroxyde d'aluminium (pour les résines époxy) ; le phosphinate de

		métal/DOPO/Dioxyde de silicium (pour les résines époxy) ; les polymères de phosphonate (pour les résines époxy) : les thermodurcissables ignifugés, les thermoplastiques ignifugés (en cours de dével
<b>Enduits matières textiles (c-PentaBDE)</b>	Les décaBDE (pour différentes fibres) ; l'HBCD (pour différentes fibres) ; les retardateurs de flamme halogénés contenant phosphore inorganique	Les fibres ignifugées inhérentes synthétiques avec des retardateurs de flamme intégrés (pour le PP et PE); les fibres ignifugées synthétiques (par polyaramide), les fibres de verre; l'intégration à long terme du phosphonium (composés de cellulose), les systèmes intumescents (pour les différentes fibres)
<b>Mousse polyuréthane (c-PentaBDE)</b>	Firemaster 550 et 600 : retardateurs de flamme halogénés contenant du phosphore inorganique	Diverses technologies barrière: Substitution de la mousse de PUR dans certaines applications.

ABS: acrylonitrile-butadiène-styrène; PA: polyamide; PBT: polybutylène téréphtalate; PET: polyéthylène téréphtalate; PP: polypropylène; PPE: polyphényle éther; XPS: polystyrène extrudé; EPS: polystyrène expansé; HIPS: polystyrène choc.

PC: polycarbonate (source: UBA, 2008





**Figure 3-2:** Arbres de décision sur les matériaux ignifugés

### 3.5 Suivi des POP- PBDE/brome dans les polymères

La COP5 a recommandé que la séparation des articles contenant des POP-PBDE exige le dépistage et la détection des matériaux contenant des POP-PBDE ou du brome. La détection rapide et fiable des POP-PBDE dans les articles représente un défi et une condition préalable qui permettrait la séparation des matériaux contenant des POP-PBDE dans les procédés de recyclage. Ces technologies sont abordées brièvement dans l'annexe 5 et dans les *Directives sur le dépistage et sur l'analyse des POP dans les articles et produits*. Leur applicabilité et leur utilisation potentielle sont ensuite discutées dans les sections décrivant les MTD/MPE pour le traitement des matériaux et le recyclage des flux (voir les chapitres 4 et 6). Les technologies conçues et opérées en conformité avec les MTD/MPE sur le dépistage (et la séparation) des POP-PBDE sont davantage évaluées pour leur applicabilité pratique, y compris les considérations des pays en voie de développement dans les sections suivantes.

## 4 MTD/MPE spécifiques : matières plastiques contenant des POP/PBDE/RFB dans les DEEE

Étant donné que le c-OctaBDE était principalement utilisé dans les boîtiers en plastique des EEE (voir les sections 2.3.2 et 2.5), il est le stockage et le flux de recyclage le plus grand pour le c-OctaBDE. Ce produit est donc d'une importance particulière pour la gestion des MTD/MPE.

### 4.1 Réutilisation des EEE

Selon la hiérarchie dans la gestion des déchets, la réparation et la réutilisation des EEE usagés sont l'option préférée pour la gestion de fin de vie (voir figure 3-1). La réutilisation et la remise à neuf des EEE prolonge la durée de vie des produits, d'où l'importance d'économiser de l'énergie pour la fabrication de nouveaux équipements et de réduire les impacts environnementaux de l'exploitation minière des matières premières. Étant donné que la plupart des utilisations du c-octaBDE ont été éliminées avant l'année 2000, il est probable que quelques autres objets contiennent des POP-PBDE. Par conséquent, le secteur de la réutilisation de plusieurs articles issus des EEE n'est probablement pas affecté par les POP-PBDE de manière significative. Les exceptions sont les moniteurs CRT et les téléviseurs, encore présents en grandes quantités dans le marché de la réutilisation, surtout dans les pays en voie de développement. Il faut également accorder une attention particulière aux EEE du marché américain, où le c-octaBDE a été produit jusqu'en 2004 (PNUE, 2010b).

### 4.2 Considérations du recyclage des matières plastiques contenant des POP- PBDE

Le recyclage des matières plastiques est logique d'un point de vue environnemental et économique, car celles-ci sont produites presque exclusivement à partir des produits pétrochimiques à base de combustibles fossiles<sup>17</sup>. Des quantités similaires de combustibles fossiles sont également consommées en tant que matières premières pour leur production (Hopewell et al., 2009). En dépit de l'intensité des combustibles fossiles dans les matières plastiques et de la faible efficacité thermique de la plupart des procédés de récupération d'énergie<sup>18</sup>, certains pays brûlent la plupart de leurs déchets plastiques (Hopewell et al., 2009). Pourtant, si 50% des matières plastiques issues des DEEE et provenant du marché européen était recyclé, les émissions de CO2 pourraient être réduites à près de 2 millions de tonnes, et les plus de 10 millions de kilowattheures d'énergie nécessaires pour convertir des produits pétrochimiques en matières plastiques pourraient être sauvés (Slijkhuis, 2011). Avec ce niveau, recycler les DEEE deviendrait plus rentable car leur plus grand flux unique de déchets serait transformé en une ressource. Si l'on pourrait garantir les mesures nécessaires pour prévenir l'exposition des travailleurs et l'utilisation appropriée des matières plastiques résultantes pour protéger les consommateurs, ce recyclage obtiendrait d'importants avantages environnementaux et sociaux. Étant donné que le recyclage du plastique est plus laborieux que la production des polymères vierges, des emplois supplémentaires seraient créés (Slijkhuis, 2011).

D'un point de vue économique, la combinaison des technologies de séparation peut aboutir à la mise en place d'un processus économique pour la fraction des matières plastiques provenant des DEEE (voir la figure 4-3, la section 4.4). Le Japon a mis en place une norme industrielle japonaise (JIS) pour optimiser le recyclage des matières plastiques dans les appareils électroménagers électriques, « utilisée pour l'identification des pièces en plastique des équipements électriques et électroniques (JIS C9912<sup>19</sup>) » Aizawa et al., 2010. Cette norme exige le marquage des pièces en plastique telles que les retardateurs de flamme, les matières plastiques recyclées et les procédures de démantèlement. Ainsi, le flux d'informations est lié aux débits massiques. Le système de marquage comprend notamment des matières plastiques déjà recyclées par un « recyclage en boucle fermée » (recyclage des plastiques d'appareils électroménagers en plastiques d'appareils ménagers électriques). Pour différentes catégories électroniques, les taux de recyclage ont également été fixés (Aizawa et al., 2010).

La gestion des matières plastiques contenant des POP-PBDE doit être évaluée et traitée dans le cadre élargi des MTD/MPE pour la gestion et le traitement des EEE et des DEEE. La description des MTD/MPE pour le recyclage des DEEE va au-delà de la portée de ce document. Cependant les MTD/MPE sont actuellement mises en place pour la gestion des DEEE (sélectionnés), par exemple dans le cadre de la Convention de Bâle et au niveau national (cas de l'Allemagne, le VDI 2343, 2007). A cet égard, les premières directives internationales ont été mises en place pour les technologies de l'information et de la communication (TIC) dans le cadre du Partenariat pour une action sur les équipements informatiques PACE (Convention de Bâle et le PNUE, 2011).

Les documents d'orientation suivants pourraient être consultés pour la gestion des EEE et des DEEE:

- *Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies: Recycling from E-waste to Resources* (Innovation durable et études technologiques de transfert du secteur industriel: le recyclage de déchets électroniques en ressources) (PNUE et StEP, 2009).
- *Document technique sur les implications du recyclage du pentabromodiphényléther commercial et de l'octabromodiphényléther commercial et annexes* (PNUE, 2010a, b).

---

<sup>17</sup> Hopewell (2009) a suggéré que près de 4% de la production annuelle du pétrole soit convertie directement en polymères à partir de matières premières pétrochimiques.

<sup>18</sup> 17-30% sans cogénération pour un incinérateur moderne (Commission européenne, 2006).

<sup>19</sup> JIS-C9912 (Japan Standard Association 2007)

- *Directives sur la récupération et le recyclage écologiquement rationnels des équipements informatiques en fin de vie* (Convention de Bâle et le PNUE, 2011).

Le recyclage du matériel contenant des POP-PBDE est découragé par les recommandations de la COP5 et par les raisons détaillées dans les rapports du POPRC (PNUE 2010a, b) et dans d'autres études (Wäger et al., 2010). En outre, pour l'Europe, les directives RoHS (Restriction des substances dangereuses) ont établi le statut de fin de vie du plastique recyclé, contraignant également le c-décaBDE contenu dans les EEE<sup>20</sup>. Des règlements semblables ont été mis en place dans d'autres pays.

Les exemptions figurant dans la Convention permettent aux pays bénéficiaires de recycler les matériaux contenant des POP-PBDE. Pour un tel recyclage de polymères contenant des POP-PBDE, les MTD/MPE suivantes pourraient être prises en considération:

- L'étiquetage des fractions plastiques issues des DEEE contenant des POP-PBDE pour un traitement ultérieur, et l'étiquetage des articles fabriqués à partir dudit plastique pour leur recyclage.
- La réduction des expositions professionnelles dans l'étape de traitement (voir l'annexe 2; Commission européenne 2011a)
- Les types d'articles fabriqués à partir de ces fractions plastiques issues des DEEE

#### 4.2.1 L'étiquetage des fractions et des objets plastiques contenant des POP-PBDE

Les MPE peuvent exiger que les fractions de matières plastiques ou de matières plastiques mélangées pour le recyclage provenant des DEEE soient étiquetées ou marquées de sorte que leur origine soit connue lorsqu'elles sont exportées/importées ou utilisées par les industries pour produire de nouveaux articles. Pour le recyclage ultérieur, les fractions ont besoin d'être spécialement classifiées ou marquées afin d'assurer que la fraction de matière plastique contenant des POP-PBDE et d'autres fractions de matières plastiques provenant du recyclage des DEEE<sup>21</sup> ne sont pas recyclées pour des utilisations délicates, tels que:

- les jouets et autres articles en plastique avec un risque d'exposition pour les bébés et les enfants
- les emballages alimentaires; les contenants alimentaires;
- les silos, le stockage et la tuyauterie pour l'alimentation humaine et animale;
- l'équipement de cuisine;
- l'intérieur du réfrigérateur; l'intérieur du congélateur<sup>22</sup>;
- les réservoirs d'eau et les conduites d'eau, en particulier les réservoirs utilisés pour les conduites d'eau potable;
- les pièces en plastique en contact direct, tels que les meubles, les poignées d'outils et de portes.

Même si elles ne sont pas recommandées par la COP5, les fractions des matières plastiques contenant des POP-PBDE pourraient être décyclées en matériaux d'utilisation non délicate comme les bois ou les palettes. Ces produits fabriqués à partir des matériaux contenant des POP-PBDE pourraient être étiquetés (voir étiquetage des

---

<sup>20</sup> Le c-décaBDE peut toujours être recyclé vers des applications différentes de celles des EEE

<sup>21</sup> Ces polymères peuvent contenir d'autres substances dangereuses tels les métaux lourds (y compris l'antimoine, cadmium), d'autres RFB, PFR ou adoucissants.

<sup>22</sup> Le recyclage des polymères à partir des polymères issus des DEEE sans produits chimiques est encouragé par le principe du berceau au berceau, comme par exemple les polymères des réfrigérateurs recyclés en polymères des réfrigérateurs.

POP - considérations) afin de certifier que leur gestion de fin de vie soit appropriée, tel que requis par la Convention de Stockholm (voir le texte de la Convention de Stockholm, l'annexe A partie IV et V). A cet égard, il convient de garantir que le recyclage et l'élimination finale soient effectués d'une manière écologiquement rationnelle (voir les chapitres 7 et 8).

#### 4.2.2 Technologies de traitement pour les matières plastiques destinées à réduire l'exposition

Les technologies de traitement servent à convertir les polymères et les matières plastiques recyclées sous une forme requise du produit final. L'étape de traitement est essentiellement une étape de transformation physique à l'aide de différentes technologies, souvent par l'utilisation de températures élevées. Les préoccupations environnementales et sanitaires du moulage ou de l'extrusion des matières plastiques recyclées sont causées par les émissions des composés organiques volatils et semi-volatils, y compris les POP-PBDE. Des considérations préliminaires sur les MTD/MPE pour ces technologies ont été énumérées dans l'annexe 2 et sont en partie décrites dans un document de référence MTD UE (BREF) (Commission européenne, 2011a).

Certaines installations produisent des eaux usées pouvant contenir des charges élevées de composés organiques, de solvants usés et de déchets non recyclables contenant éventuellement des POP-PBDE. Les MTD/MPE génériques concernant la gestion de ces rejets sont décrites dans l'annexe 1. Des considérations de gestion des MTD/MPE relatives à la récupération de l'énergie ou à la récupération des matériaux contenant des POP-PBDE sont décrites dans le chapitre 7 et l'élimination des déchets contenant des POP-PBDE est décrite dans le chapitre 8 et à l'annexe 3.

#### 4.2.3 Types et composition des matières plastiques contenant des POP-PBDE

Le recyclage des DEEE et les activités de recyclage ne sont généralement pas optimisés pour la séparation des matières plastiques contenant des PBDE (PNUE, 2010a, b). Dans la plupart des installations, le broyage des DEEE produit une fraction de plastiques mélangés car l'industrie du recyclage traite des catégories différentes (TV/moniteurs, ordinateurs, produits électroménagers, petits appareils électroniques, lampes, etc.). Cette fraction finale riche en polymère provenant des DEEE peut avoir une composition moyenne (voir les figures 4-1 et 4-2).

(Slijkhuis /polymères MBA, 2011)

**Figure 4-1:** Composition du mélange riche en polymères après la récupération des métaux à partir des déchets électroniques de broyage

Une grande partie des matières plastiques des DEEE est vendue pour l'exportation en tant que polymère mélangé, principalement à la Chine ou à l'Inde (PNUE, 2010b). Cependant, dans de nombreuses régions du monde, les fractions des polymères et en particulier les résidus du broyage sont ensuite mis en décharge (voir les chapitres 6 et 8) ou incinérés (voir le chapitre 7), généralement dans des installations non conçues en conformité avec les MTD/MPE.

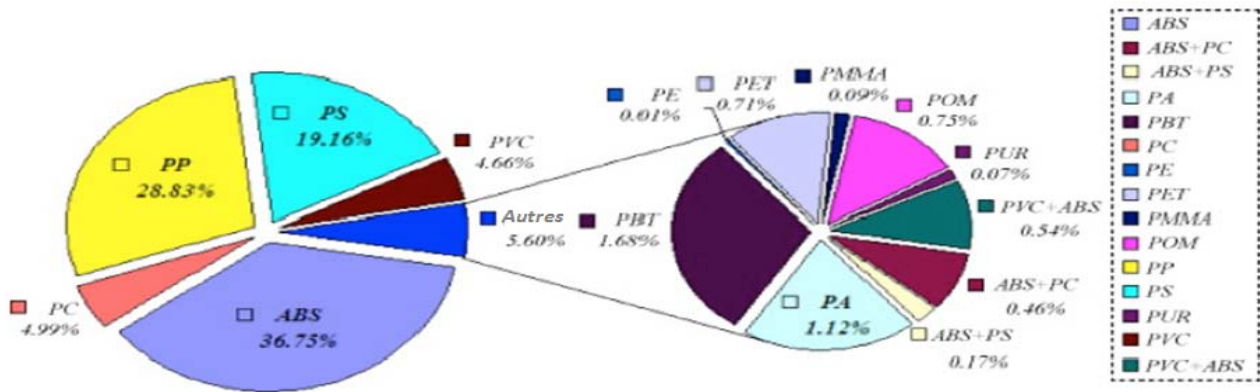
Les quatre principales raisons pour lesquelles le recyclage des matières plastiques mélangées issues des DEEE est limité sont (PNUE 2010b):

- L'industrie possède des spécificités strictes quant à l'utilisation des matières plastiques secondaires en matière de qualité du plastique par rapport à la chimie (conformité RoHS) et aux propriétés des matériaux.
- Des fractions plastiques des DEEE contiennent souvent 15 types différents de matières plastiques ou plus, et dans la pratique il est inévitable d'obtenir un degré de contamination croisée (voir la figure 4-2 ; Dimitrakakis et al, 2009). Alors que les trois polymères (ABS, PS, PP<sup>23</sup>) représentent entre 70% et 85% du total, le tri efficace des mélanges présente des défis techniques difficiles.

---

<sup>23</sup> Normalement peu ou aucun POP-PBDE ou PBB

- Les matières plastiques contenues dans les DEEE pourraient contenir des POP-PBDE inscrits sur la liste de la Convention et des DécaBDE<sup>24</sup> commerciaux inscrits dans les RoHS. En raison des articles en plastique contaminés et recyclés à partir des DEEE, les clients potentiels sont en danger.
- De nombreux fabricants importateurs exigent une production plus grande de volumes ayant des propriétés et des performances identiques, ce qui est difficile à atteindre avec des plastiques hétérogènes provenant des DEEE.



(Dimitrakakis et al., 2009)

**Figure 4-2:** Types de polymères identifiés dans des petits échantillons de polymères issus des DEEE (% w/w).

Certaines matières plastiques utilisées dans les équipements des DEEE sont des thermopolymères hautement perfectionnés qui peuvent être ramollis à plusieurs reprises par la chaleur et durcis par refroidissement. Si ces matières thermoplastiques peuvent être récupérées dans un état utilisable, elles peuvent être vendues à but lucratif. Des écrans de télévision et d'ordinateur représentent deux des principales sources en matière plastique: le contenu de matière plastique dans ces deux groupes de produits varie de 10% à 40% en poids. La pièce principale en plastique d'un moniteur est la partie arrière du boîtier ; celle-ci est détachée pour son recyclage et pour avoir accès au tube à rayons cathodiques. Dans les installations, ces pièces en plastique sont généralement enlevées à la main, produisant une fraction de polymères propre et constituée principalement d'ABS et de HIPS qui peuvent ensuite être recyclés. Afin de maximiser la valeur de revente, les polymères doivent ensuite être triés par type de polymère (HIPS par exemple, thermoplastiques ABS), et par couleur.

Après avoir nettoyé et trié le plastique selon un type particulier, celui-ci devra être compacté pour le stockage et le transport (annexe 1), ou pour un traitement ultérieur (voir annexe 2). Cela peut se faire avec des outils tels que les ciseaux, les cisailles, etc., ou, mieux, par la mise en balle, le broyage et le calibrage. Certaines opérations mécanisées combinent le chauffage, le refroidissement rapide et la coupure en grain. Ces petits morceaux sont alors typiquement chauffés et extraits à travers une filière pour former des ficelles et des granulés pour leur vente en tant que matières premières. Cette fraction de polymère est normalement vendue à des prix qui ne permettent qu'un nombre limité d'étapes de traitement, surtout lorsque le coût de l'incinération des plastiques résiduels contenant des POP-PBDE doit être couvert. Par conséquent, l'élimination des plastiques résiduels contaminés doit être incluse dans le coût du recyclage des DEEE (métaux nobles) ou par l'application juridique de la responsabilité élargie des producteurs (par exemple les réglementations européennes ou chinoises des DEEE).

<sup>24</sup> Mais normalement pas de PBB ; celui-ci est également énuméré dans les directives RoHS et dans la Convention de Stockholm.

Bien que la collecte initiale et la manipulation des pièces et des étuis en plastique intacts ne doivent pas impliquer des expositions préoccupantes à des substances dangereuses, tout traitement ultérieur comporte des risques d'exposition plus élevés. Des particules en plastique, des additifs et des retardateurs de flamme bromés peuvent être libérés, occasionnant l'exposition des travailleurs (PNUE, 2010a, b). La réduction de la taille et la granulation peuvent également générer de la chaleur ainsi que provoquer le feu et la fumée si celles-ci ne sont pas correctement gérées. Après la granulation, le plastique sera moulé sous une pression et une température élevées. Ceci peut entraîner une exposition risquée aux substances contenues dans les matières plastiques et à de nouvelles substances telles que les dioxines et les furanes halogénés (Ota et al., 2009).

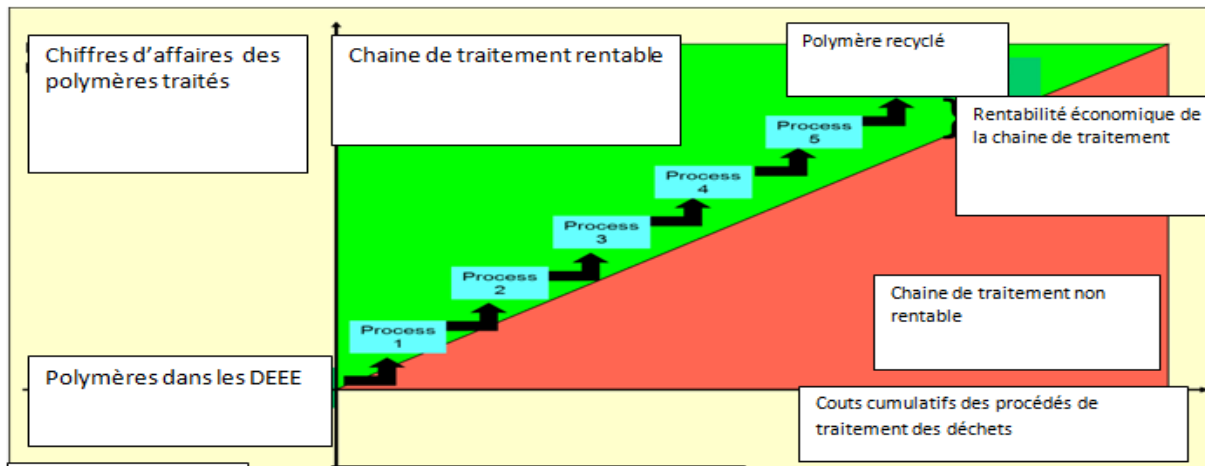
### 4.3 Technologies de séparation des polymères contenant des POP-PBDE

Les technologies de séparation sont conçues pour capter les matières plastiques sans POP-PBDE à partir des DEEE dans le but de récupérer les produits utiles et commercialisables, et dont la vente génère une grande partie des revenus. Ainsi, le développement, l'exécution et la combinaison de ces technologies sont déterminés principalement par l'économie de l'ensemble de la chaîne de traitement. Cela signifie que la séparation des POP-PBDE n'est qu'une partie de la stratégie globale visant à obtenir des produits de grande valeur avec un rendement raisonnablement élevé et une qualité acceptée par les producteurs de nouveaux produits (voir la figure 4-3).

Les matières plastiques issues des DEEE peuvent être transformées en plastiques de grande valeur pour le recyclage par le biais de procédés optimisés, parfois exécutés par plus d'une entreprise. Le procédé n'est économiquement rentable que si le coût cumulé du traitement est inférieur aux revenus pour le produit recyclé (voir la figure 4-3). Par conséquent, la séparation des matières plastiques contenant des POP-PBDE doit être effectivement intégrée aux forces motrices principales d'une usine de recyclage: les technologies utilisées pour le broyage des DEEE et la séparation des polymères pour le recyclage des matériaux contenant des polymères et pour le recyclage des métaux.

Les techniques suivantes pourraient être utilisées dans une industrie de recyclage de matières plastiques issues des DEEE en tant que MTD/MPE:

- Des techniques de démantèlement manuel ou des technologies de broyage.
- Des technologies de tri pour séparer les matières plastiques en vrac et broyées contenant éventuellement des POP-PBDE, comme indiqué dans la figure 4-3.
- Des combinaisons de technologies pour optimiser le procédé de séparation (voir 4.3.3 et le tableau 4-1).
- Les usines à grande échelle pour séparer les plastiques contenant des DEEE et des POP-PBDE (voir 4.3.5).



Procédés possibles	Principe de séparation	Capacité pour retirer ou d'éliminer les RFB
XRF manuelle	Fluorescence des rayons X	Oui
PIR/MIR manuel	Séparation de polymères basée sur le spectre de l'IR	Pas réglementé par la RoHS ni par la Convention de Stockholm
Tri manuel	Connaissances et étiquetage des polymères	(Oui)
Broyage et élimination des matériaux étrangers	Séparation magnétique et par Foucault	Non
Tri par courant d'air	Poids spécifique	Non
Décantation-flottation	Densité	Oui
Tri par PIR	Séparation de polymères basée du PIR	Pas réglementé par la RoHS ni par la Convention de Stockholm
Tri par laser	Séparation de polymères basée spectroscopie laser	Pas encore approuvé
XRT	Transmission de rayons X	Oui
Filtrage à fusion et filtration combi	Tamisage	Non
Actualisation	Ajout d'additifs	Non

**Figure 4.3:** Séparation des polymères par étapes à partir des déchets d'équipements électriques et électroniques et leur transformation en matières plastiques à des fins de recyclage de grande valeur<sup>25</sup>.

Le nombre des procédés/étapes de séparation est indicatif et varie en fonction des combinaisons de procédés utilisés (voir les exemples ci-dessous dans 4.3.3 et le tableau 4-1). La liste ci-dessus comprend les technologies de séparation et les méthodes possibles.)

<sup>25</sup> Il n'existe aucune règle stricte pour le choix des procédés; mais aux fins de ces directives, au moins un principe d'élimination des POP-PBDE devrait être appliqué. En outre, les processus peuvent être effectués par plusieurs entreprises.



### 4.3.1 Techniques de démantèlement manuel

Les entreprises de recyclage qui utilisent des boîtiers de moniteurs CRT, manipulent souvent ces plastiques séparément en fonction de leur expérience sur le type spécifique de polymère et sur le type de retardateur de flamme, maintenant ainsi ces cours d'eau «plus propres». Les couleurs des plastiques pourraient influencer sur l'efficacité et sur le rendement des technologies de tri employées, c'est pourquoi il est important de séparer les plastiques en différentes couleurs en considérant notamment la difficulté de séparer les matières plastiques noires et sombres.

#### *L'approche des MPE appliquée en Suède*

Retegan et al. (2010) décrit la méthode principale actuellement utilisée dans l'industrie suédoise du recyclage pour la séparation des matières plastiques des moniteurs de télévision et des ordinateurs contenant des POP-PBDE. Cette approche est utilisée uniquement pour les téléviseurs et écrans, mais il est difficile de savoir combien de matières plastiques non marquées contiennent des POP-PBDE. Les éléments énumérés sont retirés manuellement du flux de déchets. La formation et l'expérience sur le tri manuel des matières plastiques issues des DEEE et des pièces contenant des POP-PBDE sont nécessaires pour trier de manière efficace les polymères et pour supprimer ces composants. Cependant, même les opérateurs de tri manuel expérimentés sont incapables d'identifier quels types de POP-PBDE sont incorporés dans les polymères. Ainsi, le rapport recommande que le tri manuel soit supervisé par des contrôles ponctuels utilisant des mesures de XRF. Bien que ce rapport ne contienne aucune information sur l'efficacité de cette approche, il affirme que, pour des déchets provenant des écrans de TV et de PC, la précision de ces méthodes (de tri) est satisfaisante en vue de la conformité des directives/législations européennes.

La conformité à la législation n'est pas surprenante, car le nombre d'articles résiduels contenant encore des PBDE a atteint des niveaux faibles en Europe à l'heure actuelle (Wäger et al., 2010).

#### *Applicabilité de la séparation manuelle pour d'autres régions*

Avant qu'une recommandation des MPE ne puisse être donnée, l'efficacité de la séparation manuelle doit être évaluée dans d'autres pays ou régions où la composition des POP-PBDE des catégories des DEEE peut être différente.

La séparation d'une plus grande part de l'équipement contenant éventuellement des POP-PBDE peut-être possible surtout dans les régions où les POP-PBDE ont été éliminés dans les années 1990 (par exemple au Japon ou en Europe). Ici, il serait possible de séparer l'électronique plus ancienne produite dans les années 1990 et précédemment.

Pour les régions où l'OctaBDE commercial (et le PentaBDE commercial) a été utilisé jusqu'en 2004, et notamment aux États-Unis où les volumes étaient très élevés, même les équipements relativement nouveaux peuvent contenir des POP-PBDE. La séparation manuelle des équipements contenant des POP-PBDE est probablement moins efficace.

## *Séparation manuelle des matières plastiques contenant des POP–PBDE dans les pays en voie de développement*

Dans une certaine mesure, il serait possible de séparer manuellement les matériaux contenant des POP-PBDE sans aide instrumentale si la plupart du flux provenait de la période où le c-OctaBDE n'était plus utilisé dans la région et seulement quelques articles d'équipements anciens devaient être triés. Les pays en voie de développement ont souvent d'importants stocks de DEEE provenant des années 1990 et du début des années 2000 avec un pourcentage élevé de boîtiers de TV et de moniteurs informatiques contenant des POP-PBDE (Sindik et al., 2011). Par conséquent, l'approche du pré-tri manuel sans dépistage de brome ne paraît pas être actuellement possible pour l'élimination des POP-PBDE dans les pays en voie de développement (ou au moins dans la région de l'Afrique). Cependant, il manque des tests pratiques.

La séparation manuelle semble également difficile compte tenu de la complexité de l'électronique (différents types, différents producteurs et différentes séries du même type et producteur) et de l'incertitude des producteurs qui ont employé un type de POP-PBDE. Bien que la simplicité de cette approche présente des avantages évidents, une analyse plus détaillée de la corrélation entre les évaluations visuelles et le dépistage par la technologie XRF serait nécessaire avant qu'elle puisse être recommandée en tant que MTD/MPE.

### **4.3.2 Technologies de dépistage individuel pour séparer les matières plastiques contenant éventuellement des POP- PBDE en vrac et broyés**

Dans les pays en voie de développement, il est nécessaire que les technologies de dépistage soient faciles à utiliser, fiables et économiques pour la détection des plastiques contenant des POP-PBDE/RFB. La XRF et la technologie à étincelle glissante sont des méthodes relativement simples et robustes (WRAP, 2006a) et semblent donc appropriées pour leur utilisation dans les pays en voie de développement dans les installations de recyclage des DEEE et dans d'autres installations semblables (PNUE, 2010a, b). Les deux méthodes sont exigeantes en main-d'œuvre ; et bien que cela représente un inconvénient dans les pays industrialisés en raison des coûts de main-d'œuvre associés, ce n'est pas un obstacle dans les pays en voie de développement/en transition dont les salaires sont plus bas.

La technologie d'étincelle glissante pour la détection des halogènes (Seidel et al., 1993 ; IoSys, 2010 ; Seidel, 2012) coûte environ 6 000 dollars américains. Un producteur allemand a confirmé que l'équipement a été fourni en Chine et en Afrique du Sud (Seidel, 2010), ce qui indique qu'elle est déjà utilisée dans les pays en voie de développement/transition<sup>26</sup>. Un tel équipement manuel d'étincelle glissante est disponible avec des détecteurs supplémentaires (dans le proche infrarouge ; PIR) pour la détermination du type de polymère (à un prix d'environ 33 000 USD) et pourrait être utilisé pour produire des fractions de polymère propres avec des valeurs associées de marché plus élevées. Pour produire des fractions de polymères propres, la détermination manuelle du type de polymère pourrait constituer une option intéressante pour la récupération du polymère de haute qualité provenant des pays en voie de développement et en transition. En outre, ce genre de détermination pourrait être combiné avec la séparation des matières plastiques contenant des POP-PBDE/RFB.

---

<sup>26</sup> Les tâches pour lesquelles l'équipement est utilisé en Afrique du Sud et la Chine ne sont pas documentées.

Quant à leur faisabilité, l'utilisation de ces technologies doit encore être évaluée<sup>27</sup>. Un tel équipement pourrait être utilisé successivement pour confirmer d'autres techniques de séparation (par exemple, décantation-flottation ou une séparation manuelle basée sur l'expérience) (PNUE, 2010a, b).

### *Spectroscopie d'étincelle glissante*

La limite inférieure de détection du brome avec cette technologie est de 0,1%. Pour des raisons pratiques, les recycleurs configurent normalement le système à 1% de brome pour filtrer les matières plastiques contenant des POP-PBDE/RFB, qui contiennent normalement entre 3% et 20% de POP-PBDE/RFB (Seidel 2010).

La spectroscopie d'étincelle glissante à l'aide d'instruments portables est utilisée dans les usines de démantèlement des DEEE et dans d'autres domaines pour le dépistage des halogènes dans les matières plastiques. Cette technique permet aux opérateurs de faire la distinction entre les composants contenant du RFB (contenant des halogènes) et les composants presque libres de RFB (halogène). Le temps de balayage est rapide et ne prend que quelques secondes. L'instrument a aussi besoin d'un contact direct avec la surface du matériau, et les matériaux enduits doivent être spécifiquement traités en grattant le revêtement.

Avec un équipement à double fonction, y compris le PIR, cette méthode peut aussi distinguer les différents types de polymères. Les instruments ayant cette fonction intégrée ont donc le potentiel de séparer de manière efficace non seulement les matières plastiques libres ou contenant des PBDE/RFB, mais aussi les types de polymères provenant des installations de démantèlement de déchets électriques et de recyclage pendant l'étape de démantèlement. Comme mentionné ci-dessus, le PIR a des difficultés pour reconnaître les matières plastiques noires.

### *Technologie XRF*

Les DEEE peuvent contenir des composants qui proviennent d'un recyclage précédent de polymères contenant des POP-PBDE. Ceux-ci peuvent contenir des mélanges de différents RFB, y compris l'octaBDE commercial, mais présentent des niveaux de brome de l'ordre de 100-1000 ppm (Bantelmann et al, 2010; Chen et al, 2009, 2010; Sindiku et al, 2011). XFR est la seule technologie suffisamment sensible pour pouvoir retracer ces matériaux.

La technologie XRF, décrite dans la section 2.6, peut être utilisée pour la détection et la séparation des matières plastiques contenant des POP-PBDE avec une limite de détection de brome de 10 à 100 ppm. Le temps requis pour la mesure avec des analyseurs portables est de moins d'une minute. Avec un coût d'environ 30 000 à 50 000 dollars, son utilisation dans les entreprises de petite taille peut être limitée. Étant donné que l'analyseur XRF portable exige un contact direct avec la surface du matériau, il peut être utilisé dans l'étape de démantèlement mais pas dans les systèmes de tri automatisés. Les matériaux recouverts doivent être spécifiquement traités par grattage de l'enduit.

### *Technologie XRT*

---

<sup>27</sup> Les projets internationaux sur le recyclage des DEEE dans les pays en développement /transition permettraient de déterminer si ces technologies ont est déjà utilisées pour la sélection des types de polymères et si les applications pratiques ont déjà de l'expérience sur la détermination de la teneur en brome.

La transmission de rayons X est décrite à l'annexe 5. Elle a été créée pour séparer les matériaux de différentes densités optiques. Contrairement aux analyseurs portables de dépistage (XRF et SSS) généralement utilisés dans les usines de démantèlement, la technologie XRT vise à trier automatiquement les ferrailles. Les machines industrielles trient jusqu'à 1 tonne de ferrailles par heure. En Suisse, cette technologie est utilisée pour séparer les matières plastiques contenant des PBDE/ RFB des matières plastiques sans RFB. Par conséquent, cette technologie peut être utile aux usines de recyclage des plastiques provenant des DEEE, surtout en combinaison avec le PIR.

L'une des entreprises affirme que son système est capable de nettoyer et de séparer les fractions d'alumine, de verres à tube cathodique (Pb vs non-Pb) et les fractions de CSR à partir des métaux, du verre et du PVC. Elle affirme aussi que son système est capable d'éliminer les matériaux contenant des halogènes (Schlummer 2011). Cependant, il existe des informations limitées à propos de la réussite de la séparation des déchets de plastiques mélangés provenant des DEEE, car la fraction des déchets contient la majorité des plastiques provenant des DEEE.

La technique XRT n'est pas autonome car les fractions réduites en brome exigent un traitement supplémentaire par rapport à la production du polymère recyclé commercialisable. Les machines de tri basées sur la transmission des rayons X sont disponibles à l'échelle industrielle (par exemple l'un des systèmes existants coûte environ 400 000 EUR).

### *Spectroscopie Raman*

L'équipement de spectroscopie Raman combiné au tri pour la séparation des polymères contenant des PBDE a été développé au Japon (Tsuchida et al, 2009;.. Kawazumi et al, 2011). L'équipement pilote peut trier 400 kg de plastique broyé/heure. Il faut vérifier l'efficacité pratique de l'équipement avant de pouvoir donner des recommandations.

### *Séparation des polymères par des technologies de décantation-flottation*

Les types de polymères présentent des poids spécifiques différents, et donc des milieux liquides ayant des densités appropriées permettant la séparation des matières thermoplastiques différentes par groupes de densité. La salinité, et donc la densité des milieux liquides peuvent être modifiées par addition de différents sels. Si l'eau est utilisée, par exemple, la densité peut être augmentée de 15% par addition de sulfate de magnésium. Des additifs RFB augmentent la densité des matériaux ABS et HIPS de manière significative lorsqu'ils sont ajoutés à des concentrations typiques (> 3%). Le polystyrène sans brome traité dans un milieu liquide approprié flottera alors que le polystyrène bromé décantera, séparant ainsi les polymères bromés des autres polymères (Schlummer et Maeurer, 2006).

Une simple séparation en deux étapes a été récemment testée avec succès dans un projet allemand de collaboration (SpectroDense; InnoNet, 2009). D'abord le mélange est traité dans un liquide dont la densité est d'environ 1,100 kg/m<sup>3</sup>. La fraction flottante consistera essentiellement de PP, PE, PS sans BFR, et d'ABS, alors que le styrène contenant du RFB, ainsi que le PPO/PS et le PC/ABS (les deux ignifugés avec du FR à base de phosphore), et les PP fortement chargés vont décanter. La fraction flottante est traitée davantage avec de l'eau

(densité 1 000 kg / m<sup>3</sup>) pour séparer les HIPS et les ABS des PP et PE<sup>28</sup>. Les polymères de valeur tels que le PC/ABS et le PPO/PS (normalement sans POP-PBDE) peuvent être séparés de la fraction lourde par des techniques PIR en aval, car ces matériaux sont gris dans de nombreux cas. En ce qui concerne la séparation des matériaux contenant des RFB, la technologie de décantation-flottation obtient des produits très propres et de bonne qualité à partir des fractions entrantes sélectionnées. Les boîtiers de téléviseurs sont principalement des HIPS. Étant donné qu'en Europe 30%<sup>29</sup> des boîtiers contiennent des RFB, la séparation par décantation-flottation est une bonne option, et les rendements élevés des matériaux sans RFB suggèrent que ce procédé est rentable (Schlummer, 2011). En Afrique, cette proportion semble plus élevée (Sindikou et al., 2009).

En ce qui concerne les RFB, et en particulier les POP-PBDE, il a été rapporté que la décantation-flottation sépare efficacement les matériaux contenant des RFB des types d'ABS et/ou de HIPS qui n'en contiennent pas (Schlummer et Maeurer, 2006). L'utilisation de la décantation-flottation a été rapportée pour la séparation des fractions riches en TV/PC à partir des fractions faibles en RFB destinées à des opérations de recyclage en Suède (Retegan et al. 2010). Les fractions de HIPS/PPO (1 150 kg/m<sup>3</sup>) et de PC/ABS (1 180 kg/m<sup>3</sup>) sont présentes dans des retardateurs de flamme contenant du phosphore, ce qui représente un défi considérable pour les technologies de décantation-flottation dans la stratégie globale de séparation (voir ci-dessus).

En ce qui concerne les plastiques issus des petits équipements électroniques et les plastiques mélangés issus des DEEE provenant du recyclage des DEEE mélangés, la séparation par décantation-flottation peut produire des fractions de plastique presque sans brome, composées principalement d'ABS, de PS (y compris le HIPS) et de polyoléfin. En raison d'une présence importante de plastiques noirs dans ces fractions peu bromées qui entravent la séparation en aval par PIR, il est difficile de produire des polymères de haute qualité à un bon marché. Actuellement, le rendement de ces techniques ne permet pas la reprise économique des polymères en général. Par conséquent, à moins que la fraction sans brome puisse être convertie en matière plastique utile pour le recyclage, il est peu probable que la décantation-flottation soit couramment employée. Les opérateurs (tout naturellement) refusent d'utiliser une technique de séparation pour produire ce qui pourrait être, en effet, deux nouveaux flux de déchets sans valeur ajoutée à la production (Schlummer, 2011).

#### 4.3.3 Combinaisons de technologies pour la production des produits commercialisables

Aucune des techniques individuelles décrites ci-dessus n'est capable de séparer les plastiques mélangés des DEEE : de s'assurer que le plastique est séparé en fractions de polymère commercialisables, et à la fois, que les matières plastiques contenant des POP-PBDE/RFB soit séparées. Par conséquent, dans la pratique, il faut utiliser des combinaisons de techniques.

En outre, aucune technique ne permet d'obtenir une séparation complète. Par conséquent, des niveaux résiduels de POP-PBDE se trouvent dans la fraction prévue sans brome. Dans le cas du tri manuel, cela est dû à des erreurs commises par les opérateurs. Dans le cas des systèmes automatisés, l'efficacité du tri avec des barres de soufflage est limitée et la pureté des fractions triées est normalement inférieure à 95%.

Cette section décrit les chaînes de procédés, qui comprennent des mesures adéquates (en principe) pour la séparation des POP-PBDE/RFB suivie des technologies centrées sur la séparation des polymères et sur l'amélioration des fractions (tandis que la section 4.3.5 énumère les plantes existantes). Les combinaisons des procédés sont basées uniquement sur des considérations techniques et ne prennent pas en compte la faisabilité

---

<sup>28</sup> Ces deux mélanges binaires pourraient être séparés davantage par des techniques PIR ou par la séparation électrostatique.

<sup>29</sup> Le contenu du RFB dépendra de la région et de la législation des normes d'inflammabilité (aux États-Unis et au Canada, la plupart des boîtiers contiennent des retardateurs de flamme).

économique, laquelle peut varier considérablement selon les pays. Il faut donc calculer les coûts et les revenus locaux pour les différentes combinaisons des technologies.

### *Démantèlement → PIR → Décantation-flottation (→ Séparation électrostatique)*

Les sites de démantèlement récupèrent généralement le verre CRT issus des moniteurs d'ordinateurs. Étant donné que ces produits contiennent des boîtiers assez grands, fabriqués dans la plupart des cas avec du PS, de l'ABS ou des mélanges de ces polymères avec du polycarbonate (PC/ABS) ou de l'oxyde de polyphénylène (PPO/PS), les employés chargés du démantèlement peuvent facilement produire une fraction de polymères grâce à la procédure du recyclage des verres.

Après l'étape d'écrasement grossier, les déchets plastiques des matériaux peuvent être séparés dans les fractions de polymères suivantes par PIR direct: fraction légère de PS, fraction légère d'ABS, fraction légère de PC/ABS, fraction légère de PP, fraction légère de PPO/PS et matériaux sombres ne pouvant être identifiés par PIR.

Les fractions légères de PS et d'ABS, ainsi que la fraction sombre contiennent probablement des quantités plus élevées de RFB, qui peuvent être séparés par la technologie de décantation- flottation lors de l'exécution de deux phases de séparation dans un milieu de densité de 1000 et d'environ 1100 kg/m<sup>3</sup>. La technologie de décantation-flottation est basée sur le fait que les RFB riches en ABS et en RS présentent des densités significativement plus élevées par rapport aux ABS et aux PS non RFB.

Puisque la densité de la fraction sombre 1000-1100 kg/m<sup>3</sup> a pour but de contenir à la fois de l'ABS et du PS, il est préférable de faire une séparation ultérieure des deux matériaux par électrostatique. Cette technique est disponible à l'échelle industrielle et fonctionne mieux pour les mélanges plastiques binaires et bien secs. Dans ce procédé, le mélange plastique est alimenté par un convoyeur vibrant dans une unité qu'on appelle « décharge tribo-électrique ». Ici, plusieurs plastiques sont chargés négativement ou positivement de manière sélective et spécifique en fonction de leur matériel. Après que le chargement ait eu lieu, le mélange de matière plastique atteint une zone de haute tension où les composants sont séparés par voie électrostatique en fractions pures et triées en fonction de leurs charges : les particules positives sont attirées vers une électrode négative tandis que les particules négatives sont rejetées, et vice-versa.

### *Démantèlement → décantation- flottation (→Séparation électrostatique)*

Les sites de démantèlement récupèrent généralement les verres des CRT contenus dans les téléviseurs. Étant donné que les téléviseurs comprennent généralement de grands boîtiers en plastique composés principalement par du PS et très rarement par de l'ABS ou par du PP, le personnel peut facilement produire une fraction de polymères à partir de ces éléments pour compléter le recyclage des verres. Des études récentes ont démontré qu'il est possible de réduire à un minimum la quantité d'ABS non-RFB dans cette fraction grâce à une formation appropriée. Ceci est important car les téléviseurs contiennent des plastiques sombres inappropriés pour le système de tri par PIR. Après un procédé de broyage, la fraction riche en PS est séparée en une fraction riche en RFB et en une fraction presque libre de RFB par décantation-flottation. Étant donné que la fraction sombre de densité 1000-1100 kg/m<sup>3</sup> contient à la fois de l'ABS et du PS, une séparation ultérieure des deux matériaux est préférable et peut être effectuée par électrostatique. Cette technique disponible à l'échelle industrielle fonctionne mieux pour les mélanges plastiques binaires et bien secs (Hamos, 2012 ; Wersag, 2012 ; voir le tableau 4-1).

### *Démantèlement → Tri manuel (→ décantation-flottation)*

L'approche la plus élaborée est le tri manuel, de préférence assisté par un analyseur portable PIR et par un outil d'identification de brome (SSS ou XRF). Outre ces outils, le personnel doit vérifier des traces matérielles dans le boîtier, indiquant le type de matériel. En utilisant ces techniques, le personnel formé devrait être capable de recueillir, à partir des flux de plastiques, une partie importante des matériaux (presque) libres de RFB. Par la suite, les technologies PIR permettront la production de types définis de polymères pour un traitement ultérieur. Les gros articles, tels que les boîtiers d'imprimantes, les moniteurs et les télévisions présentant des niveaux élevés de RFB sont des produits secondaires nécessitant un traitement rationnel des déchets, ce qui représente un inconvénient dans cette approche. En revanche, les pièces en plastique de l'équipement libre ou presque libre de RFB sont généralement plus petites et rarement démontées et traitées par des techniques de broyage.

### *Broyeur → décantation-flottation → séparation électrostatique*

Les plastiques broyés provenant des DEEE mélangés (en particulier des petits appareils issus des DEEE) doivent passer par des étapes d'élimination des métaux ferreux et non ferreux et de la poussière avant qu'ils puissent être traités par un procédé de décantation-flottation en deux phases dans un milieu de densité d'environ 1100 kg/m<sup>3</sup> et 1000 kg/m<sup>3</sup>. La fraction inférieure à 1000 kg/m<sup>3</sup> a pour but d'être riche en PP et de contenir de faibles quantités de PE. La fraction de densité intermédiaire est considérée comme contenant de l'ABS et du PS sans RFB ainsi que des types de PP remplis. Ces trois fractions peuvent ensuite être séparées par électrostatique (Hamos, 2012; Wersag, 2012; voir le tableau 4-1).

### *Broyeur → XRT → Spectroscopie*

Une fraction de matière plastique est récupérée à partir d'une fraction mélangée de DEEE dans des usines de traitement des DEEE de pointe par une série de procédés de broyage et de séparation mécanique. Aux fins de la récupération du polymère, étant donné que cette fraction a une taille de particule inférieure à 20 µm, des procédés automatisés directs sont nécessaires plutôt que des procédés de séparation manuelle pour améliorer davantage cette fraction.

Le brome et le chlore peuvent être éliminés par la technologie XRT directe, produisant une fraction à faible indice de brome de plastiques mélangés composés d'un maximum de 16 types de polymères. Les principaux types de polymères (PS, ABS et PP) peuvent être récupérés ultérieurement par PIR direct. Cependant, cette technique est limitée à la fraction des matériaux légers, ce qui ne représente malheureusement pas la fraction majoritaire des plastiques issus des DEEE.

Dans un essai pilote, Fraunhofer IVV (Freising, Allemagne) et Unisensor (Karlsruhe, Allemagne) tentent d'optimiser une nouvelle technique pour le triage automatique, basée sur la spectroscopie laser. Les résultats obtenus à ce jour indiquent clairement que cette technique est capable de séparer plusieurs types de polymères à partir d'un flux d'entrée mixte de matières plastiques broyées automatiquement à des débits élevés (~1 tonne par heure). La spectroscopie laser (contrairement au PIR) peut identifier des plastiques noirs et sombres. Elle pourrait donc devenir une technologie clé de transformation des plastiques sans RFB broyés à partir des DEEE en fractions de polymères triées commercialisables. D'autres études mettent l'accent sur l'identification des RFB avec la spectroscopie laser, en appliquant des taux de débits élevés et comparables (Schlummer, 2011; Unisensor, 2012).



#### 4.3.4 Comparaison des technologies de séparation des flux de polymères

Certaines combinaisons pratiques des technologies utilisées pour la séparation des polymères de différents matériaux intrants sont énumérées dans le tableau 4-1. La sortie possible du produit, l'état de développement et l'économie ou les systèmes commerciaux disponibles sont aussi mentionnés.

**Tableau 4-1:** Combinaisons de techniques de séparation, matériaux intrants, produits, stade de développement et remarques sur l'économie liée

Combinaison	Intrant approprié	Produits exempts de RFB	Stade de développement	Economie	Référence
Démantèlement → PIR → décantation-flottation (→ Séparation électrostatique)	Matières plastiques provenant des articles démantelés des DEEE	ABS, PS	Approuvé		Schlummer (2011)
Démantèlement → décantation- flottation (→ Séparation électrostatique)	Boîtiers TV	HIPS	Approuvé	Approuvé	Schlummer (2011)
Démantèlement → tri manuel (→ décantation-flottation)	Matières plastiques provenant des articles démantelés de DEEE	ABS, PS, PC-ABS	Approuvé	Pas approuvé dans les pays industriels	
Broyage → décantation-flottation (→ Séparation électrostatique)	Mélange de DEEE (petits appareils)	ABS, PS, PP	Approuvé	Le système fonctionne lentement à Wersag AG (Großschirma, Allemagne)	Hamos Wersag GmbH (2012)
Broyage → XRT → Spectroscopie	Mélange de DEEE	RFB et mélange de matières plastiques « exemptes » de PVC	Approuvé	Aucune information	Schlummer (2011) Unisensor (2012)



#### 4.3.5 Usines à pleine-échelle pour la séparation des DEEE et des matières plastiques contenant des POP-PBDE

Le tableau 4-2 répertorie quelques unes des usines de traitement des DEEE en fonctionnement et leur potentiel pour séparer les plastiques contenant des POP-PBDE.

**Tableau 4-2 :** Usines à pleine échelle pour le traitement des DEEE et des matières plastiques issues des DEEE, et leur potentiel pour séparer les plastiques contenant des POP-PBDE.

Intrants de DEEE	Techniques séparation	Polymères séparés	Qualité polymères séparés	Elimination PBDE/RFB (conformément aux RoHS)	Etat développement	Référence
Matières plastiques mélangées issues des DEEE (Autriche,	Non divulguées	A) Types d'ABS, de HIPS et de PP à faible indice de RFB	A) Bonne (spécifiée par les clients)	Oui Fraction riche en RFB incinérée	Echelle industrielle	Polymères (2012)
Petits EEE, appareils électroménagers (Suisse)	Inclut XRT	Polymères exempts de RFB et de PVC	Bonne	Oui	Echelle industrielle	Technologie RUAG (2012)
Matières plastiques issues des DEEE (Royaume Uni)	Non divulguées	Types d'ABS et de HIPS à faible indice de RFB	Bonne	Oui	Echelle industrielle	Morton (2007)
Matières plastiques issues des DEEE (Allemagne)	Non divulguées (inclut D-F et séparation électrostatique)	Types de PP, d'ABS et de HIPS à faible indice de RFB	Bonne	Oui	Echelle industrielle	Wersag GmbH (2012)
Boîtiers de TV et d'or	Manuelles, non divulguées	Types d'ABS et HIPS à faible indice de RFB	Bonne	Oui	Echelle industrielle	Retegan et al (2010)
Matières plastiques mélangées issues des DEEE (Allemagne)	Broyage successif et XRT	Polymères exempts de RFB et de PVC	Pas encore approuvée	Oui	Echelle industrielle	Recyclage Adamec (2012)

(PNUE 2010a avec des modifications)

#### 4.4 Récupération d'énergie et gestion de fin de vie des matières plastiques contenant des POP-PBDE

La récupération d'énergie dans des incinérateurs ou éventuellement dans d'autres installations thermiques conçus et opérés en conformité avec les MTD/MPE offre des options de récupération d'énergie/matières<sup>30</sup> pour les fractions de matières plastiques contenant des POP-PBDE. Les technologies de traitement et les exigences sont décrites dans le chapitre 7.

Les considérations des MDT/MPE sur la mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE sont décrites dans le chapitre 8 et à l'annexe 3. Comme indiqué précédemment (section 3.3), cette option est la moins favorisée par les considérations relatives au cycle de vie car les POP ne sont pas détruits mais conservés pour la prochaine génération.

### 5 MTD/MPE spécifiques : matériaux contenant des POP-PBDE/RFB dans le secteur du transport

Le secteur des transports (voitures, bus, camions, trains, bateaux<sup>31</sup>, avions) est l'un des plus grands flux de matières et de déchets. L'une des principales utilisations du c-PentaBDE était dans la mousse de PUR pour le secteur des transports. Le c-PentaBDE était utilisé pour le matelassage des sièges, des appuie-têtes et des plafonds et pour les couches d'enduction des textiles. Certains c-OctaBDE étaient également utilisés pour les pièces plastiques (telles que les tableaux de bords et les volants). En raison de la durée de vie relativement longue des véhicules (en particulier dans les pays en voie de développement) et de leur taux élevé de réutilisation et d'exportation, le secteur du transport peut être considéré comme un stock important et un flux de réutilisation/recyclage pour les POP-PBDE.

Les contaminants POP dans les véhicules en fin de vie (VfV) pourraient également inclure des biphényles polychlorés (BPC)<sup>32</sup> et des PCDD/PCDF (Directives sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm 2007 ; Vermeulen et al., 2011). D'autres substances dangereuses présentes dans les VfV sont les métaux lourds tels que le cuivre, le cadmium, le plomb, le nickel et le zinc. Ces métaux doivent également être pris en considération pour une évaluation adéquate de la gestion des déchets ultimes des RBA. En raison de ces contaminants, quelques pays ont classé les RBA en tant que déchets dangereux et ont mis en place des contrôles législatifs. Les concentrations totales des métaux (lourds) dans les RBA représentent jusqu'à 20% (Lanoir et al, 1997; Vermeulen et al, 2011). Les RBA contiennent également des niveaux significatifs de chlore (généralement de 1% en poids à 4% en poids) principalement dû à la présence de PVC ou du caoutchouc halogénobutyle (Boughton, 2007; Vermeulen et al, 2011). Les VfV contiennent également des huiles usées et des substances qui appauvrissent la

---

<sup>30</sup> La récupération des matériaux est prise en compte pour les métaux issus des DEEE, y compris le co-traitement d'une part de la fraction de polymère.

<sup>31</sup> Le démantèlement des navires est traité par la Convention de Bâle (<http://www.basel.int/ships/index.html>)

<sup>32</sup> Les données disponibles indiquent que les polychlorobiphényles libérés par les usines de broyage proviennent de leur production industrielle/intentionnelle et qu'ils ont été introduits avec les huiles et les fluides diélectriques, etc., contenus dans les véhicules ou plus probablement dans les biens de consommation broyés, notamment dans les appareils électroménagers (Directives sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm).

couche d'ozone (SACO) telles que des réfrigérants CFC, et des réfrigérants ayant des effets sur le climat comme les HFC. Ceux-là ont besoin d'un prétraitement spécifique avant l'étape de broyage.

Les pays en voie de développement ont récemment commencé à mettre en œuvre des mesures MPE pour gérer les véhicules et les VFV. Le concept organisationnel des villages respectueux de l'environnement s'occupant de la gestion des déchets de la réparation des véhicules et des véhicules en fin de vie, représente une approche des MPE (Nwachukwu et al., 2011).

*(Vermeulen et al., 2011)*

**Figure 5-1:** Schéma du traitement d'un véhicule en fin de vie

## 5.1 Réutilisation des véhicules contenant des POP- PBDE

En considérant la hiérarchie de la gestion des déchets, la réparation et la réutilisation représentent le meilleur choix pour la gestion de fin de vie des véhicules. La réutilisation économise de l'énergie provenant de la fabrication de nouveaux objets et évite l'impact environnemental de la production de matières premières nouvelles, ce qui est très important pour des flux si intensifs de ressources matérielles.

Étant donné que l'utilisation des POP-PBDE a pris fin dans la plupart des régions avant l'année 2000 (par exemple en Europe et en Asie<sup>33</sup>), une part importante de ces véhicules n'est plus en fonctionnement dans les pays industrialisés mais a atteint la fin de vie ou a été exportée à des pays

---

<sup>33</sup> Il existe un degré d'incertitude sur la production et utilisation du c-PentaBDE en Chine.

en voie de développement/transition. Par conséquent, le secteur de la réutilisation pour les véhicules des pays industrialisés n'est pas affecté de manière significative par les POP-PBDE (Morf et al., 2003). Des attentions particulières doivent être accordées pour les véhicules en/de l'Amérique du Nord où le c-PentaBDE et le c-OctaBDE ont été utilisés jusqu'en 2004, avec le volume d'usage le plus important de POP-PBDE (voir le chapitre 2).

Dans les pays en voie de développement, où les véhicules sont utilisés pendant des dizaines d'années, de nombreuses voitures des années 1970, 1980 et 1990 sont encore en activité (Directive pour l'inventaire des POP-PBDE). Dans ces régions, les POP-PBDE dans le secteur des transports pourraient présenter un intérêt particulier. Compte tenu des résultats des études aux États-Unis (Imm et al, 2009.; Stapleton et al., 2008, Betts, 2003), l'exposition humaine aux POP-PBDE provenant des véhicules contenant des POP-PBDE, en particulier celle des chauffeurs de taxi ou d'autres chauffeurs professionnels pourrait être significative, notamment pour les vieux véhicules avec de la mousse de PUR. Par conséquent, la réutilisation des véhicules contenant des POP-PBDE n'est pas recommandée.

## 5.2 Traitement et recyclage des véhicules en fin de vie

Les véhicules en fin de vie contiennent des matériaux précieux (en particulier des métaux) et donc le taux de recyclage des VFV a toujours été élevé (d'environ 70%). L'impact environnemental de la portion non recyclée d'un VFV ne devrait toutefois pas être négligé, car celle-ci présente souvent des caractéristiques dangereuses en raison de la présence d'huiles usagées et de lubrifiants, de métaux lourds et de POP (Vermeulen, 2011). Actuellement, plusieurs VFV ont des climatiseurs contenant des SACO et/ou des GES. L'étape de démantèlement et de dépollution (voir la section 5.4.1) est donc d'une importance cruciale pour une gestion écologiquement rationnelle des VFV.

Les matériaux contenant des POP-PBDE se retrouvent dans la fraction du RBA lors du traitement des VFV (voir la figure 5-1). Le RBA est généralement séparé en « RBA léger » et « RBA lourd ». La mousse de PUR est contenue dans la fraction légère et représente de 4 à 20% de cette fraction (voir la figure 5-2).

Dans les pays industriels, les résidus de broyage légers provenant des VFV ne sont généralement pas recyclés mais assujettis à la destruction thermique/récupération d'énergie (voir chapitre 7) ou à la mise en décharge (voir chapitre 8 et annexe 3).

Certains pays industrialisés ont adopté des lois exigeant des quotas de recyclage pour les VFV (et d'autres matériaux). Par exemple le gouvernement japonais a présenté la Loi sur le recyclage des VFV (Loi de recyclage des VFV) en 2002, qui oblige les fabricants à récupérer les CFC, les airbags et les RBA à partir des VFV, et à recycler correctement les matériaux restants. L'Europe a mis en place la Directive VFV exigeant un taux de recyclage de 95% à partir de 2015 (Commission européenne, 2010).

Plus récemment, certaines installations ont commencé à recycler les fractions de polymères tel que décrit ci-dessous.

### 5.2.1 Démantèlement et dépollution du véhicule

Avant le démantèlement, il faut retirer les parties potentiellement dangereuses et toxiques des VFV. Les fluides, tels que le liquide de frein, l'essence, le liquide de direction, l'huile motrice, les liquides de refroidissement (SACO et GES) et de transmission, devraient généralement être retirés des VFV ou d'autres dispositifs avant le broyage. Cela est particulièrement le cas des PCB, qu'il convient d'identifier et d'éliminer de tout appareil avant le broyage. On devrait prêter une attention particulière aux transformateurs et aux condensateurs. Des mesures plus détaillées sont décrites dans les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm pour les produits chimiques de l'annexe C (Convention de Stockholm, 2007).

Dans cette étape de dépollution on offre la possibilité de supprimer les matériaux contenant des POP-PBDE pour leur traitement ultérieur. Ces matériaux peuvent être séparés en utilisant des technologies de dépistage du brome (voir la section 3.6), surtout si les polymères non affectés sont pris en compte pour le recyclage des matériaux.

Lors de l'étape de démantèlement, on supprime les composants réutilisables et recyclables en s'attachant sur ceux qui ont des matériaux de valeur (par exemple les convertisseurs catalytiques) ou une valeur marchande suffisante. Le tableau 5-1 énumère les pièces d'un VFV qui peuvent être facilement recyclées et indique aussi les produits finaux possibles.

En général, 5-35% de la masse d'un VFV peut être retirée pour être réutilisée ou recyclée en fonction de l'âge du VFV, de la valeur marchande, des pièces retirées, et du coût de la main-d'œuvre (Vermeulen et al., 2011). Il existe une différence importante entre, par exemple, les pays européens où seulement environ 5-10% de la masse d'un VFV est retirée lors du démantèlement, et la Corée du Sud, où jusqu'à 35% de la masse d'un VFV est retirée (Ferrão et al., 2006; Joung et al, 2007; Forton et al, 2006). Cela démontre que l'étape de démantèlement a un grand potentiel comme mesure MPE.

L'exposition aux polluants (y compris aux POP-PBDE) devrait être minimisée par des procédures adéquates (par exemple par une faible génération de poussière) et par l'utilisation d'un équipement de protection individuel approprié.

**Tableau 5-1** : Pièces des VFV pouvant être recyclées

Pièce	Matériel	Recyclé sous forme de
- Fenêtre	- Verre	- Tuiles
- Siège	- Mousse et fibre	- Insonorisation des matériaux pour les véhicules
- Corps, tronc, capot et porte	- Acier	- Pièces automobiles et produits

<ul style="list-style-type: none"> <li>- Faisceau de câbles</li> <li>- Pare-choc</li> <li>- Radiateurs</li> <li>- Liquide de refroidissement, moteur, huile pour engrenage</li> <li>- Transmission du moteur, suspension et roue</li> <li>- Convertisseur catalytique</li> <li>- Pneu</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cuivre</li> <li>- Résine</li> <li>- Cuivre et Aluminium</li> <li>- Huile</li> <li>- Acier et Aluminium</li> <li>- Métaux précieux</li> <li>- Caoutchouc</li> </ul>	<p>divers en acier</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Cuivre et produits des moteurs (renforts de fonte d'Aluminium)</li> <li>- Pare-chocs, partie intérieure, boîte à outils</li> <li>- Lingots de bronze et produits d'Aluminium</li> <li>- Combustible alternatif pour les chaudières et les incinérateurs</li> <li>- Produits d'acier et d'Aluminium généraux</li> <li>- Convertisseurs catalytiques ou recyclage de métal précieux (par exemple la platine)</li> <li>- Matière première et récupération d'énergie (par exemple les fours à ciment)</li> </ul>
--	---	--

(Zameri and Saman; 2006; Vermeulen et al., 2011)

## 5.2.2 Usines de broyage

Les usines de broyage pour le traitement des véhicules en fin de vie sont énumérées à l'Annexe C de la Convention de Stockholm comme sources susceptibles de former et de libérer des POP produits involontairement. Ces installations sont donc décrites dans les directives sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm 2007, partie III, catégorie de sources (k)). La figure 5-2 représente une vue d'ensemble de ce procédé.

(Convention de Stockholm, 2007)

**Figure 5-2 :** Vue d'ensemble du procédé de broyage

De nombreux composants de véhicules sont construits à partir de matériaux non-ferreux tels que le cuivre, l'aluminium et le zinc. Dans le procédé de broyage, la séparation magnétique est utilisée pour éliminer la fraction magnétique ferreuse des autres matériaux. Les métaux non ferreux tels que le cuivre et l'aluminium sont généralement éliminés dans une étape ultérieure par une séparation manuelle ou optique. Le reste, évalué entre 15% et 30% du poids des VFV, constitue le RBA (Convention de Stockholm, 2007; Vermeulen et al, 2011) et contient du verre, des fibres, du caoutchouc, des liquides automobiles, des matières plastiques, de la mousse de PUR et de la saleté (voir figure 5-3). Cette fraction restante est généralement séparée davantage en une « fraction légère » (contenant de la mousse de PUR, la plupart du textile et des matières plastiques) et une « fraction lourde » (voir figure 5-1).

Comme des installations de broyage peuvent générer des poussières et autres rejets (y compris les polluants mentionnés ci-dessus), il est nécessaire d'utiliser un équipement de protection individuelle approprié.

(Convention de Stockholm, 2007)

**Figure 5-3:** Composition des déchets de broyage

### 5.2.3 Recyclage par une dépollution améliorée et par des techniques de post-broyage

Tel que mentionné dans la section 5.2.1, une part importante de matériaux peuvent être recyclés. Les matériaux contenant éventuellement des POP-PBDE (mousse de PUR et matières plastiques/textiles de l'intérieur) ne sont normalement pas répertoriés comme des matériaux recyclés (voir le tableau 5-1). Cependant, en raison de la pression accrue sur le recyclage des matériaux, une plus grande proportion de la fraction de polymère devra être recyclée à l'avenir. Selon Ferrao et al. (2006), l'augmentation du recyclage des polymères à partir des RBA est l'objectif principal ; par exemple, l'Europe a pour objectif d'atteindre 95% de réutilisation et de recyclage en 2015. Comme les polymères sont de plus en plus utilisés dans les voitures, cette fraction deviendra encore plus significative à l'avenir. Plusieurs installations de traitement des RBA conçues et opérées en conformité avec les MTD/MPE ont donc été mises en place en Europe (voir le tableau 5-2).

La mousse de PUR (qui contient la fraction principale des POP-PBDE)<sup>34</sup> représente environ 5% à 15% de la fraction des RBA (ce qui correspond à une moyenne d'environ 16 kg de mousse de PUR/voiture) ; elle représente pourtant plus de 30% de son volume (Hoffman, 2008). L'industrie américaine affirme que la qualité de la mousse récupérée à partir des résidus de broyage pour le marché de la mousse agglomérée dépend de deux facteurs principaux: (i) du développement d'un procédé économique pour la récupération de la mousse à partir des résidus de broyage, et (ii) de la confirmation que la mousse récupérée répond aux exigences de qualité (Hoffman, 2008). La teneur en POP-PBDE pourrait devenir l'une des exigences de qualité.

---

<sup>34</sup> Aux États-Unis, les applications principales de la mousse de PUR dans les transports (siège, bras / appuie-tête) ont été traitées avec environ 1% de pentaBDE commercial, conformément aux MVSS 302 (Luedeka, 2011; voir chapitre 6).



Le laboratoire national d'Argonne a développé un système de séparation des polymères à base de flottation par mousse (Hoffman, 2008). Une série de six cuves est utilisée, ayant chacune une fonction spécifique selon le polymère en cours de récupération. Les solutions chimiques utilisées dans chaque cuve sont choisies pour l'application en question. Ce système a été utilisé pour la récupération des polymères sélectionnés à partir des RBA, des pièces automobiles démantelées, des déchets plastiques industriels et de l'électronique grand public (Selke, 2006). Argonne a découvert que la mousse de meilleure qualité provient du démantèlement et du lavage ultérieur de celle provenant des sièges. Mais elle affirme que la séparation manuelle de la mousse n'est pas rentable pour les pays industrialisés (Hoffman, 2008; PNUE, 2010b).

En 2004 à Ypres, en Belgique, on avait commandé l'installation du Salyp ELV Centre, lequel utilisait la technologie d'Argonne sous licence pour récupérer la mousse de PUR et autres polymères à partir des résidus de broyage. Il a été signalé que ce centre possède une capacité opérationnelle de 6 tonnes de RBA par heure. L'usine a également utilisé la technologie d'une société allemande sous licence, KUTEC, pour séparer différents types de thermoplastiques provenant du flux de rejet de la technologie d'Argonne. La technologie d'Argonne sépare la poussière en trois flux : un flux de fines, un flux mousseux et un flux riche en matières thermoplastiques. Le flux mousseux est nettoyé et vendu pour les marchés tels que la mousse agglomérée dans les sous-tapis et pour le matelassage des automobiles (Selke, 2006; PNUE, 2010b).

D'autres dispositifs récoltent des fractions de polymère enrichies du procédé de broyage des véhicules. L'étape de prétraitement est une condition préalable pour que le transport vers une installation de recyclage de plastiques soit économiquement viable ; celle-ci permet de produire une fraction enrichie avec 70% à 80% de polymères (Slijkhuis, 2011).

**Tableau 5-2 : Vue d'ensemble des technologies de post-broyage<sup>35</sup>**

	Argonne	Galloo	MBA-polymers	Salyp process	Stena	R-Plus (WESA-SLF)	VW-Sicon
<b>Techniques de séparation</b>							
Séparateur à air	x	x	x	x	x	x	x
Séparation magnétique	x	x	x	x	x	X	x
Séparation par courants de Foucault	x	X	x	X	X		X
Dépistage		X		X	X	x	X
Séparateur trommel	x	x		X	x		
Tri optique				x			x
Tri manuel					x		
Séchage						x	
Séparation par décantation-flottation		x		x	x		x
Flottation par moussage	x						
Tri thermo mécanique				x			
Broyage humide			x				
Hydrocyclone			X				
Bacs de décantation statiques et hydrodynamiques		x					
Séparation par suspensions denses							
Etat de développement	Centrales en service	Centrales en service	Centrales en service	Centrales en service	Centrales en service	Centrales en service	1 usine expérimentale + 2 usines en construction
Taux global de récupération	90% de polymères > 6 mm 90% de métaux > 6 mm	90%	- - -	86%	80%	92%	95%

(Vermeulen et al., 2011)

<sup>35</sup> Les installations industrielles pour la récupération de polymères à partir des VFV sont la SCT à Enns (Autriche) et SRW en Espenhain (Allemagne).

## 5.3 Récupération d'énergie et élimination des RBA et d'autres résidus VFV

### 5.3.1 Récupération d'énergie

Le RBA possède un pouvoir calorifique élevé (14-30 MJ / kg), ce qui est favorable pour la récupération d'énergie. Cependant, la haute teneur en chlore, ainsi que la présence de retardateurs de flamme bromés, la concentration élevée de métaux lourds et la haute teneur en cendres limitent son utilisation en tant que substitut de combustible (Vermeulen et al., 2011).

Par conséquent, les RBA exigent des incinérateurs de déchets conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles pour être traités correctement. En Suisse, tous les RBA sont co-incinérés, à un taux maximum de 5% de co-incinération. L'incinération non conforme aux MTD ou le traitement par pyrolyse ont mené à la formation de PCDD/PCDF et d'autres POP produits involontairement (Sakai et al, 2007;. Weber et Sakurai, 2002).

L'objectif des techniques avancées de récupération secondaire pour la production du combustible issu des déchets, consiste à séparer le RBA puis à isoler les matériaux combustibles à faible teneur en cendres, en halogènes et en contaminants. Les fractions d'halogène et de métaux lourds ont besoin d'un traitement supplémentaire et d'une gestion rationnelle des déchets, ce qui peut représenter un défi. La fraction la plus fine du RBA possède généralement la teneur la plus élevée en cendres et en huile minérale, ainsi que le pouvoir calorifique le plus bas. Les écrans, les tables d'agitations, les tambours rotatifs et les techniques de séparation peuvent être utiles pour supprimer cette fraction fine et ainsi améliorer les caractéristiques de combustible des RBA (Morselli et al, 2010;. Boughton et Horvath, 2006;. Hjelmar et al, 2009). Les composants polymères halogénés tels que les matériaux contenant des POP-PBDE/RFB, du PVC ou du caoutchouc halobutyle sont les sources principales des concentrations élevées d'halogène qu'on retrouve souvent dans les RBA. L'élimination du PVC provenant du RBA est un moyen simple de réduire la concentration totale de chlore. Plusieurs études ont fait remarquer que la séparation par densité, en utilisant une densité de bain de 1100-1200 kg/m<sup>3</sup>, peut supprimer la majorité (jusqu'à 68%) des matières plastiques contenant des POP-PBDE/RFB (densité d'environ 1400 kg/m<sup>3</sup> ou plus) à partir des matériaux combustibles des RBA (Hwang et al, 2008;. Boughton, 2007). Dans certains cas, pour respecter les limites réglementaires de l'application finale, il faut retirer les métaux lourds des RBA avant le recyclage ou la récupération d'énergie (Vermeulen et al., 2011).

Les technologies de traitement thermique pour la récupération de l'énergie/des matériaux sont décrites dans le chapitre 7.

Une autre approche de « recyclage » pouvant être considérée comme un stockage temporaire, est l'incorporation directe de la fraction fine des RBA dans des matériaux tels que les composites, le béton ou l'asphalte.

### 5.3.2 Elimination des RBA

Les concentrations de certains métaux dans les RBA tels que : Cu, Cd, Pb, Ni, Zn peuvent dépasser les valeurs limites de la réglementation des décharges en vigueur et constituent une menace pour l'environnement, car ces métaux peuvent s'échapper des RBA déposés par lixiviation (Gonzalez Fernandez et al ., 2008). Une attention similaire peut être accordée aux POP-PBDE et aux PCB. L'élimination des RBA est donc problématique et réglementée. Par exemple dans l'Union européenne, le RBA est classé dans la liste de déchets dangereux (2000-532-EEC)<sup>36</sup>. Cependant, en dépit de ce réservoir polluant, à l'heure actuelle même les pays industrialisés déposent principalement des RBA dans les décharges. Les considérations des MTD/MPE pour le dépôt des matériaux contenant des POP-PBDE sont décrites dans le chapitre 8 et dans l'annexe 3.

### 5.4 Considérations des pays en voie de développement

Dans les pays en voie de développement, il existe des preuves limitées du recyclage des matériaux contenant des POP-PBDE provenant des VFV. Au Nigeria, la première évaluation préliminaire des nouveaux POP par pays n'a trouvé aucun type de recyclage spécifique pour les matériaux contenant des POP-PBDE dans le secteur des transports (matières plastiques et mousse de PUR). Actuellement, dans les pays en voie de développement, il n'existe pratiquement pas de capacité d'incinération conforme aux MTD/MPE (voir chapitre 7) pour traiter les RBA contenant des POP-PBDE. En outre, la plupart des décharges dans les pays en voie de développement ne répond pas aux normes des décharges contrôlées et sont donc loin de répondre aux critères des décharges où les matériaux contenant des POP-PBDE peuvent être éliminés (voir le chapitre 8 et l'annexe 3). Par conséquent, les pays en voie de développement ne disposent pas actuellement d'une option de traitement de fin de vie des polymères contenant des POP-PBDE issus des VFV. Un soutien est évidemment nécessaire pour garantir que ces déchets soient traités d'une manière écologiquement rationnelle.

## 6 MTD/MPE spécifiques : POP–PBDE contenant de la mousse de PUR

La mousse de polyuréthane flexible (MPF) est un article manufacturé avec plusieurs utilisations finales (Luedeka, 2011; PNUE, 2010b). Les utilisations principales des produits de la mousse de polyuréthane flexible sont destinées au:

- matelassage du mobilier résidentiel et commercial (car/voiture, chaises)
- matelas résidentiels et institutionnels et couvre-lits, y compris des oreillers et des couvre-matelas
- intérieurs des véhicules (voitures, trains, bateaux, avions ; voir aussi le chapitre 5) tels que les sièges, les panneaux de garniture rembourrée et les panneaux acoustiques

---

<sup>36</sup> Section 1910 : annexe de la Directive européenne 91/689/CEE relative aux déchets dangereux.

- applications militaires et de défense visant à prévenir les incendies à inflammation instantanée liés aux combustibles dans les véhicules, les navires et aéronefs

Les volumes à usage limité sont destinés:

- aux applications d'emballage de protection
- au soin sanitaire pour la restriction, le soutien, la décompression, l'absorption de liquide et les applications du soin des plaies
- à la filtration de l'air et des fluides
- aux laboratoires et instruments d'essai comme milieu d'absorption
- au matelassage de vêtements et isolation
- au revêtement de coussins pour l'installation des tapis, en particulier aux États-Unis

Même si la MPF peut paraître en effet comme un produit de base générique, elle est généralement un article technique avec des caractéristiques de performance spécifiques, créées par des formulations exclusives et par des procédés de fabrication. De nombreux fabricants de MPF produisent plus de 150 produits MPF différents, ayant chacun des caractéristiques uniques adaptées à des usages spécifiques (Luedeka, 2011).

L'industrie de la MPF utilise deux méthodes de production fondamentales : le slabstock (dénommé « mousse bloc » en dehors des États-Unis) et la moulure. Chaque méthode exige des formulations de produits uniques à l'aide de quelques matières premières, y compris, mais sans s'y limiter, le polyol, le diisocyanate, un tensioactif, un catalyseur, un agent gonflant auxiliaire et de nombreux additifs de spécialité optionnels, y compris, dans certains cas, les produits ignifuges (Leudeka, 2011). Il est possible que les formulations pour les produits en bloc et moulés aient besoin d'une adaptation avant ou pendant la production, afin de répondre aux conditions de production ambiantes, notamment l'humidité, la température et la pression barométrique. Ces adaptations de formulation peuvent inclure des variations de concentration et/ou des changements dans la sélection de diverses matières premières, y compris des additifs tels que les retardateurs de flamme optionnels (Leudeka, 2011).

Dans les régions éventuellement affectées par ces marchés, l'utilisation régionale des POP-PBDE (chapitre 2) est particulièrement significative pour le recyclage de la mousse de PUR à cause des exportations/importations des véhicules ou des meubles.

## 6.1 Réutilisation des meubles et des matelas éventuellement affectés par les POP-PBDE

Si l'on considère la hiérarchie de gestion des déchets, la réutilisation du mobilier contenant de la MPF (par exemple le canapé, le fauteuil), des matelas ou des textiles est l'option préférée pour la gestion de fin de vie. La réutilisation économise de l'énergie et évite les impacts environnementaux causés par la production de nouvelles matières premières.

Les États-Unis et le Royaume-Uni ont des marchés avec des normes d'inflammabilité pour les meubles lors de la production du c-pentaBDE (avant 2005). Les matelas pour les consommateurs privés n'ont pas été traités avec du c-pentaBDE de façon considérable; celui-ci a été utilisé principalement pour les matelas des institutions publiques/gouvernementales telles que les prisons, les installations militaires et les hôpitaux (Leudeka, 2011).

Dans la plupart des autres pays, aucune norme d'inflammabilité n'a été mise en place auparavant pour le mobilier. Par conséquent, ces pays/régions ne sont pas, ou le sont seulement dans une moindre mesure, affectés par le c-PentaBDE dans les applications de la mousse de PUR en

fonction de l'importation de ces articles en provenance des pays ayant des normes d'inflammabilité spécifiques (États-Unis et Royaume Uni). Par conséquent, dans la plupart des pays/régions, la réutilisation des meubles et des matelas n'est probablement pas affectée (de façon significative) par les POP-PBDE. Cependant, si un canapé vieilli, un oreiller ou un véhicule contient du c-pentaBDE, l'exposition humaine aux POP-PBDE pourrait être significative (Betts, 2003; Imm et al, 2009;. Stapleton et al, 2008;. PNUE, 2010b) et leur réutilisation ne serait pas recommandée.

L'hypothèse selon laquelle la plupart des régions ne sont pas affectées par des POP-PBDE dans ces domaines d'utilisation exige une certaine preuve avant que la réutilisation illimitée de ces articles puisse être considérée comme MPE. Il est possible que les parties découvrant des teneurs significatives de c-pentaBDE dans de tels articles utilisés ou réutilisés aient besoin d'évaluer si des mesures supplémentaires pour la protection de la santé humaine sont nécessaires.

## 6.2 Recyclage/récupération de la mousse de PUR

Le recyclage des articles contenant de la mousse de PUR tels que les meubles, les véhicules, les matelas et la construction, requièrent des considérations supplémentaires pour la gestion, telles que l'origine géographique et les années de production des articles. L'utilisation des retardateurs de flamme et le type de retardateurs de flamme utilisés dépendent fortement de la région et du pays. Il est supposé que plus de 90% du c-pentaBDE dans la mousse de polyuréthane, et aussi la plupart de l'hexabromobiphényle (HBB), ont été produits/utilisés aux États-Unis et ils sont en grande partie soit déjà déposés dans des décharges, soit en cours d'utilisation ou recyclés en metelassage (PNUE, 2010a, 2010b). Par conséquent, il peut aussi être supposé que la plupart des autres régions et pays (à l'exception des États-Unis/ Amérique du Nord) aient une faible teneur en c-pentaBDE et en HBB dans leur mousse de PUR actuelle.

Cependant, une étude récente des POP-PBDE des produits pour bébés aux États-Unis a révélé que ceux-ci peuvent contenir des POP-PBDE (Stapleton et al., 2011). Les considérations générales sur les MTD/MPE (annexe 1) devraient être prises en compte dans toutes les installations qui s'occupent du recyclage ou de la mousse de PUR en fin de vie. Compte tenu des niveaux élevés de c-PentaBDE dans le sang des travailleurs d'une usine de recyclage de la mousse de PUR aux États-Unis (Stapleton et al., 2008), des mesures de sécurité au travail, telles que l'élimination de la mousse de PUR contaminée avant le traitement des mousses et l'utilisation d'un équipement de protection individuelle approprié, pourraient être mises en pratique dans les installations connues pour traiter la mousse de PUR contenant du c-PentaBDE.

Dans les catégories de mousse de PUR flexible connues pour contenir du matériel affecté par des POP-PBDE, celui-ci devrait subir un dépistage de brome (voir section 2.6) pour séparer les matériaux contenant des POP-PBDE. Cette séparation peut être faite soit pendant la collecte, soit au sein de l'installation de recyclage de la mousse de PUR.

Alors que la séparation des polymères contenant des POP-PDBE/RFB par des méthodes de séparation de fractions contenant du RFB a été développée à grande échelle pour les matières plastiques provenant des DEEE (voir chapitre 4), il n'y a aucune information de cette méthode pour d'autres matériaux contenant des POP-PBDE/RFB, y compris la mousse de PUR. Les mêmes méthodes de dépistage utilisées pour les articles en plastique issus des DEEE pourraient être appliquées avec l'analyseur XRF portable ou la spectroscopie à étincelle glissante pour des articles plus grands en mousse de polyuréthane, tels que les matelas ou les meubles. Une étude de dépistage, bénéficiant éventuellement de l'appui du gouvernement, peut révéler si une telle approche est nécessaire dans un pays.

Si le pays ne dispose pas d'installations pour la récupération thermique, les matériaux contenant des POP-PBDE pourraient être stockés (annexe 1) jusqu'à ce que les technologies de traitement appropriées soient disponibles, ou éliminés dans les décharges contrôlées. Cette dernière option est la moins appropriée (voir le chapitre 8 et l'annexe 3).

Le choix de traitement final de la mousse de PUR non affectée devrait être fondé sur des considérations d'ACV. Selon les conditions locales (le marché disponible, la logistique, la qualité des installations thermiques), le recyclage ou la récupération d'énergie pourrait être la meilleure option.

### 6.2.1 Matelassage : Recyclage de la mousse de PUR avec l'élimination progressive du c-pentaBDE

Le matelassage est le procédé par lequel les déchets de la mousse de PUR sont broyés en petits morceaux et ensuite reconstitués avec un liant polyuréthane prépolyol, pour créer un produit en mousse agrégée de polyuréthane (USEPA, 1996). On l'utilise principalement dans la production de rembourrages de tapis (Eaves, 2004). La grande majorité des rembourrages de tapis sont utilisés dans les pays anglophones, en particulier aux États-Unis, au Royaume-Uni et en Australie. Les petits rembourrages de tapis sont encore utilisés dans le reste du monde (Luedeka, 2011). D'autres utilisations du rebond comprennent des sièges d'autobus scolaires (USEPA, 1996) et des tapis de sol pour les gymnases (Zia et al., 2007). D'autres applications de recyclage pour les mousses qui ne sont pas réutilisées pour la rénovation des matelas ou pour le matelassage incluent une litière pour les animaux de compagnie, des animaux empaillés et l'isolation (PNUE, 2010b). L'exposition significative du recyclage de PUR et des poseurs de tapis aux POP-PBDE a été démontrée dans une première étude aux États-Unis (Stapleton et al., 2008) et il existe des risques évidents d'une exposition supplémentaire des consommateurs.

### 6.2.2 Récupération des matériaux provenant des matelas

Comme mentionné dans la section 6.1, la plupart des matelas sont ignifugés dans certaines institutions (telles que la prison, l'hôpital, l'armée), même dans les pays ayant des normes d'inflammabilité spécifiques. Le suivi de ces sources spécifiques pour la détection des PBDE/brome peut être utile pour avoir un aperçu de la présence des POP-PBDE/RFB. Si les POP-PBDE sont détectés dans ces utilisations, celles-ci peuvent être exclues du recyclage ou subir un dépistage (par exemple par XRF) et être séparées.

Un examen du recyclage des matelas réalisé par International Sleep Products Association résume quelques uns des principaux problèmes liés à la récupération des matériaux (International Sleep Products Association, 2004) :

- Les économies du recyclage sont strictement équilibrées et la valeur des matériaux récupérés à partir des matelas ne peuvent pas soutenir une opération d'élimination de matelas. La clé d'une opération réussie consiste à trouver une source de revenu durable comme supplément du revenu des déchets. Trouver une source de revenu durable pour compléter les revenus des déchets est donc essentiel pour un bon fonctionnement (frais des consommateurs, des détaillants, des fabricants ou des municipalités équivalents aux "redevances de déversement" qu'une décharge aurait autrement facturé si le matelas avait plutôt été déversé à la décharge).

- L'emplacement des installations et la sécurité sont essentiels, car il est important de réduire au minimum les coûts de transport des produits vers les installations et lors de la vente des matériaux récupérés auprès des clients potentiels.
- La préparation de la ferraille récupérée sous une forme commercialisable peut s'avérer difficile - en particulier pour la ferraille d'acier, qui est de loin le matériau le plus précieux et le plus facilement récupérable d'un matelas.
- Le volume constant du produit est nécessaire pour maintenir une opération de démantèlement efficace.
- Le démantèlement manuel à faible technologie semble être plus efficace que des solutions plus automatisées. Bien que des nouvelles technologies soient en cours de développement, une approche manuelle utilisant des travailleurs relativement peu qualifiés et équipés de cutters constitue la meilleure approche à l'heure actuelle. Cependant, les dépenses en immobilisations sont encore nécessaires pour broyer le produit qui ne peut pas être rapidement démantelé à la main. Il s'agit notamment de séparateurs magnétiques, des écopos, des chariots élévateurs pour manipuler le produit et la ferraille, etc.

### 6.2.3 Rebroyage

Eaves (2004) constate que l'utilisation décroissante des déchets de mousse dans les rembourrages de tapis en Amérique du Nord a stimulé l'adoption des procédés d'innovation permettant aux fabricants de broyer les copeaux de mousse provenant du procédé de fabrication par voie non cryogénique. La poudre ultrafine peut ensuite être utilisée pour remplacer environ 10% des produits chimiques vierges dans la fabrication de la nouvelle mousse. Un soin particulier doit être accordé à la sécurité au travail lorsque les travailleurs sont exposés à cette poudre fine (respiratoire à particules). En modifiant légèrement la formulation, on constate que la mousse produite a les mêmes propriétés que la mousse d'origine. L'économie est motivée en grande partie par la différence entre la valeur des ferrailles et le prix des matières premières chimiques (Eaves, 2004). Cependant, le rebroyage n'a pas une utilisation significative à l'heure actuelle dans l'industrie de la mousse de PUR (Luedeka, 2011).

### 6.2.4 Récupération chimique (glycolyse)

Le recyclage chimique de la mousse de polyuréthane est encore à un stade précoce. Quelques entreprises ont développé le retraitement du polyuréthane; par exemple la glycolyse thermique de la mousse de polyuréthane est appliquée en Allemagne (<http://www.rampf-ecosystems.de/en/home/>).

## 6.3 Etiquetage des articles fabriqués à partir de mousses de PUR recyclées

Si la mousse contenant des POP-PBDE est recyclée, il faut s'assurer que cela ne conduit pas à l'exposition humaine comme on l'observe par exemple chez les employés dans le recyclage de la mousse de PUR et chez les installateurs de tapis qui utilisent le matelassage (Stapleton et al., 2008). En outre, il ne serait pas nécessaire de veiller à ce que les consommateurs soient peu exposés. Finalement, il faudrait garantir une gestion économiquement rationnelle de ces articles en fin de vie. Ceux-ci pourraient être étiquetés comme condition préalable de la mise en œuvre d'une gestion écologiquement rationnelle dans le cycle de vie (voir les considérations initiales des *Directives sur l'étiquetage des produits et articles contenant de nouveaux POP ou utilisant de nouveaux POP lors de leur fabrication*).

## 6.4 Autres matériaux éventuellement affectés par des POP- PBDE

D'autres utilisations mineures de POP-PBDE ont été appliquées dans le passé:

- Textiles (par exemple les textiles enduits d'envers dans les véhicules)
- Caoutchouc (par exemple pour les bandes transporteuses)
- Revêtements / laques

Bien qu'aucune MTD/MPE spécifique n'ait été développée pour ces usages limités, on pourrait considérer la même approche de base pour la mousse de PUR:

- Enquête nationale/régionale sur la présence de POP-PBDE dans ces secteurs
- Évaluation des activités de recyclage de ces matériaux
- Exclusion des flux affectés par le recyclage
- Dépistage et séparation par des approches de dépistage de brome dans le recyclage
- Recyclage des flux libres de matières contenant des POP-PBDE
- Récupération de l'énergie des flux de matières contenant POP-BDE (voir le chapitre 7).

Si les options énumérées ci-dessus ne sont pas disponibles dans un pays, le matériel peut être stocké (voir annexe 1) jusqu'à ce que les technologies de traitement appropriées soient disponibles, ou éliminé dans les décharges contrôlées, bien qu'il s'agisse de l'option la moins recommandée (voir le chapitre 8 et l'annexe 3).

## 7 Récupération d'énergie/matières à partir des matériaux contenant des POP- PBDE

Les directives sur les MTD/MPE du présent document ne peuvent pas décrire chaque MTD/MPE pour chaque technologie de traitement thermique puisque les descriptions nécessaires de chacun des procédés exigeraient plusieurs centaines de pages. Cependant, de telles descriptions sont compilées dans les documents de références des Meilleures Techniques Disponibles (BREF) élaborées pour les processus industriels respectifs (<http://eippcb.jrc.es/reference/>) et décrites, jusqu'à un certain point, dans le document des lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm, en mettant l'accent sur la réduction des POP produits non intentionnellement (POPPNI) (Convention de Stockholm, 2007). Voir aussi les chapitres 4.4 et 5.3.1

### 7.1 Observations générales sur le traitement thermique des matériaux contenant des POP- PBDE

#### 7.1.1 Pouvoir calorifique et teneur en halogène des matériaux contenant des POP-PBDE

Les POP-PBDE sont utilisés principalement dans les matériaux à haute valeur calorifique (matières plastiques, mousse de polyuréthane, mousse de polystyrène, textiles). Une option pour la récupération de ces matériaux est d'utiliser l'énergie présente dans le matériel et dans les métaux attachés aux polymères contenant des POP-PBDE. La valeur de l'énergie potentielle de polymères est de près de 40 MJ / kg, ce qui correspond à 80/mton € (à € 2/GJ) (Tange et Drohmann, 2005).

Les Directives techniques sur « l'identification et la gestion écologiquement rationnelle des déchets de matières plastiques et leur élimination » (Convention de Bâle ", 2002) recommandent le recyclage des matières premières et la récupération de l'énergie thermique pour les polymères contenant des POP-PBDE. Les lignes directrices énoncent: "Les déchets plastiques qui contiennent des polybromodiphényléthers (PBDE) devraient être exclus du recyclage des matériaux en raison de la possibilité d'émissions de dioxines et de furanes. De tels déchets plastiques devraient plutôt être



traités dans des installations de recyclage des matières premières ou dans des incinérateurs contrôlés avec la récupération d'énergie. "

Le traitement thermique des déchets contenant des POP-PBDE (RBA ou matières plastiques provenant du recyclage des DEEE) est un défi pour les installations thermiques en raison de leur teneur élevée en halogènes. Pour de tels déchets ayant une teneur en halogène au-dessus de 1%, il peut être nécessaire d'utiliser des incinérateurs de déchets dangereux<sup>37</sup>. Un soin particulier doit être pris pour éviter le rejet des POP produits non intentionnellement lors de l'utilisation d'autres installations pour le traitement ou pour la récupération d'énergie.

### 7.1.2 Suivi des rejets des PBDD/PBDF et des PXDD/PXDF

Étant donné que les matériaux contenant des POP-PBDE sont ignifugés, leur inflammabilité est réduite, ce qui peut entraîner la formation accrue de produits de combustion incomplète dans des installations dépourvues de chambres de combustion d'une efficacité optimale, tel que spécifié dans les MTD/MPE (Weber et Kuch, 2003). Étant donné que des matériaux contenant des PBDE sont d'excellents précurseurs de PBDF, la formation du PBDF plus toxique est également un paramètre crucial à prendre en compte et à évaluer lors de la récupération thermique et des opérations de destruction (Sakai et al, 2001;. Weber et Kuch, 2003; OMS, 1998 ; Vehlow et al, 2002;. PNUE, 2010b). Étant donné que le chlore est normalement présent à des niveaux significatifs dans les matériaux contenant des PBDE (par exemple les matières plastiques provenant des DEEE, les RBA, la mousse de PUR), la formation des dibenzo-p-dioxines et des dibenzofuranes mixtes halogénés (polybromés/-chlorés) (PXDD/PXDF) peut également comprendre la plus grande part des composés de type dioxine (Hunsinger et al., 2002, Zennegg et al., 2009). Par conséquent, la seule mesure de PCDD/PCDF dans de telles opérations n'est pas suffisante et plutôt trompeuse<sup>38</sup>. Cependant, l'analyse instrumentale des plus de 5 000 congénères des PXDD/PXDF avec plusieurs centaines de congénères 2,3,7,8-substitués est complexe. Il est possible qu'elle ne puisse pas donner un TEQ à l'heure actuelle.

Afin de surmonter ce dilemme dans l'analyse instrumentale des PXDD/PXDF halogénés mixtes, il est recommandé d'assister un tel suivi à l'aide des bio-essais accrédités tels que le CALUX, le DRCALUX ou l'EROD qui mesurent la toxicité totale du type dioxine (Convention de Stockholm, 2007). Leur capacité d'évaluation des mélanges si complexes a été démontrée par exemple avec l'évaluation des sites de recyclage des déchets électroniques (Yu et al., 2008).

### 7.1.3 Considérations sur la corrosion provoquée par le brome/HBr

Le brome/HBr a un fort potentiel corrosif, surtout dans les pièces métalliques. Par conséquent, lorsque de plus grandes quantités de déchets contenant du brome sont soumises à un traitement thermique dans les installations, les effets de corrosion doivent être pris en considération. Le processus doit être étroitement surveillé, et les avantages économiques et inconvénients doivent être évalués, y compris le coût d'entretien et de réparation. En particulier, les chaudières représentent une inquiétude du point de vue économique. Étant donné que tous les halogènes favorisent la corrosion, les exploitants des installations de chaudières sont réticents à brûler de grandes quantités de déchets contenant du brome (Rademakers et al., 2002).

---

<sup>37</sup> La combinaison de chlore, de brome et de métaux catalytiques tels que le cuivre représentent un risque pour la génération de niveaux élevés de PCDD/PCDF et PXDD/PXDF dans d'autres installations.

<sup>38</sup> L'addition de brome peut conduire à des niveaux réduits de PCDD/PCDF, en partie par la bromation des composés aromatiques chlorés.

#### 7.1.4 Considérations sur l'élimination du HBr et du brome dans les traitements des gaz de combustion

Pour toutes les technologies de traitement thermique, il faut prendre en considération le comportement du brome au sein de l'installation et de la conduite du gaz de combustion. En raison de la similarité du potentiel d'oxydoréduction du brome et de l'oxygène (voir le tableau 7-1), le brome est présent dans le gaz de combustion en partie en tant que HBr et en partie en tant que brome élémentaire. Le rapport est influencé, par exemple, par le niveau de soufre présent.

L'HBr (conjointement avec l'HCl et d'autres gaz acidiques) peut être éliminé par des techniques d'élimination usuelles (sec/épuration semi sèche avec des adsorbants basiques, lavage avec une solution de NaOH, etc.). La technique d'élimination du brome élémentaire (et de l'iode) du gaz de combustion est une étape d'épuration par voie humide réductrice avec l'addition de sulfite ou de bisulfite.

**Tableau 7-1 :** Potentiel redox des halogènes et point d'ébullition/de fusion<sup>39</sup> des halogénures de potassium et de sodium.

	Fluor	Chlore	Brome	Iode
Point d'ébullition des halogénures de potassium (°C)	1505	1500	1380	1330
Point d'ébullition des halogénures de sodium (°C)	1704	1465	1393	1304
Point de fusion des halogénures de potassium (°C)	858	790	732	686
Point de fusion des halogénures de sodium (°C)	995	801	755	662
Potentiel redox (potentiel normal O <sub>2</sub> +1,23)	+2.87	+1.36	+1.09	+0.54

#### 7.2 Récupération d'énergie des matériaux contenant des POP-PBDE dans les incinérateurs

Les MTD/MPE essentielles pour l'incinération des déchets sont spécifiées dans la Section V pour la catégorie de source A des lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007). De plus amples détails sur l'incinération des déchets sont décrits dans le document BREF de l'UE (Commission européenne, 2006)<sup>40</sup>.

<sup>39</sup> Base de données GESTIS sur les substances dangereuses de l'IFA

<sup>40</sup> [ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wi\\_bref\\_0806.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/wi_bref_0806.pdf)

En général, les déchets issus du broyage du transport ou de l'électronique ne sont pas adaptés pour la mono-incinération (Moakly et al., 2010). La co-incinération de ce type de déchets broyés peut être réalisée dans différents types d'incinérateurs, tels que les fours à grille, les incinérateurs à lit fluidisé et les fours rotatifs<sup>41</sup>. Il faut prendre en considération les matériaux avec une teneur supérieure à 1% d'halogène, car leurs déchets devraient être éliminés dans des incinérateurs de déchets dangereux<sup>42</sup>. Les incinérateurs de déchets solides municipaux ou les fours à ciment (voir ci-dessous) conçus et opérés en conformité avec les MTD/MPE pourraient être utilisés pour le traitement de ces déchets. Des essais pilotes ont démontré que tous les paramètres d'émission n'augmentent pas par rapport aux procédures habituelles.

Les incinérateurs de petite échelle et les incinérateurs mobiles ne peuvent normalement pas être utilisés pour la destruction des déchets contenant des POP, notamment en raison de leurs limitations en termes de stabilité de fonctionnement, de qualité de la combustion secondaire et de la technologie d'épuration du gaz de combustion. Pour s'assurer que ces critères sont respectés et que les émissions à long terme des POP et des POP non intentionnels soient faibles, un suivi continu des dioxines/POPPNI et de leurs POP respectifs pourrait être effectué, au moins durant quelques mois (Reinmann et al., 2010 ; Weber, 2007).

Comme mentionné ci-dessus, la corrosion des chaudières (et autres pièces) doit être prise en considération lors de l'incinération des déchets contenant des POP-PBDE/RFB. Si l'apport de brome est nettement plus faible par rapport à l'apport de chlore, la corrosion est principalement causée par le chlore (Rademakers et al., 2002).

### 7.2.1 Co-Incinération des matières plastiques issues des DEEE

Les incinérateurs de déchets conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales peuvent co-incinérer les déchets contenant des POP-PBDE sans d'importants rejets de POP-PBDE ou de dioxines bromées ou chlorées produites non intentionnellement (Sakai et al, 2001;. Vehlow et al, 2002;. Weber et Kuch , 2003). Cependant, il faut souligner que lors de l'incinération du combustible solide issu des DEEE avec un mélange de déchets municipaux (Hunsinger et al., 2002), des niveaux extrêmement élevés de PCDD/PCDF peuvent être produits. La formation d'un mélange de bromo-chloro PXDD/PXDF par rapport aux PCDD/PCDF dépend fortement de la relation Cl/Br du mélange de déchets (Hunsinger, 2010)<sup>43</sup>. Ces PCDD/PCDF et PXDD/PXDF ont été détruits de manière efficace lors de l'incinération

---

<sup>41</sup> Mark (1998) a comparé différentes alternatives (la co-incinération des déchets solides urbains, la co-incinération dans un four à ciment et la co-incinération des déchets dangereux) et a conclu que la co-incinération des RBA avec des déchets urbains solides était la plus appropriée.

<sup>42</sup> La directive de l'UE relative à l'incinération des déchets exige, par exemple, que si les déchets dangereux ayant une teneur de plus de 1% de substances organiques halogénées exprimées en chlore sont co-incinérés, la température doit être augmentée de 850°C à 1100°C.

<sup>43</sup> Dans une autre série d'expériences dans cet incinérateur, une addition de 0.06% de brome pour l'alimentation en combustible (qui contient environ 0.6% de chlore) a conduit à la formation de niveaux élevés de PXDD/PXDF (principalement de monobromo et dibromo polychlorodibenzo-p-dioxines et dibenzofuranes) dans la première zone de combustion, à des niveaux plus élevés que les PCDD/PCDF. Cela démontre que malgré la relation élevée de Cl/Br de >10 à l'entrée du combustible, une quantité considérable de PXDD/PXF peut être formée (Hunsinger et al., 2001).

contrôlée du gaz de combustion dans la zone de combustion secondaire, ayant pour résultat des niveaux modérés de PCDD/PCDF et de PXDD/PXDF dans le gaz brut et des niveaux faibles dans le gaz épuré (Conseil nordique des ministres, 2005 ; Tange et Drohmann, 2005 ; Vehlow et al., 2002). Ces essais ont démontré que l'incinération conforme aux MTD peut faire face à l'ajout des polymères contenant des POP-PBDE et que les niveaux élevés résultants des dioxines chlorées, bromées et bromées-chlorées produites non intentionnellement peuvent être détruits dans la zone de combustion secondaire fonctionnant conforme aux MTD (temps de séjour suffisant (2 secondes), température (>850°C) et turbulence (Convention de Stockholm, 2007 ; Commission européenne, 2006).

### 7.2.2 Co-incinération des RBA dans les incinérateurs de déchets solides municipaux

Des tests approfondis ont été effectués dans des incinérateurs de déchets municipaux afin d'évaluer la faisabilité technique et l'impact environnemental. En Suisse, un test a révélé que jusqu'à 10% des résidus de broyage ont été co-incinérés (Jody et al, 2006; Keller, 1999; Disler et Keller, 1997) par rapport à 20% en Suède (Aae Redin et al. , 2001). Il a été signalé que la co-incinération respecte les limites réglementaires environnementales. Actuellement en Suisse, tous les RBA (55000 t/an) sont traités dans des incinérateurs de déchets solides municipaux (pour un coût de 150 €/t). Il a été démontré que les émissions de gaz de combustion n'ont pas changé de manière significative par rapport à l'incinération des déchets solides municipaux.

Dans une autre étude portant sur la co-incinération des RBA (31%), les concentrations de Zn, Pb, Sn, Sb, Cu et du Co des cendres volantes et des cendres de chaudière ont augmenté de façon significative: les concentrations respectives de Pb et de Zn ont augmenté jusqu'à 18 et 16 fois par rapport au niveau de base moyen (Mark et al., 1998). En Suisse, pour éliminer les métaux lourds, certains incinérateurs lessivent les cendres par un lavage acide.

Alors que la co-incinération avec des déchets solides municipaux a été menée dans des fours à grille (dans le test des RBA susmentionné), les RBA pourraient également être co-incinérés dans des sortes de fours tels que les incinérateurs à lit fluidisé (Vandecasteele, 2011).

Dans de nombreux pays, les cendres résiduelles des déchets solides municipaux sont utilisées comme matière première secondaire dans la construction (Arickx et al, 2007;.. Vandecasteele et al, 2007). Par conséquent, il est important de surveiller les composants toxiques (métaux lourds, POP) dans les cendres résiduelles lorsque les RBA sont co-incinérés (Vermeulen et al., 2011) et d'éviter la contamination de l'environnement par des utilisations ultérieures et par leur dépôt. Les limites de la concentration légale des éléments toxiques dans les cendres résiduelles sont nécessaires pour limiter la quantité des RBA pouvant effectivement être co-incinérés (Moakly et al., 2010).

### 7.2.3 Récupération des métaux

Les fractions de broyage des RBA et des DEEE contiennent encore des quantités considérables de métaux lourds. Les MTD/MPE sont utilisées pour récupérer les métaux de la fraction lourde des RBA dans des fonderies de métaux (voir ci-dessous) tandis que la fraction RBA légère doit être incinérée ou déposée dans des décharges sécurisées en l'absence de traitements thermiques disponibles (voir

chapitre 8 et annexe 3). Dans la plupart des incinérateurs, les métaux lourds autres que les pièces métalliques en vrac ne sont pas récupérés des cendres. Des essais pilotes prometteurs sont actuellement menés en Suisse pour récupérer les métaux des cendres résiduelles de manière exhaustive (ZAR, 2011).

#### 7.2.4 Considérations des pays en voie de développement

Compte tenu du potentiel élevé de formation des POP non intentionnels issus des matières plastiques des DEEE et des RBA, si les matériaux contenant des POP-PBDE sont incinérés, cela devra être fait uniquement par des incinérateurs conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles. Mais les pays en voie de développement ne disposent pratiquement pas de ce genre d'incinérateurs. La construction d'incinérateurs conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles dans les pays en voie de développement/transition est discutable, compte tenu du coût final élevé du traitement des déchets (normalement au-dessus de 100 USD/tonne (Brunner et Fellner, 2007; Banque mondiale, 2005). Par conséquent, il est peu probable (du moins à l'heure actuelle) que les incinérateurs de déchets soient une option viable pour le traitement des déchets contenant des POP-PBDE dans les pays en voie de développement.

### 7.3 Fours à ciment

Quelques considérations clés sur les MTD/MPE pour les fours à ciment sont décrites dans la section V pour la catégorie de source 2B des lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007). De plus amples détails sont décrits dans le document BREF de l'UE sur l'incinération des déchets (Commission européenne 2010)<sup>44</sup>. Ce chapitre aborde les considérations spécifiques pour le traitement des matériaux contenant des POP-PBDE.

Dans les pays industriels et en voie de développement, les fours à ciment sont de plus en plus utilisés par les systèmes de gestion des déchets (Holcim et GTZ, 2006; Reijnders, 2007). Les matériaux qui ont la plus haute teneur en POP-PBDE comme les matières plastiques issues des DEEE, les RBA et d'autres matériaux contenant éventuellement des POP-PBDE/RFB, sont également partiellement traités. Les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007) incluent les « déchets électroniques » dans la liste négative des « déchets non recommandés pour le co-traitement dans les cimenteries ». Ces lignes directrices décrivent en plus grand détail:

Les déchets électroniques sont composés par les ordinateurs et les accessoires, l'électronique de divertissement, l'électronique des communications, les jouets et l'électroménager tels que les appareils de cuisine ou les appareils médicaux. La composition moyenne des déchets indique que les déchets électroniques comprennent, d'une part, des substances potentiellement dangereuses pour la santé et l'environnement telles que : Cl, Br, P, Cd, Ni, Hg, PCB et des retardateurs de flamme bromés de certaines concentrations, souvent supérieures aux valeurs seuils. D'autre part, les déchets électroniques contiennent

---

<sup>44</sup> [ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clm\\_bref\\_0510.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/clm_bref_0510.pdf)

une teneur si élevée de métaux précieux rares que tous les efforts doivent être entrepris pour les recycler. Le co-traitement des pièces en plastique provenant des déchets électroniques pourrait être une option intéressante, mais leur démontage et leur dislocation sont des conditions requises (d'après Holcim et GTZ 2006).  
(Convention de Stockholm, 2007)

Cela reflète l'intérêt des fours à ciment en tant qu'option possible pour la récupération d'énergie à partir des déchets de polymères contenant des POP-PBDE dans les équipements électriques et électroniques (Tange et Drohmann, 2005).

Le RBA (et d'autres déchets contenant des PBDE) est également un combustible de remplacement potentiel et une matière première minérale pour la production du ciment, puisqu' environ 50% en poids du RBA se compose de matière combustible telle que le plastique ou le caoutchouc; et 40% en poids est constitué de silicates, de calcium, d'aluminium et de fer (Boughton, 2007; Vermeulen, 2011). De forts effets négatifs sur la qualité du clinker ont été observés lorsque le combustible du four à ciment contient 50% de RBA au lieu de la combinaison habituelle de combustibles fossiles (Gendebien et al., 2003). Dans ce cas, les concentrations de Cl, Pb, Cd, Cu et Zn du clinker ont augmenté d'un ordre de magnitude ou plus (Gendebien et al., 2003), et les caractéristiques techniques du produit suisse n'ont pas été atteintes pour le Cl, le Cd, le Cu, le Pb et le Zn. D'autres problèmes liés à la co-incinération des RBA dans les fours à ciment comprennent la formation accrue de cendres, le colmatage de la zone d'injection du combustible, la volatilisation du mercure, et les concentrations accrues d'éléments dangereux dans les poussières du four à ciment (Reijnders, 2007 ; Fink, 1999). En général, l'amélioration et la purification des RBA sont des conditions requises avant leur utilisation comme combustibles de remplacement dans un four à ciment (Vermeulen, 2011).

Malheureusement, aucune étude n'a encore été publiée sur le suivi des rejets des POP-PBDE et des PBDD/PBDF, lors de la co-incinération des déchets contenant des PBDE/RFB. Il ne faut donc pas être confiants sur l'efficacité des fours à ciment pour les déchets contenant des POP-PBDE, surtout parce que le point d'alimentation se trouve dans la zone d'entrée la plus froide du four. L'efficacité de destruction des POP-PBDE dans les déchets dépendra dans une grande mesure du point d'alimentation dans le four. Les molécules stables (et les précurseurs de dioxines) comme les PCB ou les pesticides POP doivent être enfournés dans la "partie chaude" du four dans la flamme du brûleur, atteignant une température maximale de 2000°C et il est nécessaire que le temps de séjour supérieur à 2 secondes soit au-dessus de 1100°C pour garantir une efficacité de destruction élevée. Ceci assure également la destruction des POP-PBDE dans les combustibles secondaires et la suppression de la formation des PBDD/PBDF dans ce point d'alimentation. Cependant, les déchets contenant des POP-PBDE (par exemple les DEEE en plastique, le broyage d'automobiles/des transports, la mousse de polyuréthane provenant des meubles, de l'isolation ou des matelas) sont des fractions de déchets solides difficiles à enfourner dans la "partie chaude". Ces fractions de déchets solides sont généralement introduites à l'entrée la plus froide du four où l'on trouve des températures entre 700°C et 1000°C et où le temps de séjour dépend fortement de la configuration de l'installation du four à ciment (Waltisberg, 2010).

Par conséquent, pour traiter efficacement les déchets contenant des POP-PBDE/RFB dans des fours à ciment, une évaluation détaillée et propre au site est nécessaire. Celle-ci devra inclure les points d'alimentation, la température, le temps de séjour, l'efficacité de destruction des POP-PBDE (en particulier si le combustible est introduit à l'entrée du four) et les émissions connexes. Un essai de combustion correctement configuré et une vérification de l'efficacité de destruction devraient toujours être effectués avant que n'importe quel déchet POP soit tenu en compte pour l'élimination

de routine. L'efficacité de destruction comprend une analyse de toutes les émissions du procédé y compris de celles des produits et de la cheminée de dérivation.

Pour le traitement des déchets contenant des POP-PBDE/RFB, il existe une deuxième considération à prendre en compte dans les fours à ciment : la sensibilité à l'apport d'halogène, en particulier avec les fours à ciment conçus et opérés en conformité avec les MTD, possédant du préchauffage pour l'apport d'halogène. Pour les fours à préchauffage, (avec ou sans précalcination) – le type de four principal considéré par les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm en tant qu'option pour le traitement des déchets (Convention de Stockholm, 2007)- l'apport total de chlore moyen provenant de la combinaison de matières premières, de combustible et d'autres matériaux (y compris les déchets) devrait toujours être inférieur à 0,03% (de l'apport total recalculé pour le clinker) pour éviter le colmatage (Waltisberg, 2010). Ici, le chlore qui rentre dans les fours à ciment, s'accumule dans le four (autour de la zone d'entrée du four), en produisant une concentration de farine chaude (à l'entrée du four) pouvant atteindre jusqu'à 2% de chlore dans cette zone. Cela circule dans le système avec un impact négatif éventuel sur le fonctionnement, à cause du colmatage dans les régions les plus froides à l'entrée du four et dans les étages inférieurs du cyclone (Waltisberg, 2010).

Puisque les fours à ciment avec des préchauffeurs ont généralement des niveaux d'émissions de PCDD/PCDF bien inférieurs à 0,1ng TEQ/Nm<sup>3</sup> (Karstensen et al., 2006) mais des niveaux élevés de chlore, les fours à voie humide et à voie sèche (longs) peuvent atteindre des niveaux d'émission bien supérieurs à 1ng TEQ/Nm<sup>3</sup>. Des niveaux aussi élevés que 136 ng TEQ/Nm<sup>3</sup> ont été signalés (Convention de Stockholm, 2007 ; Karstensen, 2008).

Le comportement du brome dans les fours à ciment et les rejets associés aux POP produits non intentionnellement ou au brome élémentaire n'a pas été étudié ou décrit (PNUE, 2010b). Comme le brome possède des propriétés physico-chimiques semblables au chlore (par exemple le point d'ébullition du sel de potassium (voir tableau 7-1 pour le KBr/KCl)) qui sont essentielles pour l'adsorption/désorption et donc pour l'accumulation d'un halogène dans un four à ciment, le brome se comportera probablement de la même manière que le chlore dans un four à ciment.

Avec l'apport accru du brome provenant des POP-PBDE et d'autres fractions de déchets contenant du RFB, il est nécessaire d'examiner et d'évaluer le risque du colmatage accru dans les fours à préchauffage et la formation éventuelle de PXDD/PXDF bromé ou bromé-chloré et d'autres composés organiques bromés pour tous les types de fours (mais en particulier pour les fours à voie humide et les fours longs à voie sèche).

Les options et les limitations relatives à la destruction des déchets contenant des POP-PBDE (tels que les matières plastiques contenues dans les DEEE, le broyage des automobiles/transport, la mousse de polyuréthane provenant de l'isolation des meubles ou des matelas) dans les fours à ciment, exigent une évaluation détaillée de chaque four, afin d'évaluer les possibilités et limitations de la récupération d'énergie à partir des matériaux contenant des POP-PBDE/RFB dans de tels fours. Une telle évaluation devrait inclure un suivi complet du rejet des POP-PBDE et d'autres substances toxiques bromées et bromées-chlorées produites non intentionnellement, y compris les PBDD/PBDF et les PXDD/PXDF. Étant donné que l'accumulation du chlore dans un four à ciment peut prendre des semaines, une évaluation du devenir des matériaux contenant des POP-PBDE/RFB dans les rejets de POP associés pourrait être mieux réalisée par un suivi à long terme (Reinmann et al., 2010).

### 7.3.1 Considérations des pays en voie de développement

Les fours à ciment sont de plus en plus utilisés dans des systèmes de gestion de déchets dans les pays en voie de développement/transition pour la récupération de l'énergie et des matériaux (Holcim et



GTZ, 2006)<sup>45</sup>. Les installations ont été et sont utilisées pour la destruction de l'huile contaminée par des PCB, et dans certains essais pilotes pour détruire les stocks de pesticides dans les pays en voie de développement (Karstensen et al., 2006). Étant donné que les études sur l'efficacité de la destruction des déchets contenant des POP-PBDE/RFB n'ont pas encore été publiées (POP-PBDE et PBDD/PBDF), aucune recommandation finale ne peut être actuellement donnée, pas même pour les fours à voie sèche conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles.

La probabilité de formation et de rejet des PCDD/PCDF est connue pour les fours longs à voie sèche sans préchauffage et sans pré calcination ainsi que pour les fours à voie humide, en particulier lorsque l'alimentation/combustible riche en chlore (alternative) est intégré(e) dans de tels fours. Ces deux types de fours ne peuvent donc pas être considérés comme des MTD et ne sont pas recommandés pour la destruction/récupération thermique des matériaux contenant des POP-PBDE.

Seuls les fours à ciment conçus et opérés en conformité avec les MTD/MPE et avec des préchauffeurs/précalcinateurs à plusieurs étages qui fonctionnent en respectant les paramètres/permis autorisés devraient être pris en considération pour une telle gestion de déchets (Holcim et GTZ, 2006).

Avant que les déchets des POP-PBDE soient pris en considération pour leur élimination de routine, il faudrait toujours effectuer un essai de combustion correctement configuré, qui inclue l'évaluation de l'efficacité de destruction du four et qui intègre une analyse des émissions (y compris un échantillonnage des POP-PBDE et des PXDD/PXDF) du processus et de la cheminée de dérivation, ainsi que des concentrations du clinker et de la poussière du four à ciment. L'élimination de routine des matériaux contenant des POP-PBDE peut être supervisée par un suivi à long terme des POP produits non intentionnellement et des PBDD/PBDF ou des POP-PBDE dans les émissions des cheminées (Reinmann et al., 2010).

## 7.4 Systèmes de fonte

Une étude menée au Japon sur le système de fusion directe (gazéification « shaft-type » et technologie de fusion) a été jugée appropriée pour le traitement des RBA. Cette étude démontre la décomposition effective des retardateurs de flamme bromés et des dioxines polybromées (Sakai et al., 2001). Cependant, le fonctionnement à long terme de cette technologie doit être documenté pour être considéré comme MTD/MPE pour la récupération de l'énergie des matériaux contenant des POP-PBDE.

## 7.5 Pyrolyse et gazéification des matériaux contenant des POP- PBDE

La pyrolyse, dans sa définition la plus simple, est la dégradation des polymères à des températures modérées ou élevées dans des conditions non oxydatives pour produire des produits commercialisables (tels que les combustibles, les huiles et le charbon actif). La pyrolyse est capable de transformer les déchets plastiques en combustibles, en monomères ou en d'autres matériaux précieux par des procédés de craquage thermique et catalytique (Tange et Drohmann, 2005; Scheirs et Kaminsky, 2006). Cette méthode peut être utilisée pour transformer les thermoplastiques et les thermodurcissables en combustibles et en produits chimiques. En outre, elle permet de traiter les déchets plastiques mixtes et sales (Scheirs et Kaminsky, 2006).

---

<sup>45</sup> <http://www.coprocem.com/>



Cependant, compte tenu des résultats de thermolyse du laboratoire, on peut prévoir des concentrations élevées de PBDD/PBDF lors du procédé de pyrolyse, lorsque les POP-PBDE sont présents dans les déchets (Ebert et Bahadir, 2003; Weber et Kuch, 2003). Donc, la formation de PBDD/PBDF pourrait être problématique pour le recyclage chimique des déchets contenant des POP-PBDE par pyrolyse/gazéification. Il faut aussi prendre en considération la formation éventuelle de PXDD/PXDF bromé-chloré (Weber et Kuch, 2003; Weber et Sakurai, 2001).

En outre, étant donné que la pyrolyse et la gazéification sont des procédés thermiques dans des atmosphères réductrices, les processus de débromation et de déchloration pourraient avoir lieu. Cela pourrait conduire, par exemple, à de forts rejets de PCDD/PCDF lors de la pyrolyse des déchets de broyage d'automobiles riches en chlore (Weber et Sakurai, 2001). Une importante débromation du DécaBDE en PBDE moins bromés (y compris les POP-PBDE) a lieu lors de la pyrolyse/gazéification (Hall et Williams, 2008). Par conséquent, pour le recyclage chimique des matériaux contenant des POP-PBDE, il faut évaluer et prendre en considération le devenir de la débromation de DécaBDE à des POP-PBDE dans tous les procédés de gazéification et de pyrolyse (c-PentaBDE, c-OctaBDE et c-DécaBDE). La transformation des matériaux contenant du c-PentaBDE, du c-OctaBDE et du c-DécaBDE à PBDF pendant la dégradation thermique du recyclage chimique doit également être évaluée et prise en considération.

Un autre point important est la teneur en halogène de l'huile résultante. Uniquement si l'huile de pyrolyse est au-dessous de 50 ppm (Cl ou Br) peut elle être éventuellement utilisée comme combustible, avec un effet acceptable sur la corrosion.

Actuellement, la pyrolyse et la gazéification ne peuvent pas être considérées comme des MTD/MPE pour le traitement des matériaux contenant des POP-PBDE jusqu'à ce que des applications à long terme et à grande échelle aient démontré l'obtention de produits et de flux de produits pouvant être considérés comme respectueux de l'environnement.

L'utilisation de la pyrolyse est une option éventuelle dans le traitement des matériaux contenant des POP-PBDE/RFB pour la récupération du brome (voir annexe 4).

### 7.5.1 Considérations des pays en voie de développement

A cause du manque de constatation du fonctionnement à long terme et à grande échelle de ces technologies, même dans les pays industrialisés, aucune recommandation positive ne peut être actuellement donnée pour l'utilisation des technologies de pyrolyse ou de gazéification pour le traitement des matériaux contenant des POP-PBDE dans les pays en voie de développement/transition. Étant donné que la plupart des projets de pyrolyse ont échoué ou ont cessé dans les pays industrialisés pour des raisons techniques ou économiques (Gleis, 2011), il peut être (actuellement) recommandé que les pays en voie de développement n'aient pas pour objet la production des usines à grande échelle pour la pyrolyse des déchets.

## 7.6 Industries métallurgiques

Certains matériaux contenant des POP-PBDE sont traités ou finissent dans les fonderies intégrées de métal ou de cuivre et dans d'autres industries métallurgiques. Ceux-ci sont utilisés pour la récupération des métaux provenant des cartes de circuits imprimés (PCB), des câbles et d'autres matériaux polymères contenus dans les DEEE, lesquels sont solidement combinés avec les métaux à récupérer. Dans la plupart des cas, un tel matériau est mélangé avec d'autres matériaux primaires (des concentrés de minerai, des boues anodiques, etc.) ou secondaires (par exemple des catalyseurs, des résidus industriels). Les rejets des POP-PBDE provenant des fours à arc électrique, des usines de frittage et des fonderies d'aluminium ont été détectés, ce qui indique que les matériaux contenant

des POP-PBDE sont traités dans ces installations (PNUE, 2010b). Les sources principales de ces rejets sont probablement la récupération des matériaux provenant des VFV ou des déchets électroniques (PNUE, 2010b).

Pour les matériaux contenant des PCB, les options de traitement thermique doivent être évaluées en fonction de leur efficacité de destruction de matériaux contenant des POP-PBDE. A cet égard, la formation et le rejet des dioxines chlorées, bromées et mélangées halogénées et des furanes doivent être pris en considération (Weber and Kuch, 2003; Weber, 2007; UNEP, 2010b).

Des études récentes ont signalé que les rejets de POP-PBDE<sup>46</sup>, de dioxines et furanes polybromés (PBDD/PBDF) et de dioxines et furanes bromés-chlorés (PXDD/PXDF) provenant de ces industries métallurgiques démontrent que des matériaux contiennent également des POP-PBDE (Du et al., 2010a, 2010b; Odabasi et al., 2009; Wang et al., 2010). Bien que le type de matériaux utilisés n'ait pas été expressément documenté<sup>47</sup>, ces émissions indiquent que les déchets contenant des POP-PBDE ont été traités dans ces installations, ce qui a donné lieu à de telles émissions.

Concernant l'impact environnemental et l'efficacité de ces procédés, seules des conclusions limitées peuvent actuellement être tirées sur la récupération de l'énergie et des matériaux à partir des articles contenant des POP-PBDE. Une évaluation plus approfondie de ces procédés est nécessaire avant que des conclusions définitives puissent être déclarées sur les MTD/MPE pour le traitement des matériaux contenant des POP-PBDE dans de telles installations.

### 7.6.1 Fonderies de cuivre et raffineries de fonderies intégrées

La catégorie 2D « Les procédés thermiques dans l'industrie métallurgique » dans la section V des lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007) décrit quelques questions principales sur les MTD/MPE pour la production du cuivre secondaire. Pour réduire les émissions des POP produits non intentionnellement, les MTD/MPE sont particulièrement prises en considération dans ce document. Les détails fournis par les MTD/MPE sur ces technologies sont décrits dans le document BREF de l'UE sur les industries des métaux non ferreux (Commission européenne, 2011)<sup>48</sup> ainsi que dans le projet actualisé du document (Commission européenne, 2009)<sup>49</sup>.

Les fonderies traitent une grande variété de flux de déchets mélangés, tels que les résidus de broyage pouvant contenir des concentrations élevées de PBDE, d'autres RFB, du PVC et des métaux catalytiques tels que le cuivre (Hwang et al., 2008). D'autres matériaux ignifugés, notamment les PCB<sup>50</sup>, sont souvent traités dans des fonderies de cuivre secondaire pour la récupération du cuivre et d'autres métaux précieux, y compris les matières plastiques contenues dans les DEEE. Les PCB ont

---

<sup>46</sup> Étant donné que les procédés thermiques peuvent conduire à la débromation du DécaBDE en PBDE moins bromés, les modèles d'émission des PBDE dans ces études ne permettent de tirer que des conclusions limitées sur la contribution réelle du c-PentaBDE et du c-OctaBDE dans ces processus. Sans compter sur des détails spécifiques des niveaux de concentration des composés bromés dans les intrants, il est impossible d'évaluer l'efficacité de destruction ou la pertinence du traitement des déchets contenant des PBDE (PNUE, 2010b).

<sup>47</sup> L'étude de Du et al. (2010) fournit quelques informations limitées relatives aux matières premières dans les renseignements supplémentaires.

<sup>48</sup> [ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/nfm\\_bref\\_1201.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/nfm_bref_1201.pdf)

<sup>49</sup> [ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/nfm\\_2d\\_07-2009\\_public.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/nfm_2d_07-2009_public.pdf)

<sup>50</sup> [PWB is used as an acronym instead of PCB to avoid confusion with Polychlorinated biphenyls](#).

une composition moyenne qui comprend 15-20% de cuivre, 200-250 ppm d'or, 1000 ppm d'argent et 80-100 ppm de palladium (Hagelüken, 2006). Cela peut se comparer avec des minerais d'or qui peuvent être exploités économiquement à des concentrations aussi faibles que 0,5 ppm<sup>51</sup>. L'attrait du recyclage des métaux précieux tels que l'or provenant des PCB est donc évident.

Les PCB contiennent également une vaste gamme d'autres métaux communs et spéciaux, la plupart desquels peuvent être co-récupérés dans des fonderies-raffineries modernes (Ni, Pb, Sn, Bi, Sb, etc.). Les détails de ces procédés ont été décrits (Hagelüken, 2006). L'ampleur de ces opérations de recyclage chimique des PCB implique des dizaines à des milliers de tonnes/an (voir le tableau 7-2) et elles sont recommandées par l'industrie pour le traitement des polymères contenant des RFB provenant de l'électronique (Mark Lehner et 2000; Hagelüken, 2006; Brusselaers et al, 2006). Par conséquent, les rejets de POP-PBDE, PBDD/PBDF et de PXDD/PXDF pourraient être considérables en fonction de l'efficacité de destruction des installations respectives. Le « Projet de document de référence sur les meilleures techniques disponibles applicables à l'industrie des métaux non ferreux » européen déclare aussi : « Si des quantités importantes de ferrailles électroniques avec des retardateurs de flammes bromés sont utilisées en tant que matières premières, ceci peut entraîner la formation de dioxines halogénées mixtes » (Commission européenne, 2009).

L'utilisation de polymères/résine a une double fonction : celle d'agent réducteur et celle de source d'énergie pour le procédé de fusion. L'antimoine supplémentaire peut être récupéré dans des fonderies intégrées. Tandis que la température du bain de métal fondu est élevée (supérieure à 1100°C) et appropriée pour la destruction des POP-PBDE, la température du point de charge jusqu'à la surface du bain varie dans un gradient complet qui va des températures ambiantes à la température du bain. Les fonderies peuvent être décrites comme des procédés thermiques à combustion incomplète se produisant lors du chargement du matériel. Alors que le coke est principalement oxydé dans le bain de fusion, les résines plus inflammables des cartes de circuits imprimés et les matières plastiques issues des DEEE chargées dans la fonderie sont enflammées, et d'une certaine mesure, brûlées et pyrolysées au dessus de la fonte. L'expérience acquise avec les incinérateurs de déchets démontre que la concentration des PCDD/PCDF et des bromo/chloro PXDD/PXDF, lors de l'ajout d'une forte proportion de DEEE, est élevée dans les effluents gazeux de la première zone de combustion (jusqu'à 1000 ng TEQ/Nm<sup>3</sup>). Ceux-ci ont été détruits dans la zone de combustion secondaire (Hunsinger et al., 2002 ; Hunsinger, 2010). Cette preuve, ainsi qu'une considération fondamentale sur la formation de dioxine, nous amènent à conclure que des niveaux élevés de bromo PBDD/PCDF et de bromo/chloro PXDD/PCDF peuvent être produits et libérés par les fours de fonderie qui traitent les POP-PBDE et d'autres polymères contenant des RFB. Les MTD/MPE exigent donc des post-brûleurs efficaces. Par ailleurs, les post-brûleurs sont nécessaires pour les traitements des gaz d'échappement provenant des processus de fusion. Ces processus sont chargés de traiter les PCB.

L'utilisation d'un post-brûleur conçu et opéré en conformité avec les meilleures techniques disponibles (850°C ; temps de séjour de 2 secondes ; turbulence suffisante) dans les fonderies pourrait éventuellement remplacer une chambre de combustion secondaire. Les émissions de PCDD/PCDF pouvant atteindre 5 ng/m<sup>3</sup> (même avec des post-brûleurs) sont signalées dans le projet BREF actualisé de l'UE (Commission européenne, 2009). En Europe, deux études pilotes importantes, menées dans des industries à grande échelle ont été documentées. Celles-ci portaient sur la récupération des matières plastiques provenant des DEEE en utilisant des RFB au lieu du coke/huile en tant qu'agents de réduction dans les fonderies (Mark Lehner et 2000; Hagelüken, 2006; Brusselaers et al., 2006). L'un des études a eu lieu dans une fonderie intégrée en Suède<sup>52</sup>, et l'autre

---

<sup>51</sup> <http://en.wikipedia.org/wiki/Gold>

<sup>52</sup> <http://www.boliden.com/>

dans une fonderie intégrée à Antwerp, en Belgique<sup>53</sup>. Bien que les valeurs de PCDD/PCDF aient été mentionnées dans ces deux études de cas, cela n'est pas très utile et peut être assez trompeur pour les apports des PBDE/RFB<sup>54</sup>. Les niveaux de POP-PBDE et de bromo/chloro PXDD/PXDF, qui auraient été beaucoup plus informatifs, n'ont pas été mesurés, ou du moins n'ont pas été rapportés dans ces études.

Aucune étude d'évaluation sur le rejet des POP-PBDE et sur la formation et le rejet des PBDD/PBDF et PXDD/PXDF à partir du recyclage chimique des matériaux contenant des PBDE/RFB dans les fonderies, n'a été publiée. Il s'agit d'une omission importante, car ce type de recyclage chimique est utilisé chaque année pour des dizaines de milliers de tonnes de cartes de circuits imprimés. Il a été recommandé pour les polymères contenant des PBDE/RFB provenant de l'électronique d'utiliser ce type de recyclage (Mark Lehner et 2000; Hagelüken, 2006; Brusselaers et al., 2006).

Avant de connaître la pertinence ou l'efficacité des post-brûleurs et des traitements des gaz de combustion pour les fonderies spécifiques qui traitent les PCB et utilisent possiblement les polymères contenant des POP-PBDE/RFB en tant qu'agent réducteur, les niveaux d'émission des POP-PBDE et des dioxines/furanes halogénés (PCDD/PCDF, PBDD/PBDF et PXDD/PXDF) doivent être soigneusement mesurés.

Les fonderies intégrées de pointe requièrent des investissements supérieurs à 1 milliard de dollars. Aujourd'hui, seulement 5 à 10 industries disposent des performances technologiques nécessaires pour les opérations décrites. Il s'agit notamment des usines dirigées par Umicore (Belgique), Aurubis AG (ancienne Norddeutsche Affinerie AG (Allemagne), Boliden (Suède/Finlande), Johnson Noranda (Canada) et DOWA (Japon). L'utilisation des installations métallurgiques conçues et opérées en conformité avec les MTD/MPE présente des avantages considérables au-delà de leurs bonnes performances environnementales. Une gamme beaucoup plus vaste de métaux peut être récupérée avec des rendements plus élevés et avec moins d'exigences d'énergie que les installations moins sophistiquées. Cela représente un avantage majeur (Hagelüken, 2006; Hagelüken et Meskers, 2008). Les flux de déchets finaux sont généralement de petite taille, puisque les scories réduites et inertes provenant des opérations de fusion peuvent éventuellement être utilisées comme matériaux de construction (après avoir examiné leurs propriétés de lixiviation) ou comme additifs pour l'industrie du ciment.

**Tableau 7-2** : Capacité des fonderies européennes

Usines existantes	Capacité de recyclage (par an)
Boliden, Suède	35000 tonnes de ferrailles (25% de

<sup>53</sup> <http://www.unicore.com/en/>

<sup>54</sup> Lors du recyclage de la ferraille dans les fonderies, les valeurs des PC se sont avérées de 0.08 à 0.12 ng ET/m<sup>3</sup> dans l'étude suédoise (proche de la limite des émissions des cheminées dans les incinérateurs de déchets) (Mark Lehner et 2000), et donc au-dessus de l'Allemagne de 0,05 ng TEQ/Nm<sup>3</sup> (TRGS 557, 2000), sans même tenir compte des PBDD/ PBDF ou des PXDD/ PXDF. Également dans l'essai pilote de la fonderie en Belgique, seuls les PCDD/PCDF ont été mesurés et uniquement dans la cheminée après le traitement des gaz de combustion (Hagelüken, 2006; Brusselaers et al, 2006).

	polymères)
Umicore, Belgique	Peut traiter > 10000 tonnes par an (en particulier des cartes de circuits imprimés)
Norddeutsche Affinerie AG, Allemagne (aujourd'hui : Aurubis AG)	Traite 10000 tonnes de PCB, et >15000 tonnes de matières plastiques issues des DEEE

(BSEF, 2000)<sup>55</sup>

Les considérations des MTD/MPE spécifiques visant à réduire ou à éliminer les rejets des POP-PBDE et des PXDD/PXDF dans les fonderies de cuivre comprennent :

- **Des brûleurs de post combustion conçus en conformité avec les MTD:** les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm mentionnent les brûleurs de post combustion comme des MTD pour réduire les rejets des PCDD/PCDF provenant des installations métalliques secondaires (Convention de Stockholm, 2007). L'efficacité de la post combustion doit être évaluée pour connaître sa pertinence dans le traitement des matériaux intrants contenant des POP-PBDE/RFB en toute sécurité.
- **Un traitement des effluents gazeux :** les MTD/MPE comprennent aussi une manipulation et un conditionnement appropriés des effluents gazeux, visant à prévenir la formation de la synthèse de novo des PXDD/PXDF à moins que ceux-ci ne soient émis par le four.

Les mesures secondaires principales pour la réduction des POP non intentionnels comprennent :

- L'injection d'adsorbants (par exemple le charbon actif)
- Un haut niveau de dépoussiérage des filtres en tissu (jusqu'à <5 mg poussière/Nm<sup>3</sup>)

De plus amples détails peuvent être trouvés dans les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007) et dans le BREF de l'UE (Commission européenne, 2009).

### 7.6.2 Récupération des matériaux et de l'énergie dans des fours à arc électrique

Quelques mesures clés à prendre en compte concernant les MTD/MPE pour la réduction des rejets des POP produits non intentionnellement provenant des fours à arc électriques (FEA), sont décrites dans la Section VI, Partie III, Catégorie de source (b) « Les procédés thermiques dans l'industrie métallurgique autres que ceux mentionnés dans l'Annexe C Partie II » des lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007). Le BREF de l'UE pour l'industrie sidérurgique décrit en détail les technologies conformes aux MTD utilisées (Commission européenne, 2011b)<sup>56</sup>.

Les FEA n'ont pas été considérés en tant qu'installations pour la récupération des déchets contenant des POP-PBDE/RFB. Pendant plusieurs années, il a été démontré que les FEA de traitement des

<sup>55</sup> BSEF, 2000. <http://www.bsef.com/science/brominated-flame-retardants-and-recycling/technical-recycling-and-wastesolutions/>

<sup>56</sup> [ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/IS\\_11\\_17-06-2011.pdf](ftp://ftp.jrc.es/pub/eippcb/doc/IS_11_17-06-2011.pdf)

ferrailles peuvent générer des niveaux élevés de PCDD/PCDF dans les déchets solides et dans la poussière provenant de l'épuration des gaz de combustion (ENDS, 1997). Plus récemment, les émissions de PBDE et de PBDD/PBDF provenant de fours à arc électrique ont été rapportées en Chine, le Taïwan et la Turquie (Du et al, 2010a, b; Odabasi et al, 2009; Wang et al, 2010). Les niveaux provenant des procédés métallurgiques étaient plus élevés que ceux des incinérateurs (Du et al., 2010a, b). Cela démontre que les déchets des matières premières contenant des PBDE pénètrent dans les FEA et doivent être considérés par la Convention de Stockholm. Étant donné que les FEA peuvent faciliter la récupération des métaux, de tels cas pourraient correspondre à la catégorie du recyclage et de la récupération des matériaux contenant des POP-PBDE.

Des considérations spécifiques sur les MTD/MPE visant à réduire ou à éliminer les rejets de POP-PBDE et de PXDD/PXDF provenant des FEA, comprennent :

- **La séparation des matériaux contenant des POP-PBDE des ferrailles** : cette étape de séparation est particulièrement importante pour les fours à arc électrique n'ayant pas de meilleures techniques disponibles. Étant donné que les matériaux récupérés/recyclés par les FEA pourraient contenir des POP-PBDE, les types de déchets suivants doivent être pris en compte :
  - Les ferrailles automobiles et les composants d'autres véhicules de transport (bus, trains, avions) contenant des POP-PBDE dans la mousse de polyuréthane des sièges, des appuie-tête et des accoudoirs, des toits, ainsi que des plastiques d'intérieur ou dans les câbles.
  - Les appareils électroménagers et d'autres DEEE contenant des POP-PBDE dans les pièces en plastique.
- **Des brûleurs de post combustion conçus en conformité avec les MTD** : les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007) mentionnent les brûleurs de post combustion en tant que MTD pour minimiser la formation et l'émission des PCDD/PCDF dans les FEA. En ce qui concerne les fonderies, il faut évaluer l'efficacité du post-brûleur afin de décider dans quelle mesure les FEA à l'aide des MTD (y compris les post-brûleurs) sont capables de traiter prudemment les matériaux intrants contenant des POP-PBDE. Pour les FEA conformes aux MTD/MPE, il est également recommandé que les matériaux contenant des POP-PBDE soient séparés davantage avant de récupérer les métaux dans le four.
- **Traitement des effluents gazeux** : les MTD/MPE recommandent aussi une manipulation et un conditionnement appropriés des effluents gazeux pour prévenir la formation de novo des PCDD/PCDF. Les mêmes mesures peuvent inclure l'utilisation de brûleurs de post combustion, suivie d'une trempe rapide d'effluents gazeux.

Les principales mesures secondaires pour la réduction des POPNI comprennent :

- L'injection d'adsorbants (par exemple le charbon actif)
- Un haut niveau de dépoussiérage des filtres en tissu (jusqu'à <5 mg poussière/Nm<sup>3</sup>)

Des plus amples détails peuvent être trouvés dans les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm et dans les BREF de l'UE respectifs.

### 7.6.3 Recyclage chimique des polymères contenant des POP-PBDE dans l'industrie sidérurgique primaire

Les lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007) n'incluent pas les MTD pour les opérations dans les hauts fourneaux car ceux-ci ne sont pas classifiés comme source pertinente de POPNI ; cependant, les hauts fourneaux sont mentionnés pour le fer dans l'UE et l'acier dans le BREF (Commission européenne, 2001, 2011).

Les plastiques et éventuellement d'autres polymères sont utilisés dans l'industrie de l'acier primaire, soit i) directement dans les hauts fourneaux et tant que substituts de coke, ou ii) en tant que substituts de charbon dans la production de coke (Japan National Institute for Environmental Studies, 2010; Commission européenne, 2011b). Une ACV pour les boîtiers de TV contenant des POP-PBDE (Hirai et al., 2007) a comparé quatre scénarios : le recyclage des matériaux, le recyclage chimique, l'incinération et la mise en décharge. Cette analyse a conclu que le recyclage chimique des matériaux contenant des POP-PBDE dans l'industrie de l'acier primaire pourrait être préférable par rapport à la deuxième option, tout en soulignant que la capacité est limitée en raison de la teneur en Br des matières plastiques.

Selon le document européen de référence des MTD pour le fer et l'acier, les résidus de broyage sont des matières premières pour la production d'acier primaire (Commission européenne, 2011). Il n'y a pas de données publiées sur les émissions provenant d'un haut fourneau fonctionnant avec un co-traitement précis des matériaux contenant des POP-PBDE. Cependant, le document des MTD/MPE souligne que pour évaluer les options et les limitations de l'utilisation des matières premières de ces fractions riches en polymères (provenant de l'électronique mixte et/ou du broyage automobile), il est nécessaire de déterminer la teneur en métaux lourds des matières premières provenant des polymères<sup>57</sup>. Cette détermination est également nécessaire pour évaluer la pertinence et les limitations d'usage de ces fractions riches en polymères<sup>58</sup> (Commission européenne, 2011b). Hirai et al. (2007) a constaté que la teneur en brome/halogène était un facteur limitant l'étendue de l'usage dans l'industrie de l'acier primaire<sup>59</sup>, car l'industrie sidérurgique japonaise accepte uniquement une teneur en halogène allant jusqu'à 0,5% (de brome ou chlore). En Europe, la teneur en halogène réglementaire semble être plus élevée<sup>60</sup>.

Les conditions dans un haut-fourneau sont susceptibles de détruire les POP-PBDE et d'autres composés organiques halogénés dans des fours à haut rendement. Cependant, les émissions des POP-PBDE et des PBDD/PBDF doivent être évaluées en détail pour assurer la conformité avec les obligations de la Convention de Stockholm.

---

<sup>57</sup> Notamment du mercure, mais également du cobalt, du chrome, de l'arsenic, du plomb, du nickel, du cadmium et du zinc.

<sup>58</sup> Le BREF européen sur l'acier spécifie les limitations pour le cobalt. Le chrome, l'arsenic, le plomb, le nickel, le mercure, le cadmium et le zinc dans le recyclage chimique des matières plastiques dans les hauts fourneaux (Commission européenne, 2009).

<sup>59</sup> La teneur en brome des déchets provenant des boîtiers de TV générés au Japon chaque année est de 705 tonnes, soit près du double des 400 tonnes d'halogène totales qui pourraient être acceptées/administrées par le recyclage chimique des matières plastiques dans l'industrie japonaise de l'acier primaire. Par conséquent, au Japon, un maximum d'environ 50% des matières plastiques des TV pourrait être récupéré théoriquement par cette voie (Hirai et al., 2007).



#### 7.6.4 Matériaux contenant des POP-PBDE dans les industries d'aluminium secondaire

Quelques recommandations clés des MTD/MPE à prendre en compte pour les installations de production d'aluminium secondaire axées sur la réduction des rejets de POPNI sont décrites dans la Section V, pour la source de catégorie 2D « Les procédés thermiques dans l'industrie métallurgique » des lignes directrices sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm, 2007). Les détails des technologies sont décrits dans les documents BREF de l'UE portant sur les industries des métaux non-ferreux (Commission européenne, 2001)<sup>61</sup>.

Les PBBB/PBDF et les PXDD/PXDF ont été détectés dans les émissions de gaz de cheminée des fonderies d'aluminium secondaire (Du et al., 2010a, 2010b). Les PBDE ont également été trouvés dans une entrée de déchets d'une usine de recyclage d'aluminium. Des échantillons ont été prélevés à partir des déchets issus de la manipulation des matières plastiques provenant des DEEE, de la poussière du filtre provenant d'un concasseur électronique, de la poussière du cyclone provenant d'un concasseur électronique, et des résidus légers provenant d'un broyeur de voitures. Dans les analyses de dépistage, les PBDE ont été identifiés dans tous les échantillons dans des quantités de 245--67,450 ng/g. Les niveaux les plus élevés ont été trouvés dans les matières plastiques provenant de l'électronique. D'autres retardateurs de flamme bromés ont également été trouvés dans tous les échantillons. Le pentaBDE (150 ng/g), l'hexaBDE (20 ng/g) et le décaBDE (10 ng/g) ont été les principaux congénères des PBDE trouvés (Sinkkonen et al., 2004).

Par conséquent, les émissions des POP-PBDE, des PBDD/PBDF et des PXDD/PXDF dans l'air et dans les résidus solides devraient être correctement évaluées dans les usines d'aluminium secondaires.

#### 7.6.5 Fonderies d'antimoine recyclant des matières plastiques contenues dans les DEEE

Certaines matières plastiques ignifugées contenues dans les DEEE peuvent être récupérées dans des fonderies d'antimoine, dans lesquelles le  $Sb_2O_3$ <sup>62</sup> est récupéré et les matières plastiques servent d'agent réducteur (PNUE, 2010b). Malheureusement, aucune donnée sur les volumes traités, sur l'efficacité de destruction des POP-PBDE, ou sur la quantité de POP-PBDE ou de PBDD/PBDF libérés n'est disponible à partir de ces procédés. Il n'y a pas de rapports publiés sur le suivi des rejets de PBDE et de PBDD/PBDF lors de la récupération de l'antimoine à partir des matières plastiques contenues dans les DEEE.

Pour que le traitement des gaz de combustion soit approprié, les MTD pour le traitement des matières plastiques contenant des POP-PBDE/RFB dans les fonderies d'antimoine exigent des post-brûleurs. Les mesures peuvent déterminer ensuite la pertinence de l'utilisation des fonderies d'antimoine respectives pour traiter les matières plastiques contenant des POP-PBDE.

#### 7.6.6 Considérations des pays en voie de développement et en transition

Des études récentes en Chine, au Taiwan et en Turquie ont rapporté des émissions de PBDE et de PBDD/PBDF dans les industries métallurgiques (fonderies de cuivre, fours à arc électriques, usines de frittage, industrie de l'aluminium secondaire), révélant que les matériaux contenant des PBDE/BFR

---

<sup>61</sup> Le BREF européen de l'acier spécifie les limites pour le cobalt, le chrome, l'arsenic, le plomb, le nickel, le mercure, le cadmium et le zinc dans le recyclage chimique des matières plastiques dans les hauts fourneaux (Commission européenne, 2009).

<sup>62</sup> Utilisé comme agent synergique des retardateurs de flammes avec des ignifugeants halogénés



sont traités dans ces installations (Du et al, 2010; Odabasi et al, 2009; Wang et al, 2010). Étant donné que plusieurs pays en voie de développement/transition ont certaines de ces industries, il est probable que quelques émissions proviennent de ces installations. Cependant, ces installations peuvent aussi récupérer des métaux et de l'énergie à partir de ces matériaux/flux de déchets avec les avantages associés de la conservation des ressources et de l'efficacité énergétique.

Dans la plupart des pays en voie de développement/transition, les industries métallurgiques ont un faible niveau technologique et les technologies de réduction sont généralement sous-développées. Par conséquent, dans les pays en voie de développement on ne sait pas si à l'heure actuelle les industries métallurgiques sont appropriées pour le traitement des métaux contenant des POP-PBDE.

Étant donné qu'il existe encore un manque de connaissances considérables relatives aux différentes industries métallurgiques, même dans les pays industriels (fonderies de cuivre, fours à arc électriques, fonderies d'aluminium secondaire et d'antimoine) aucune recommandation ne peut être donnée à de telles pratiques pour les pays en voie de développement/transition. Le suivi des rejets provenant des installations de traitement des matériaux contenant des POP-PBDE/RFB est une première étape indispensable.

## 8 Élimination des matériaux contenant des POP- PBDE dans les décharges

La plupart des pays en voie de développement ne dispose pas de systèmes de recyclage pour séparer les POP-PBDE des flux importants de matériaux tels que les véhicules en fin de vie, les matières plastiques contenues dans les DEEE, les meubles et les matelas. Ces pays n'ont pas non plus la capacité, ni les ressources humaines ou financières<sup>63</sup> pour réaliser des pratiques sophistiquées de gestion des déchets, ni des options de traitement et d'élimination. Par conséquent, dans de nombreux pays en voie de développement, une grande proportion de déchets est toujours déposée dans des décharges et des dépotoirs ouverts, parfois avec une incinération à ciel ouvert, ce qui entraîne de graves incidences négatives sur la santé humaine et sur l'environnement. L'annexe 3 fournit plus d'informations sur les décharges des déchets contenant des POP-PBDE, s'adressant principalement aux pays en voie de développement et aux pays à économie en transition.

### 8.1 Inconvénients de la mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE

Plusieurs études révèlent que les POP-PBDE ainsi que d'autres POP (PCB, PCDD/PCDF et d'autres composés semi volatiles), des métaux lourds et d'autres substances provenant des décharges s'infiltrent dans le sol et dans l'hydrosphère (Osako et al., 2004; Odusanya et al., 2009; Danon-Schaffer, 2010; Danon-Schaffer and Mahecha-Botero, 2010; Weber et al., 2011; Zennegg et al., 2010; Götz et al., 2012). Les POP-PBDE ont été également détectés dans les sols adjacents aux décharges

---

<sup>63</sup> Une enquête sur les coûts de gestion des déchets dans différentes régions démontre que les dépenses de la gestion des déchets municipaux sont équivalentes à 0,2% et 0,4% du PBI pour la plupart des pays et les ressources financières disponibles pour la gestion des déchets couvrent une gamme dont le facteur est de 500 (Brunner et Fellner, 2007).

dans plusieurs régions du Canada (Danon-Schaffer, 2010), ce qui indique une émission atmosphérique des POP-PBDE provenant des décharges et leur dépôt subséquent. En fin de compte, les rejets de POP et de métaux lourds des dépotoirs contenant des résidus de broyage des véhicules en fin de vie et des déchets électroniques pourraient nécessiter une dépollution coûteuse<sup>64</sup> (Takeda, 2007).

Ces résultats mettent en évidence que l'élimination des articles contenant des POP-PBDE dans les décharges est une option uniquement si toutes les MTD/MPE disponibles sur les traitements avancés en pollution atmosphérique ou les traitements alternatifs équivalents (voir le chapitre 7 ; Convention de Stockholm, 2007) ont déjà été explorées et appliquées, si cela est possible.

## 8.2 Décharge contrôlée pour l'élimination des matériaux contenant des POP-PBDE

Il faudrait prendre en considération uniquement les décharges contrôlées bien conçues, comprenant au moins les mesures d'ingénierie décrites ci-dessous pour le dépôt des matériaux contenant des POP-PBDE (voir annexe 3 ; BIPRO, 2007 ; Keet et al., 2010) :

- Une localisation appropriée des décharges, en tenant compte de la proximité des résidents et autres récepteurs sensibles, les eaux souterraines locales, les eaux de surface et les risques d'inondation.
- Une sécurité stricte du site et un contrôle complet des déchets arrivant à la décharge pour leur élimination.
- Une gestion des décharges visant à minimiser les risques d'incendie avec une compression et une couverture appropriées, etc. (voir la Convention de Stockholm, 2007).
- L'exploitation de la décharge avec une couverture quotidienne.
- Des revêtements de base étanche de pointe pour minimiser les fuites.
- Le profilage et recouvrement pour minimiser l'infiltration.
- La collecte, le contrôle et traitement du lixiviat.
- La collecte, le contrôle et traitement des gaz d'enfouissement.
- Un suivi complet avec une réhabilitation à long terme (probablement pendant des siècles).

---

<sup>64</sup> Le coût élevé de la dépollution ou de l'excavation des décharges contenant des POP (Weber et al., 2011; Götz et al., 2012) constitue une autre raison pour laquelle les pays doivent éviter la mise en décharge de ces déchets chaque fois que possible.

### 8.3 Considérations sur la réhabilitation à long terme des décharges contrôlées

L'espérance de vie des mesures d'ingénierie et de confinement par enfouissement sanitaire est limitée: on estime que celle-ci peut prendre des décennies à des siècles. Les expériences pratiques actuelles ne sont pas suffisamment exhaustives pour que l'on puisse en tirer des enseignements sur la réhabilitation à long terme des décharges contrôlées (Buss et al., 1995; Allen, 2001; Simon and Mueller, 2004); mais on peut supposer que les articles mis en décharge contenant des POP-PBDE et d'autres produits seront libérés par le sol et par les lixiviats dans les systèmes environnementaux au fil du temps (Weber et al., 2007). La période de vie des PBDE et des autres produits chimiques toxiques persistants dans les décharges a été modelée (par exemple Danon-Schaffer, 2010). Il a été signalé que la menace des POP-PBDE dans l'environnement survivra à la maîtrise technique de la décharge, car plus de connaissances sur le comportement à long terme et le devenir des PBDE et d'autres produits chimiques toxiques sont nécessaires pour pouvoir évaluer la menace des POP-PBDE pour l'environnement, y compris le changement climatique et les phénomènes météorologiques extrêmes (Laner et al., 2009 ; Weber et al., 2011).

Les décharges conformes aux MTD devraient prendre en considération les taux de précipitations, d'infiltration et d'érosion plus élevés avec une production accrue du lixiviat ; la mobilisation d'une fraction plus importante de déchets ; une dégradation plus rapide des membranes d'étanchéité, et des taux de volatilisation plus élevés. La situation est particulièrement préoccupante pour les plaines inondables, les zones basses et les zones côtières où les inondations et l'interaction avec le fleuve et/ou l'eau de mer constituent une menace pour l'environnement et pour la santé humaine à cause de la bioaccumulation (Bebb et Kersey, 2003). Les risques d'inondation (et les risques de contamination des eaux souterraines et de la surface) devraient être envisagés à long terme dans les nouvelles réglementations des décharges (par exemple 10 000 années) si les déchets contenant des POP-PBDE (et d'autres POP) doivent être mis en décharge. En outre, toutes les décharges actuelles et anciennes où les POP-PBDE (et d'autres POP) ont été éliminés pourraient être cartographiées et évaluées dans une base de données nationale, y compris les évaluations des risques d'inondation (Laner et al., 2009). Ces données seraient liées à l'inventaire des sites contaminés contenant des POP-PBDE (voir le chapitre 7 de la Directive pour l'inventaire des POP-PBDE), des PFOS (voir le chapitre 7 de la Directive pour l'inventaire des SPFO) ou d'autres POP (PNUE, 2005 ; UNIDO, 2010 ; Hatfield Consultants and World Bank, 2009).

## Références

### Annexes

#### Annexe 1 : Considérations générales sur les MTD/MPE

##### Systèmes de gestion de l'environnement (SGE)

Ce sont des techniques liées à l'amélioration continue des performances environnementales. Elles fournissent le cadre pour assurer l'identification, l'adoption et le respect des options conformes aux MTD qui demeurent néanmoins importantes et qui peuvent jouer un rôle dans l'amélioration de la performance environnementale des installations. En effet, ces bonnes techniques/outils environnementales préviennent souvent les émissions.

Un certain nombre de techniques de gestion de l'environnement sont considérées en tant que MTD. La portée et la nature d'un Système de gestion de l'environnement (SGE) sont généralement liées à la nature, à l'ampleur et à la complexité des installations et à la gamme d'impacts environnementaux qu'elle peut avoir.

A cet égard, les MTD/MPE comprennent :

La mise en œuvre et le respect du SGE qui réunit les caractéristiques suivantes en fonction des circonstances individuelles :

- a. la définition par le gouvernement, d'une politique environnementale pour l'installation (l'engagement du gouvernement est considéré comme une condition préalable pour que d'autres caractéristiques du SGE soient appliquées avec succès)
- b. la planification et l'établissement des procédures nécessaires
- c. la mise en œuvre des procédures, en accordant une attention particulière à
  - la structure et la responsabilité
  - la formation, la sensibilisation et la capacité
  - la communication
  - l'implication des employés
  - la documentation
  - le contrôle efficace des procédés
  - le programme d'entretien
  - la préparation face aux urgences et la réponse
  - la protection de la conformité à la législation environnementale
- d. vérification des performances et adoption des mesures correctives, en accordant une attention particulière :
  - au suivi et à l'évaluation
  - aux actions correctives et préventives
  - à la tenue des registres
  - à l'audit interne indépendant (si possible) afin de déterminer si le système de gestion de l'environnement est conforme aux dispositions prévues et s'il a été correctement établi et maintenu.
- e. un engagement pour améliorer constamment l'efficacité énergétique de l'installation, par:
  - aa. L'élaboration d'un plan d'efficacité énergétique

bb. L'utilisation des techniques qui permettent de réduire la consommation d'énergie et donc de réduire les émissions à la fois directes (la chaleur et les émissions de la production sur place) et indirectes (les émissions d'une station d'alimentation à distance)

cc. la définition et le calcul de la consommation d'énergie spécifique à l'activité (ou des activités) en établissant des indicateurs de performance clés sur une base annuelle (par exemple MWh/tonne de matériel/déchets traités).

Au sein du SGE, avoir un plan de gestion du bruit et des vibrations en place en cas de besoin.

La gestion des matériaux et des résidus générés par les procédés conformes aux MTD/MPE consiste à:

Avoir un plan de gestion des résidus dans le cadre du SGE, y compris:

a. les techniques environnementales fondamentales

b. les techniques de référencement interne

### *Gestion des matériaux/déchets dans les installations et dans les procédés*

De nombreux procédés décrits dans ce document concernent des produits/matériaux après la fin de leur vie de produits. Autrement dit, elles impliquent le recyclage, la récupération de la matière/énergie ou l'élimination puisqu'il s'agit des éléments les plus appropriés pour les flux de matières contenant des POP-PBDE. En ce qui concerne la gestion des matériaux/déchets, les MTD/MPE génériques pour les systèmes de gestion des matériaux /déchets décrits dans ce document visent à accroître la connaissance sur les matières premières et déchets entrants, et sur la manière de bien stocker, manipuler et éliminer les déchets ainsi qu'à améliorer les connaissances sur les matériaux et déchets qui quittent l'installation.

### *Système de gestion des déchets/matériaux*

L'objectif des MTD/MPE est de mettre en place un système visant à garantir la traçabilité des matériaux et du traitement des déchets contenant les caractéristiques suivantes:

a. Une procédure pour documenter l'utilisation et les traitements des matériaux et des déchets par des diagrammes de flux et des bilans de masse.

b. Une procédure pour effectuer la traçabilité des données à travers plusieurs étapes opérationnelles (par exemple la pré-acceptation, l'acceptation, le stockage, le traitement, l'expédition). Les enregistrements peuvent être effectués et tenus à jour régulièrement afin d'inscrire les livraisons, les traitements sur place et les expéditions. Les documents sont généralement gardés pendant une période minimale de six mois après l'expédition des déchets.

c. Un système de référence et d'enregistrement précis sur les caractéristiques des déchets et une source du flux de déchets qui soit disponible en permanence.

d. Il peut s'agir d'une base de données informatiques ou d'une série de bases de données, qui sont régulièrement sauvegardées. Le système de suivi du contrôle des matériaux/déchets inventaire/stock devrait inclure la date d'arrivée sur place, les détails des producteurs de déchets, un code d'identification unique, la pré-acceptation et l'acceptation des résultats d'analyse, une description du type d'emballage et de la taille, les voies de traitement/élimination prévues, un enregistrement

précis de la nature et de la quantité des matériaux/déchets tenues sur place, y compris tous les détails sur les dangers de la localisation des matériaux/déchets par rapport à un plan du site, et sur le stade du traitement où se trouvent actuellement les matériaux/déchets.

e. Les fûts et autres récipients mobiles ne devraient être déplacés entre les différents sites (ou chargés pour l'élimination hors site) que sous les instructions du gestionnaire approprié, en s'assurant que le système de suivi des déchets soit modifié pour enregistrer ces modifications.

Avoir et appliquer une définition des règles de mélange orientées à restreindre les types de déchets qui peuvent être mélangés dans le but d'éviter l'émission croissante de pollution des traitements de déchets en aval. Ces règles doivent tenir en compte le type de matériaux/déchets (par exemple dangereux, non dangereux), le traitement des déchets à appliquer, ainsi que les étapes suivantes qui seront réalisées sur les déchets OUT (voir ci-dessous).

Il faudrait mettre en place une procédure de séparation et de compatibilité comprenant:

- a. Des registres détaillés et précis de l'essai, y compris toute réaction donnant lieu à des paramètres de sécurité (augmentation de la température, production de gaz ou de pics de pression); un registre des paramètres de fonctionnement (changements de viscosité et séparation ou précipitation des solides) et tout autre paramètre pertinent, tels que la génération d'odeurs.
- b. Des récipients d'emballage de produits chimiques dans des fûts séparés en fonction de leur classification des dangers. Les produits chimiques incompatibles (oxydants et liquides inflammables) ne devraient pas être stockés dans le même fût.

Disposer d'une démarche visant à améliorer l'efficacité du traitement des déchets. Cela comprend généralement l'identification d'indicateurs appropriés pour rapporter l'efficacité du traitement des déchets et un programme de suivi.

Produire un plan structuré de gestion des accidents, puis tenir et utiliser correctement un journal des incidents.

### *Matériaux et déchets entrants*

Pour améliorer les connaissances sur les matériaux et les déchets entrants, les MTD/MPE devraient enregistrer des informations précises sur ceux-ci dans les installations respectives. De telles connaissances doivent prendre en compte les matériaux/déchets sortants, le traitement à réaliser, le type de matériau/déchet, l'origine des matériaux/déchets, les procédures recommandées et les risques encourus.

Mettre en œuvre une procédure de pré-acceptation contenant au moins les éléments suivants:

- a. essais des matériaux/déchets entrants par rapport au traitement prévu.
- b. assurer que toutes les informations nécessaires sont reçues sur la nature du (des) procédés de production des matériaux /déchets, y compris leur variabilité.  
Le personnel devant effectuer une éventuelle procédure de pré-acceptation doit être en mesure, en raison de sa profession et ou/expérience, de faire face à toutes les questions nécessaires pertinentes pour le traitement des matériaux/déchets dans l'installation.

c. un système permettant de fournir et d'analyser un échantillon représentatif (s) des matériaux/déchets provenant du processus de production en cours. Si par exemple une installation de recyclage de DEEE souhaite envoyer des matières plastiques à recycler, la remise des données sur la teneur en POP-PBDE pourrait être une condition requise. Une méthode pour l'échantillonnage et

l'analyse des POP-PBDE dans les matières plastiques issues des DEEE est décrite dans les Directives sur l'analyse des nouveaux POP dans les articles, et dans Wäger et al. (2010)<sup>65</sup>.

d. un système de vérification rigoureuse de l'information reçue à l'étape de pré-acceptation, (s'il n'y a pas de contact direct avec le producteur des déchets). Cela devrait inclure les coordonnées du producteur des déchets et une description appropriée des matériaux/déchets relative à leur composition et à leur dangerosité.

e. faire en sorte que la classification soit fournie, et qu'elle soit conforme à la législation nationale.

f. identifier le traitement et la méthode appropriés pour chaque type de déchet reçu dans l'installation pour chaque nouvelle demande de matériau/déchet, et avoir une méthode claire d'évaluation du traitement des déchets. Cela devrait prendre en considération les propriétés physico-chimiques de chaque matériau/déchet et les spécifications techniques pour les matériaux/déchets traités.

Mettre en œuvre une procédure d'acceptation contenant au moins les éléments suivants:

a. un système clair et précis permettant à l'opérateur d'accepter les matériaux/déchets dans l'usine réceptrice, uniquement si une méthode de traitement et une voie et d'élimination/récupération pour les produits sont déterminées.

En ce qui concerne la planification de l'acceptation, il convient de garantir que la capacité de stockage, de traitement et des conditions d'expédition (par exemple les critères d'acceptation des produits de l'autre l'installation) soient également respectés.

b. des mesures existent pour documenter et traiter les matériaux/déchets acceptables qui arrivent au site, tel qu'un système de pré-réservation pour assurer par exemple qu'une capacité suffisante soit disponible.

c. des critères clairs et univoques pour le rejet des déchets et la notification de toutes les violations de conformité.

d. un système établi pour identifier la limitation maximale des matériaux/déchets pouvant être stockés dans l'installation.

e. inspecter visuellement les matériaux/déchets entrants afin de s'assurer qu'ils sont conformes à la description reçue au cours de la procédure de pré-acceptation.

Mettre en œuvre diverses procédures d'échantillonnage pour les différents matériaux/déchets entrants livrés en vrac et/ou dans des conteneurs. Ces procédures d'échantillonnage peuvent comprendre les éléments suivants:

a. des procédures d'échantillonnage basées sur une approche du risque. Quelques éléments à prendre en compte sont le type de matériau/déchet (dangereux ou non) et la connaissance du consommateur (p.ex., du producteur de déchets).

---

<sup>65</sup> Wäger P, M Schlupep, E. Müller 2010. RoHS substances in mixed plastics from Waste Electrical and Electronic Equipment. Final Report September 17, 2010

- b. vérifier les paramètres physico-chimiques pertinents. Ceux-ci sont liés à la connaissance de la matière/déchets nécessaire dans chaque cas pour enregistrer l'ensemble des déchets/matériaux.
- d. organiser des procédures d'échantillonnage appropriées. La procédure devrait contenir un système d'enregistrement du nombre d'échantillons et du degré de consolidation.
- e. l'échantillon avant son acceptation.
- f. un système de détermination et d'enregistrement.
- g. un système garantissant que les échantillons des matériaux/déchets soient analysés en cas de besoin. Les POP-PBDE peuvent être analysés dans le cas où le matériau soit pris en considération pour le recyclage. Le dépistage de brome (voir la section 3.6) peut être utilisé comme un paramètre de substitution pour l'adoption ultérieure de décisions

Avoir un établissement de réception qui réponde au moins aux critères suivants:

- a. Un laboratoire d'analyse d'échantillons à la vitesse requise par les MTD. Pour cela, il est nécessaire de compter sur un système d'assurance qualité, sur des méthodes de contrôle de qualité et sur la tenue d'un registre approprié pour garder les résultats des analyses. Plus particulièrement pour les déchets dangereux où le laboratoire a besoin d'être sur place. Étant donné que les POP-PBDE exigent une analyse assez complexe (voir les Directives sur l'analyse de nouveaux POP dans les articles), un tel contrôle n'est normalement pas effectué sur place.
- b. Disposer d'un espace de stockage des déchets sous quarantaine ainsi que des procédures écrites pour gérer les déchets rejetés. Si l'inspection ou l'analyse révèle que les déchets ne répondent pas aux critères d'acceptation (y compris par exemple les fûts endommagés, corrodés ou non marqués), alors les matériaux/déchets peuvent être entreposés temporairement en toute sécurité. Un tel stockage et de telles procédures devraient être conçus pour promouvoir une gestion rapide (typiquement une question de jours ou moins) dans le but de trouver une solution pour ce matériau/déchets.
- c. Disposer d'une procédure claire de traitement des déchets, où l'inspection et/ou l'analyse puisse démontrer qu'ils ne remplissent pas les critères d'acceptation de l'usine ou qu'ils ne correspondent pas à la description des matériaux/déchets reçus lors de la procédure de pré-acceptation. La procédure devrait comprendre toutes les mesures requises par le permis ou par la législation nationale/internationale pour informer les autorités compétentes, pour stocker en toute sécurité la livraison pour toute période de transition ou pour rejeter les matériaux/déchets et les renvoyer au producteur des déchets ou à toute autre destination habilitée.
- d. déplacer les matériaux/déchets de la zone de stockage uniquement après leur acceptation.
- e. Marquer les zones d'inspection, de déchargement et d'échantillonnage sur un plan du site.
- f. disposer d'un système de drainage étanche si nécessaire.
- g. Disposer d'un système garantissant que le personnel d'installation qui participe à l'échantillonnage, à la vérification et aux procédures d'analyse soit dûment qualifié et suffisamment bien formé, et que la formation soit mise à jour sur une base régulière.
- h. l'application à ce stade, d'un identifiant unique du système de suivi des déchets (étiquette, code) pour chaque conteneur. L'identifiant contiendra au moins la date d'arrivée sur le site et le code du déchet.



## *Le stockage et la manutention*

Les matériaux contenant des POP-PBDE (par exemple, les déchets électroniques, les résidus de broyage, les mousses de PUR) et les déchets doivent souvent être stockés et manipulés avant le traitement ou l'élimination finale. Les MTD/MPE de stockage devraient inclure les techniques suivantes:

- a. localiser les zones de stockage loin des cours d'eau et des périmètres sensibles, et d'une manière permettant d'éliminer ou de réduire la double manutention des déchets au sein de l'installation.
- b. assurer que la zone de stockage de l'infrastructure de drainage contient tous les écoulements d'eau contaminés et que lors du drainage des déchets incompatibles, ceux-ci ne puissent pas entrer en contact avec les autres.
- c. Pour le tri et le reconditionnement des « smalls » (ou produits chimiques redondants ou non fiables des laboratoires) et déchets similaires, utiliser un espace ou un stockage prévu et équipé de toutes les mesures nécessaires face aux dangers que ces déchets peuvent représenter. Ces déchets sont triés en fonction de leur classification des risques, en tenant dûment compte des problèmes d'incompatibilité potentiels. Si nécessaire, ces déchets sont reconditionnés. Après cela, ils sont déplacés vers la zone de stockage appropriée.
- d. accorder une attention particulière aux mesures de protection appropriées contre l'incendie et nécessaires pour le stockage des déchets en plastique (voir la Convention de Bâle 2002)<sup>66</sup>.
- e. stocker le liquide des déchets organiques ayant un point d'inflammabilité bas sous une atmosphère d'azote, afin de les maintenir inertes. Chaque réservoir de stockage est placé dans une zone de rétention imperméable. Les effluents gazeux sont collectés et traités.

Appliquer les techniques suivantes pour la manipulation des déchets :

- a. avoir des systèmes et des procédures en place pour assurer que les déchets sont transférés vers le stockage approprié en toute sécurité.
- b. avoir un système de gestion en place pour le chargement et le déchargement des matériaux/déchets dans l'installation, qui prenne également en considération les risques que ces activités peuvent entraîner.
- c. s'assurer qu'une personne qualifiée assiste le site du détenteur de déchets pour contrôler les déchets d'origine ancienne, les déchets d'origine incertaine ou les déchets d'origine non définie (surtout si ils sont mis en fûts), pour classer les substances en conséquence, et pour les emballer dans des conteneurs spécifiques. Dans certains cas, les emballages individuels peuvent avoir besoin d'être protégés des dommages mécaniques dans le fût avec des charges adaptées aux propriétés des déchets conditionnés.

---

<sup>66</sup> Basel Convention. 2002. Basel Convention. 2002. Technical Guidelines for the Identification and Environmentally Sound Management of Plastic Wastes and for their Disposal.

Maximiser l'utilisation des emballages réutilisables (fûts, conteneurs, CIB, palettes, etc.).

## Matériaux et déchets sortants

Pour améliorer les connaissances et la gestion des déchets/matériaux sortants, les MTD/MPE consistent à:

- analyser et garantir la qualité et la composition des matériaux/déchets selon les paramètres pertinents importants pour la société/installation réceptrice.
- conformément à une gestion écologiquement rationnelle, évaluer de quelle manière et dans quel endroit les déchets peuvent être réutilisés en tant que matières premières pour une autre industrie.
- s'assurer que les matériaux et les déchets sont étiquetés selon le catalogue de gestion des déchets et selon d'autres critères d'étiquetage propres au pays.
- s'assurer que les matériaux contaminés ne sont distribués qu'à des entreprises ayant une capacité de traitement appropriée et à des cadres de gestion en place. Il faut garantir l'adéquation des technologies de traitement des déchets (par exemple la catégorie de décharge, la co-incinération dans des fours à ciment et des incinérateurs conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles).

## Opérations de concassage, broyage, tamisage et lavage :

Les opérations de concassage, broyage et tamisage sont communes au sein de la gestion et du traitement des matériaux contenant des POP-PBDE.

Les MTD/MPE consistent à:

Effectuer le concassage, le broyage et le tamisage des opérations dans les zones équipées, si nécessaire, avec des systèmes de ventilation par extraction liés à un équipement de réduction pour la manipulation des matériaux capables de générer des émissions dans l'air (par exemple la poussière, les odeurs, les COV).

Effectuer des procédés de lavage en tenant compte de:

- a. l'identification des composants lavés pouvant être présents dans les articles à laver (p.ex. des solvants, de l'huile, des réfrigérants).
- b. le transfert des lavages pour un stockage approprié, puis les traiter de la même manière que les déchets à partir desquelles ils ont été dérivés.
- c. l'utilisation des eaux traitées dans la station d'épuration pour le lavage à la place de l'eau douce. Les eaux usées résultantes peuvent ensuite être traitées dans l'usine de traitement des eaux usées ou réutilisées dans l'installation.

## Considérations générales des MTD/MPE relatives aux rejets dans l'air et dans l'eau

### *Traitement des rejets dans l'air*

Pour prévenir ou contrôler les rejets, en particulier des poussières, des COV, des odeurs et de quelques composés inorganiques, les MTD comprennent la restriction de l'utilisation des réservoirs ouverts, des récipients et des fosses par:

- a. la prévention de l'évacuation directe ou des émissions dans l'air par la liaison de tous les conduits à des systèmes de réduction appropriés lors du stockage des matériaux capables d'engendrer des émissions dans l'air (COV, p.ex. de la poussière, des odeurs).
- b. garder les déchets ou les matériaux couverts ou dans un emballage imperméable

Exploiter et entretenir correctement les équipements de réduction, y compris la manutention et le traitement/élimination des supports d'épuration usés. Disposer d'un système d'épuration en place pour les principales émissions gazeuses inorganiques provenant de ces opérations unitaires qui ont un point de rejet.

Détecter les fuites et avoir des procédures de réparation établies dans les installations, a) manipulant un grand nombre de composants de tuyauterie et de stockage et b) qui manipulant des composés qui peuvent fuir facilement et créer un problème écologique (tels que les émissions fugitives, la contamination des sols). Cela peut être perçu comme un élément du SGE.

Les émissions dans l'air devraient être réduites au moins aux niveaux requis par la législation nationale respective. Les installations sont encouragées à utiliser les technologies proposées par les MTD pour atteindre le niveau d'émission admis par les MTD.

Des systèmes de suivi appropriés devraient être en mis en place pour superviser les performances et enregistrer les émissions.

### *Traitement des eaux usées*

Les MTD/MPE ont pour objectif de réduire l'utilisation et la contamination des eaux par:

- a. l'application, si nécessaire, des méthodes d'imperméabilisation du site et de conservation du stockage
- b. la réalisation des contrôles réguliers dans les entrepôts, les bunkers, les fosses et les réservoirs
- c. le cas échéant, l'application du drainage séparé des eaux en fonction de leur charge polluante (eaux de traitement, eaux du toit, eaux de ruissellement des routes)
- d. la mise en place d'un bassin de collecte sécurisé
- e. la vérification régulière des eaux, dans le but de réduire la consommation d'eau et de prévenir leur contamination

#### f. la séparation de l'eau de traitement des eaux de pluie

Etablir des procédures pour s'assurer que les caractéristiques des effluents sont adaptées au système de traitement sur place des effluents ou au système de décharge

Eviter que les effluents contournent les systèmes de traitement des usines

Mettre en place et faire fonctionner un système d'enceinte où l'eau de pluie qui tombe sur les zones de traitement soit recueillie avec le lavage des citernes, les déversements occasionnels, les lavages des fûtes, etc. et renvoyée à l'usine de traitement ou collectée dans un bassin combiné.

Séparer l'eau des systèmes de collecte en eaux potentiellement plus contaminées et moins contaminées.

Disposer d'un socle complet en béton dans la zone critique, qui va jusqu'aux systèmes de drainage intérieur conduisant à des réservoirs de stockage ou à des bassins. Ceux-ci peuvent collecter l'eau de pluie et tout autre déversement.

Recueillir l'eau de pluie dans une cuvette spéciale pour la vérification, le traitement en cas de contamination, et pour son usage ultérieur.

Maximiser la réutilisation des eaux usées traitées et l'utilisation de l'eau de pluie dans l'installation.

Identifier les eaux usées pouvant contenir des composés dangereux. Séparer les flux d'eaux usées préalablement identifiés sur le site et traiter les eaux usées sur le site ou hors site de manière spécifique.

Sélectionner et réaliser la technique de traitement appropriée pour chaque type d'eaux usées.

Mettre en œuvre des mesures visant à accroître la fiabilité avec laquelle le contrôle et la réduction peuvent être effectués (p.ex., l'optimisation de la précipitation des métaux).

Identifier les principaux constituants chimiques de l'effluent traité (y compris la composition de la DCO) et faire ensuite une évaluation pertinente sur le devenir de ces produits chimiques dans l'environnement.

Décharger les eaux usées de son stockage uniquement après la réalisation de toutes les mesures de traitement et d'une inspection finale ultérieure.

Atteindre les valeurs d'émission d'eau requises par la législation nationale et/ou les autorités compétentes avant la décharge. Les installations sont incitées à utiliser les technologies conformes aux MTD pour atteindre de faibles rejets de polluants dans l'eau.

### Prévention de la contamination des sols

Pour éviter la contamination des sols, les MTD consistent à:

- fournir et maintenir les surfaces des zones opérationnelles, y compris l'application des mesures visant à prévenir ou à faire disparaître rapidement les fuites et les déversements, et veiller à ce que l'entretien des systèmes de drainage et d'autres structures souterraines soit effectué

- utiliser une base imperméable et un drainage interne du site
- réduire le lieu d'installation et minimiser l'utilisation des récipients souterrains et de la tuyauterie
- éviter les rejets du déversement des eaux usées dans le sol
- s'assurer que seules les boues non contaminées du traitement des eaux usées sont déversées dans le sol.

## Annexe 2: MTD/MPE génériques pour les technologies de transformation des matières plastiques

De nombreuses technologies de traitement sont utilisées pour transformer les matières plastiques issu du recyclage (et les polymères vierges) à la forme requise du produit final. L'étape du traitement en elle-même est essentiellement une étape de transformation physique à l'aide de différentes technologies (Commission européenne 2011a)<sup>67</sup> telles que:

- l'extrusion (pour les tuyaux, profilés, tôles et isolation des câbles)
- le moulage par injection (pour les produits de différentes formes, souvent très complexes comme les pièces de machines, les prises électriques et les équipements médicaux tels que les seringues, les thermoplastiques et les thermodurcissables).
- la pultrusion pour les tiges, tubes, etc.
- le film soufflé pour les thermoplastiques
- le film coulé pour les thermoplastiques
- le revêtement (pour les couches minces sur des substrats différents)
- le pressage (pour les résines)
- le filage (pour les fibres)
- le moulage par transfert de résines thermodurcissables
- le moulage par compression pour thermodurcissables
- le mélange (technique généralement applicable)

Les préoccupations environnementales et sanitaires du moulage ou de l'extrusion des matières plastiques recyclées sont les émissions des composés organiques volatiles/semi-volatiles, y compris les POP-PBDE. Dans certains cas, les eaux usées pouvant présenter des charges élevées de composés organiques, de solvants usés et de déchets non recyclables sont générées.

---

<sup>67</sup> Commission européenne 2011a. Document de référence sur les meilleures techniques disponibles (MTD) dans les systèmes de traitement/gestion des eaux usées et des gaz d'échappement dans le secteur chimique. Projet 2, 20 juillet 2011.

## Techniques de réduction des émissions COV/COSV dans la conception des procédés

Les techniques visant à réduire les émissions peuvent être prises en compte lors de la conception des procédés et de l'usine. Les conditions de la conception du procédé (par exemple la température, la pression, la pression de vapeur des matériaux/produits chimiques) peuvent influencer les niveaux d'émissions des COV et des COSV.

Les techniques de réduction des émissions de COV et COSV résultant de la conception des procédés comprennent (Commission européenne 2011a):

- L'optimisation de la conception du réacteur et des paramètres physiques afin de minimiser les rejets (COV) (mélanges homogènes de matières plastiques recyclées, température optimale, systèmes d'aspiration appropriés)
- La réduction au minimum de l'utilisation de composés volatils et de l'utilisation des matériaux à faible pression de vapeur
- Le traitement des flux d'eaux usées qui contiennent des COV par décapage, rectification ou extraction afin d'éliminer les solvants qui pourraient contribuer aux émissions des COV dans des opérations de traitement supplémentaires
- La séparation solide-liquide pour minimiser les émissions des COV (par exemple en utilisant des centrifugeuses, en conservant le système fermé)

## Techniques de réduction des émissions COV/COSV dans la conception d'une usine

La sélection des composants de l'usine et de la manière dont ils sont configurés peut influencer considérablement sur l'étendue des émissions fugitives. Ceux-ci devraient prendre en considération (Commission européenne, 2011a)<sup>68</sup>:

A) La limitation du nombre de points d'émission potentiels

Concevoir un réseau de tuyauteries approprié en minimisant la longueur du tuyau et en réduisant le nombre de connecteurs et de soupapes. Les raccords et les tuyaux soudés peuvent aussi aider à réduire les émissions.

Minimiser l'utilisation de pompes et utiliser un transfert de pression

B) Maximiser les caractéristiques inhérentes des procédés de confinement

Clôturer les systèmes de drainage des effluents et les citernes utilisées pour le stockage/traitement des effluents

C) La sélection d'équipement de haute qualité

Disposer de soupapes appropriées

Installer des joints à haute intégrité pour les applications difficiles

Disposer de pompes, compresseurs et agitateurs équipés de joints mécaniques

D) La sélection des matériaux appropriés pour les équipements

Sélectionner un équipement approprié pour le procédé

Éviter la corrosion en sélectionnant les matériaux appropriés

Éviter la corrosion en sélectionnant une doublure ou du matériel de revêtement

---

<sup>68</sup> European Commission. 2011a. Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Common Waste Water and Waste Gas Treatment/Management Systems in the Chemical Sector. Draft 2, 20 July 2011.

E) Faciliter les activités de suivi et d'entretien grâce à un bon accès aux composants difficiles

F) La collection et le traitement des émissions

Considérations économiques: Bien que la réduction des émissions puisse nécessiter quelques coûts d'investissement, elle offre également des possibilités pour économiser des matières premières.

### Annexe 3: Elimination des matériaux contenant des POP- PBDE dans les décharges

#### La mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE:

Les objectifs de la gestion des déchets des POP sont de trois ordres:

1) La protection de la santé humaine et de l'environnement;

2) la conservation des ressources; et

3) l'élimination et la stabilisation complète des déchets avec l'élimination des POP (sans transférer les problèmes relatifs aux déchets à la prochaine génération, en respectant le critère de «durabilité»).

Ainsi, pour la gestion des déchets axée sur les objectifs, la mise en décharge des déchets contenant des POP est l'option la moins préférée et doit normalement être évitée. Cette approche est cohérente avec les résultats de plusieurs analyses de cycle de vie sur l'élimination des POP-PBDE (Vermeulen et al 2011<sup>69</sup>; Boughton et Horvath 2006<sup>70</sup>; Ciacci et al 2010<sup>71</sup>;.. Duval et al 2007<sup>72</sup>) et avec les directives sur les MTD/MPE de la Convention de Stockholm (Convention de Stockholm 2007<sup>73</sup>). Ces directives recommandent, par exemple, que les résidus de broyage automobile qui contiennent toujours des POP-PBDE soient éliminés dans des incinérateurs appropriés, équipés de dispositifs sophistiqués de contrôle de pollution de l'air. Par conséquent, les suivantes lignes directrices pour la mise en décharge supposent que toutes les possibilités d'établir des cycles de matières "propres", ou de minéraliser les POP-PBDE par incinération moderne avec un contrôle perfectionné de la pollution atmosphérique ou par un traitement équivalent alternatif, ont été exploitées.

Le recyclage et l'incinération conformes aux MTD/MPE sont toutes deux des technologies de gestion des déchets coûteuses. Dans les pays en voie de développement, le secteur du recyclage informel est, dans certains cas, très efficace et peu onéreux mais il ne respecte généralement pas les normes environnementales ou les normes sanitaires au travail<sup>74</sup>. Les technologies conformes aux MTD/MPE sont pratiquées principalement dans les pays industrialisés en raison des coûts élevés. Une enquête sur les coûts de gestion des déchets dans les différentes régions démontre que les dépenses de la gestion des déchets municipaux oscillent entre 0,2% et 0,4% du produit intérieur brut (PIB) pour la

---

<sup>69</sup> Vermeulen I, J Van Caneghem, Bloc C, J Baeyens, Vandecasteele C. 2011. Automotive shredder residue (ASR): reviewing its production from end-of-life vehicles (ELVs) and its recycling, energy or chemicals' valorisation. *J Hazard Mater.* 190, 8-27.

<sup>70</sup> Boughton B, A. Horvath 2006. Environmental assessment of shredder residue management. *Resources, Conservation and Recycling* 47, 1-25.

<sup>71</sup> Ciacci L, L Morselli, Passarini F, Santini A, Vassura I. 2010. A comparison among different automotive shredder residue treatment processes. *International Journal Life Cycle Assessment* 15, 896-906.

<sup>72</sup> Duval D, Maclean HL. 2007. The role of product information in automotive plastics recycling: a financial and life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 15, 1158-1168.

<sup>73</sup> Convention de Stockholm, 2007. Guidelines On Best Available Techniques And Provisional Guidance On Best Environmental Practices Relevant To Article 5 And Annex C Of The Stockholm Convention On POPs..

<sup>74</sup> L'amélioration de la santé au travail et de la performance du secteur informel de la gestion des déchets sont d'une importance cruciale pour une gestion plus durable des déchets dans les pays en voie de développement.

plupart des pays (Brunner et Fellner, 2007<sup>75</sup>). Mais étant donné que l'échelle mondiale du PIB varie entre 200 USD et 100 000 USD par habitant (Banque mondiale, 2011<sup>76</sup>), les ressources financières disponibles pour la gestion des déchets couvrent une gamme dont le facteur est de 500. Il est évident que les pratiques de gestion des déchets doivent varier considérablement d'une région à l'autre, car de nombreux pays n'ont pas encore les moyens d'acquérir une infrastructure moderne pour la gestion des déchets, y compris l'incinération et autres moyens sophistiqués de traitement, de recyclage et d'élimination des déchets. Par conséquent, dans les pays en voie de développement, une proportion beaucoup plus élevée de déchets est encore éliminée dans les décharges et dans les dépotoirs par rapport aux pays industriels. Ces directives concernant la mise en décharge des déchets sont donc principalement destinées aux pays en voie de développement et aux pays à économie en transition. Ces pays utilisent souvent les décharges à ciel ouvert - parfois avec combustion à ciel ouvert - présentant de graves impacts négatifs sur la santé humaine et sur l'environnement. Ce chapitre et l'annexe D des directives restent appropriés aux pays industrialisés, où l'élimination des déchets contenant des POP à la décharge demeure commune dans le court terme - mais tous les efforts doivent être faits pour assurer que la transition se fasse vers une approche plus durable.

### Types de déchets contenant des POP-PBDE qui sont mis en décharge

Les déchets contenant des POP peuvent être classés comme suit: A) les déchets constitués essentiellement ou exclusivement des POP, B) les déchets mixtes contenant des POP comme additifs, C) et des déchets contaminés par des traces de POP. Les MTD/MPE ainsi qu'une bonne pratique devraient assurer que les informations permettant les exploitants des décharges d'identifier des déchets de type A soient disponibles pour chaque expédition. Si les déchets de type B sont issus d'un procédé unique et connu tel qu'un broyeur de voiture, la présence de POP-PBDE peut être évaluée en fonction de la Directive pour l'Inventaire des POP-PBDE de la Convention de Stockholm (chapitres 4, 5 et 6). En effet, selon les Directives de la Convention de Stockholm, les résidus du broyage automobile contiennent toujours certains POP-PBDE. Cependant, il est souvent difficile pour les exploitants de décharges d'identifier le type déchets C ou les types de déchets B et C lorsqu'ils sont mélangés avec d'autres déchets. Il doit aussi être pris en compte que les déchets de type B et C sont susceptibles de comporter d'autres substances dangereuses, telles que les autres POP et les métaux lourds. Ainsi, les décisions concernant la gestion et la mise en décharge des déchets contenant des POP-PBDE ne peuvent pas être prises uniquement pour des raisons de contenu de POP-PBDE.

Les quatre principaux domaines d'application pour les POP-PBDE, et donc pour les flux de déchets les plus appropriés, sont (voir aussi le chapitre 4, 5 et 6 du présent document d'orientation):

- les équipements électriques et électroniques (ordinateurs, appareils téléphoniques, appareils de bureau, câbles, etc.),
- le secteur des transports (matières plastiques, textiles et tapisserie d'ameublement etc. dans les véhicules en fin de vie),

---

<sup>75</sup> Brunner PH, Fellner J. 2007. Setting priorities for waste management strategies in developing countries. *Waste Management Research* 25, 234-240.

<sup>76</sup> World Bank. 2011. *World Development Indicators*, Green Press Initiative, Washington D.C.



- les meubles, matelas et autres (y compris les tapis, les textiles et analogues),
- le secteur de la construction (isolation, feuilles et autres matériaux polymères)

Il y a deux moyens de déterminer les débits massiques et les concentrations des déchets contenant des POP-PBDE: soit par une analyse directe, tel que décrit dans la Directive pour l'Inventaire des POP-PBDE de la Convention de Stockholm, soit par une approche d'analyse de débit massique, tel qu'appliqué par exemple par Morf et al. (2008)<sup>77</sup>. Les exemples numériques des flux de déchets courants et les concentrations correspondantes aux POP-PBDE sont présentés dans les chapitres 4 et 5 de la Directive pour l'Inventaire des POP-PBDE et des HBB de la Convention de Stockholm.

En général, les déchets contenant des POP-PBDE ont les mêmes caractéristiques physiques que d'autres déchets qui sont mis en décharge: s'ils ne sont pas prétraités, les tailles des particules couvrent une large gamme de 10<sup>-6</sup> à 2 m, et les densités varient entre 0,02 et 2 g/cm<sup>3</sup>. Ainsi, l'échantillonnage, la préparation des échantillons et l'analyse des déchets contenant des POP-PBDE est une tâche difficile et peut être trop coûteuse pour les exploitants des décharges individuelles. Il n'y a pas encore des procédures standard pour échantillonner et analyser de tels déchets pour la détection des POP-PBDE pour un écart type donné et prédéfini. Un soutien à l'échantillonnage et à la caractérisation des déchets se trouve au CEN/TR 15310-1 "Caractérisation des déchets - Echantillonnage des déchets - Partie 1: Lignes directrices sur la sélection d'une approche statistique de base pour l'échantillonnage, tel qu'appliqué dans une variété de scénarios».

### Catégories des décharges pouvant recevoir des déchets contenant des POP-PBDE

Les catégories de décharges répertoriées sur le côté gauche du tableau A-1 sont communes dans les pays ayant une gestion des décharges avancée (voir par exemple l'ordonnance autrichienne sur la mise en décharge, (Deponieverordnung, 2008)<sup>78</sup>. Alors que certains pays avancés s'abstiennent d'exploiter des décharges dangereuses, des décharges au-dessus du sol sont encore utilisées dans d'autres pays, et quelques uns utilisent des dépôts souterrains tels que les mines de sel ou les formations géologiques équivalentes, qui sont isolées du cycle hydrologique sur de très longues périodes. Étant donné que la capacité de ce stockage souterrain est limitée et assez coûteuse, seuls les déchets toxiques et relativement très concentrés sont autorisés à être stockés. Les réglementations spécifiques du site s'appliquent en fonction de l'emplacement et des spécifications, mais ce stockage souterrain de déchets contaminés par des POP-PBDE est un sujet particulier qui n'est pas couvert par la présente annexe.

Les catégories de décharges indiquées dans le tableau A-1 ne s'appliquent normalement pas aux économies émergentes où il est plus fréquent de trouver des décharges qui ne répondent pas aux spécifications techniques des décharges contrôlées avec des membranes d'étanchéité, et des décharges conçues pour recevoir des matériaux plus compliqués tels que les déchets dangereux et les déchets hospitaliers. Dans les pays à faible PIB, le rôle principal de la gestion des déchets est la collecte économique de ceux-ci, car cela est essentiel pour l'hygiène et pour la santé publique. Cela correspond généralement à 80-90% du budget de la gestion des déchets. Par conséquent, la fraction

<sup>77</sup> Morf LS, Buser AM, Taverna R, Bader HP, 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* 62, 424–431..

<sup>78</sup> Deponieverordnung (2008) Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008) Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, 30. Januar 2008. <http://www.lebensministerium.at/umwelt/abfall-ressourcen/abfall-altlastenrecht/awg-verordnungen/deponievo.html>

restante ne permet pas actuellement de disposer d'une ingénierie sophistiquée pour les lixiviats ni des systèmes de collecte de gaz ; elle ne permet même pas de prévoir un site sécurisé et un contrôle efficace sur les déchets entrants.

### Dépôt des déchets dans les décharges

Les déchets doivent être classifiés et contrôlés avant leur mise en décharge. La classification comprend l'historique (processus de production de déchets), le type, les propriétés et la composition des déchets. La composition des déchets est déterminée conformément à la réglementation existante relative aux décharges (cf. directive sur la mise en décharge des déchets de l'UE (CE 1999)<sup>79</sup> par l'échantillonnage, le prétraitement des échantillons et l'analyse. Le mélange ou la dilution des déchets pour répondre aux seuils de concentration critique sont interdits et doivent être évités. La réglementation moderne limite les substances inorganiques individuelles et certains paramètres organiques cumulatifs des déchets intrants, mais ne se concentre actuellement pas sur les substances organiques individuelles. Dans les économies émergentes, le contrôle sur la teneur des substances des intrants est - pour des raisons financières - extrêmement difficile pour les paramètres inorganiques et organiques.

**Tableau A-1:** Types de décharges et restrictions correspondantes à l'élimination des déchets contenant des POP-PBDE. Le tableau est un exemple basé sur les classifications existantes en Europe (Commission européenne, 1999<sup>80</sup>), et peut varier dans différents pays.

	A. Décharge pour déchets inertes	B. Décharge pour déchets non dangereux		C. Décharge pour déchets dangereux (par ex : stockage souterrain)
		B1. pour les déchets inorganiques (COT <50 g/kg)	B2. pour les déchets organiques (COT <50 g/kg)	
Teneur des déchets en général (exemples)	Sols, gravats propres, pierres, tuiles, céramiques, ballast, etc.; aucune substance synthétique organique	Mélange de déchets de construction et de démolition (par exemple, le béton, les briques, l'asphalte) Résidus inorganiques issus du traitement des déchets (par exemple, les cendres résiduelles provenant de l'incinération des déchets solides municipaux)	Déchets solides municipaux non traités et prétraités, fraction organique provenant des déchets de construction, fractions résiduelles provenant du recyclage.	Déchets dangereux Critère : COT < 60g/kg
Contenu des déchets contenant des POP-PBDE	Aucune	Les résidus de POP-PBDE dans les matériaux polymères mal séparés, par exemple si les déchets de la construction ne sont pas suffisamment séparés  Matières organiques dans les résidus provenant de la	Peuvent contenir des résidus domestiques dangereux, des DEEE, des déchets provenant des VFV, des meubles et des articles ménagers, et des résidus contenant des POP-PBDE issus du secteur de la	Déchets concentrés de POP-PBDE provenant de la production ou de la fabrication

<sup>79</sup> Commission européenne. 1999. Directive du Conseil 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. Modifiée le 21.11.2008.

<sup>80</sup> Commission européenne. 1999. Directive du Conseil 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. Modifiée le 21.11.2008.

		combustion incomplète des déchets (seulement si COT <50 g/kg; les résidus de pyrolyse sont supérieurs)	construction (isolation, feuilles et autres matières plastiques)	
Barrières appropriées pour conserver les POP-PBDE	Non	Uniquement pour des périodes limitées	Uniquement pour des périodes limitées	Peut contenir des résidus domestiques dangereux, des DEEE, des déchets issus des VFV, des meubles et des articles ménagers, et des résidus contenant des POP-PBDE provenant du secteur de la construction (isolation, feuilles et autres matières plastiques) Déchets concentrés en POP-PBDE provenant de la production ou de la fabrication Barrières appropriées pour conserver les POP-PBDE uniquement pour des périodes limitées Éventuellement, si les POP-PBDE sont contrôlés et stockés en toute sécurité et de manière récupérable dans une formation géologique sèche et stable
Collecte du lixiviat	Non	Oui	Oui	Cela dépend (pas nécessaire dans un stockage géologique)
Collecte et traitement du gaz	Non	Oui	Oui	Non (pas nécessaire)

Règlement relatif aux POP-PBDE dans les déchets, et dans les éluats issus des déchets. (les POP-PBDE sont des substances appartenant à la liste 1 de la directive-cadre sur l'eau et il faut empêcher qu'elles atteignent les eaux souterraines)	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE <sup>81</sup> : aucune restriction concernant le contenu total et les éluats.  Ordonnance autrichienne sur la mise en décharge (2008): Non, mais avec des restrictions pour les éluats: XOE <0,3 mg / kg (exprimés en Cl)	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : aucune restriction concernant le contenu total et les éluats.  <u>Ordonnance autrichienne sur la mise en décharge:</u> Décharges pour les déchets DCD: Non, mais avec des restrictions pour les éluats: XOE <3 mg / kg (exprimés en Cl) Décharges pour les résidus provenant de l'incinération des déchets: Non, mais avec des restrictions pour les éluats: XOE <30 mg / kg (exprimés en Cl)	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : aucune restriction concernant le contenu total et les éluats.  <u>Ordonnance autrichienne sur la mise en décharge:</u> Non, mais avec des restrictions pour les déchets : POX <sup>1)</sup> (exprimés en Cl) < 1000 mg/kg (dm) Pour les éluats: XOE < 30 mg/kg (exprimés en Cl)	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : aucune restriction concernant le contenu total et les éluats.
	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : COT < 30 g/kg Ordonnance autrichienne sur la mise en décharge : Matières plastiques < 0.5% en poids (dm)	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : Aucune restriction Ordonnance autrichienne sur la mise en décharge : COT < 50 g/kg (pour les décharges de déchets DCD < 30 g/kg)	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : Aucune restriction Ordonnance autrichienne sur la mise en décharge : Pouvoir calorifique inférieur < 6,600 kJ/kg	Directive concernant la mise en décharge des déchets de l'UE : COT < 60 g/kg

1) Composés organiques halogénés purgeables

Les recherches des POP-PBDE dans les déchets ne sont pas nécessaires pour la réglementation moderne des décharges. Cela peut être justifié par le fait que les déchets à mettre en décharge sont composés d'un grand nombre de substances, dont beaucoup appartiennent à la famille des polluants organiques persistants et à d'autres composés dangereux. Par conséquent, les coûts d'analyse pour établir les concentrations de toutes ces substances seraient élevés. Il est plus efficace de réglementer les paramètres cumulatifs (Tableau A-1), et d'utiliser les résultats de l'analyse pour la prise de décision. Si les spécifications techniques de la décharge ne sont pas satisfaites, les déchets doivent être soit prétraités, soit éliminés dans une autre catégorie de décharges.

Dans les pays en voie de développement, la caractérisation et le contrôle des déchets entrants doivent normalement se fonder sur l'expérience locale et sur la pratique de bonne gouvernance. Les déchets entrants doivent être visuellement distinguables pour les catégories qui sont enrichies avec

<sup>81</sup> Commission européenne. 1999. Directive du Conseil 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets. Modifiée le 21.11.2008.

des POP-PBDE, telles que les résidus issus du broyage des véhicules en fin de vie (VFV), les matières plastiques et les planches provenant du démantèlement des déchets électroniques, les matériaux d'isolation provenant des constructions ou les déchets produits par l'élimination de l'isolation des câbles. Les déchets contenant des POP-PBDE, tels que les résidus provenant du recyclage des VFV, devraient être mélangés avec d'autres déchets non combustibles et non-réactifs. Cela réduit le risque de produire de grandes quantités de composés halogénés volatiles et toxiques en cas d'incendie dans les décharges (voir ci-dessous).

### Exploitation et entretien des décharges contenant des POP-PBDE

Les décharges contrôlées sont des constructions artificielles qui ont la plus longue durée de vie. Il est prévu que les matériaux enterrés dans celles-ci "y restent pour toujours". Compte tenu des processus géologiques d'érosion et des conditions climatiques, «pour toujours» signifie des dizaines de milliers d'années; après cette période, la plupart des décharges sera éliminée par des processus géogéniques.

Comme les POP-PBDE se dégradent très lentement, le temps de séjour de ces substances sera également long. Danon-Schaffer a récemment modélisé la débromation du décaBDE en PBDE moins bromés (y compris les POP-PBDE) dans les décharges (Danon-Schaffer et Mahecha-Botero 2010)<sup>82</sup>. Selon les taux de dégradation sélectionnés, une importante débromation se produit entre 70 à plusieurs centaines d'années, ce qui augmente les niveaux des POP-PBDE au fil du temps. Par conséquent, les décharges représentent à long terme d'importants puits et des sources de POP-PBDE.

En fin de compte, le confinement de décharges sanitaires se dégradera et permettra aux substances mises en décharge d'échapper au fil du temps. L'EPA craint que les «grandes quantités de PCB contenus dans les sites d'élimination des terres présentent un danger grave pour l'avenir» (USEPA 1979)<sup>83</sup>, et que les risques présentés par les POP-PBDE soient similaires. La durée de vie des systèmes de confinement des décharges est limitée au cours des décennies et des siècles – l'expérience vécue ne permet pas encore de tirer des conclusions plus précises (Buss et al 1995<sup>84</sup>, Allen 2001<sup>85</sup>, Simon et Mueller 2004<sup>86</sup>). Il faut prévoir que des POP-PBDE et d'autres substances contenues dans les décharges seront dégagés au cours de longues périodes (pendant des siècles) (Weber et al. 2011)<sup>87</sup>. Ainsi, le comportement des constituants des décharges ainsi que du confinement correspondant doivent être connus afin de prévoir les niveaux d'émissions dans l'environnement pendant toute la durée de vie de la décharge. Il existe de nombreuses études disponibles évaluant les premières décennies des dépotoirs à ciel ouvert ainsi que des décharges sanitaires. Mais des études de recherche ou de modélisation du cycle de vie complet des PBDE et d'autres produits chimiques toxiques persistants dans les décharges au cours de longues périodes sont encore rares.

---

<sup>82</sup> Danon-Schaffer M.N, Mahecha-Botero A. 2010 Influence of chemical degradation kinetic parameters on the total debromination of PBDE in a landfill system. 30th International Symposium on Halogenated Organic Pollutants, 12-17 September 2010. San Antonio, USA..

<sup>83</sup> USEPA (1979). Polychlorinated Biphenyls 1929-1979 Final Report, US Environmental Protection Agency: 94

<sup>84</sup> Buss SE, Butler AP, Sollars CJ, Perry R, Johnston PM. 1995. Mechanisms of Leakage through Synthetic Landfill Liner Materials. *Water and Environment Journal* 9, 353-359.

<sup>85</sup> Allen A. 2001. Confinement des décharges: le mythe de la durabilité. *Engineering Geology* 60, 3-19.

<sup>86</sup> Simon F-G, W. Mueller 2004. Standard and alternative landfill capping design in Germany. *Environmental Science & Policy* 7, 277-290.

<sup>87</sup> Weber R, Watson A, M Forter, Oliaei F. 2011. Persistent Organic Pollutants and Landfills - A Review of Past Experiences and Future Challenges. *Waste Management and Research* 29, 107-121.

Dans les économies émergentes, les décharges peuvent contenir la plus large gamme de composés, car il n'est pas possible de contrôler (complètement) la collecte des déchets et la livraison dans les décharges. Dans les pays riches, cette situation a été atténuée par le prétraitement des déchets et par une régulation stricte des intrants. Cependant, même avec des mesures de contrôle sévères, il est toujours possible que certains déchets inappropriés soient éliminés dans des catégories particulières de décharges. Il est donc essentiel que les décharges soient construites avec des membranes d'étanchéité et des systèmes de couverture pour contrôler l'infiltration de l'eau et l'évacuation des lixiviats. Les coûts de confinement dépendent de la teneur et donc de la catégorie de la décharge. Avec une réactivité croissante et la production de lixiviats des catégories des déchets provenant des décharges de type A à C, les membranes d'étanchéité doivent répondre aux exigences les plus strictes. Dans les conditions des pays émergents avec des décharges de déchets mixtes en vigueur, les membranes d'étanchéité devraient remplir les mêmes conditions que celles des décharges de type B. Toutefois, cela entraîne des dépenses qui sont souvent hors de prix dans les économies émergentes.

Afin de comprendre et de contrôler le comportement des décharges et des émissions correspondantes, il faut comprendre les réactions qui ont lieu dans les décharges. Une décharge est en fait un réacteur anaérobie biochimique conduit par les éléments nutritifs carbone et azote, et contrôlé par l'écoulement de l'eau. En termes simplifiés, les produits finaux d'une telle réaction sont le méthane, le dioxyde de carbone et l'eau. En raison des nombreux constituants organiques et inorganiques, certains d'entre eux réfractaires, les produits de la mise en décharge contiennent une grande quantité de composés gazeux et de liquides inoffensifs et dangereux. Il est donc d'une importance primordiale de recueillir les lixiviats et les gaz de décharge afin d'atteindre les objectifs de la gestion des déchets.

#### Rejets des PBDE provenant des décharges

En général, les traces de substances organiques telles que les PBDE sont peu importantes pour le fonctionnement du réacteur de décharges. C'est peut-être différent dans le cas particulier où les déchets de production ou certains déchets industriels sont mis en décharge (Takeda 2007)<sup>88</sup>. Cependant, le réacteur de décharges est important pour la libération de substances en trace. En plus des propriétés intrinsèques des substances en trace (Kow, coefficient de Henry, pression de vapeur, solubilité, persistance), les paramètres de décharge tels que la température, la pression, la force ionique, le pH et les conditions redox déterminent le devenir des constituants des déchets individuels.

Au moment d'évaluer les informations sur les rejets des POP-PBDE provenant des décharges, il est important de faire la distinction entre les décharges modernes, d'une part, et d'autre part les pratiques d'élimination qui comprennent la mise en décharge de grandes quantités de déchets contenant des PBDE sans membranes supérieures et inférieures d'étanchéité, le déversement à ciel ouvert, ou le déversement illégal. Les premières pratiques d'élimination ont conduit à de très faibles débits de POP-PBDE dans l'environnement (au moins dans une période relativement courte) tandis que les deuxièmes peuvent occasionner une pollution importante de l'environnement. Plusieurs auteurs signalent que les composés semi-volatils tels que les POP-PBDE et les PCB sont lessivés avec des métaux lourds et d'autres substances provenant des décharges inappropriées dans le sol et dans

---

<sup>88</sup> Takeda N 2007. Restoration project of Teshima Island stained by illegal dumping. Organohalogen compounds 69, 873-876. <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2007/07-402.pdf>

l'hydrosphère (Osako et al. 2004<sup>89</sup>, Odusanya et al. 2009<sup>90</sup>, Danon-Schaffer 2010<sup>91</sup>, Danon-Schaffer et Mahecha-Botero 2010<sup>92</sup>, Weber et al. 2011). Les concentrations de lixiviat des PBDE dans la gamme de 30 à 250 ng/L ont été découvertes dans une étude de cinq différentes catégories de décharges en Amérique du Nord par Oliaei (Oliaei et al. 2002<sup>93</sup>). Les POP-PBDE ont également été détectés dans les sols adjacents aux décharges dans diverses régions du Canada (Danon-Schaffer 2010), indiquant le rejet atmosphérique des POP-PBDE provenant de celles-ci et leur dépôt ultérieur. Des valeurs plus élevées ont été enregistrées dans les lixiviats provenant des résidus de broyage des VFV et des déchets électroniques déversés illégalement ; ceux-ci sont des sources bien connues d'émissions de POP provenant des décharges et qui exigent des mesures correctives coûteuses (Takeda et al. 2007)<sup>94</sup>.

Si l'on dispose de décharges de pointe avec des membranes d'étanchéité, des lixiviats, la collecte et le traitement des gaz d'enfouissement, et d'une gestion prudente de la pollution du site, les POP-PBDE peuvent être maintenus à des niveaux faibles et écologiquement tolérables. Ceci est particulièrement le cas dans la mesure où les polymères contenant des PBDE ne sont pas dégradés et ne libèrent pas la substance. Une évaluation des options de gestion du c-octaBDE commanditée par la Commission européenne a conclu que celui-ci ne devrait pas être lessivé de façon significative à partir des polymères (BiPRO 2007<sup>95</sup>). Les auteurs considèrent que les rejets après une élimination adéquate ne sont pas négligeables. Cette conclusion semble applicable à la région de la CEE-ONU (BiPRO 2007). Une conclusion semblable a été tirée dans un rapport préparé pour le Département néo-zélandais de l'Environnement pour le processus CEPOP (Keet et al. 2010)<sup>96</sup>. En référence aux trois décharges étudiées, les auteurs affirment que l'élimination des déchets de matières plastiques contenant des PBDE dans les décharges contrôlées est une activité bien développée et prudente, résultant en de très faibles niveaux de POP-PBDE dans les lixiviats. Par rapport aux quantités de PBDE stockées, la quantité de ces produits provenant de la décharge a été considérée comme infime. Cependant, les auteurs recommandent de valider davantage leurs résultats et, ce faisant, il est important de tenir compte des périodes plus longues au cours desquelles les risques persistent après que la technique ait échoué, en utilisant une approche de modélisation.

Sur la base de ces résultats, le problème environnemental clé que l'on observe le plus souvent dans les économies émergentes et dans les pays en transition- outre les incendies dans les décharges (voir ci-dessous) – consiste en une mise en décharge inappropriée entraînant une contamination de

---

<sup>89</sup> Osako M, Y Kim-J, S Sakai-je. 2004. Leaching of brominated flame retardants in leachate from landfills in Japan. *Chemosphere* 57, 1571-1579.

<sup>90</sup> Odusanya DO, Okonkwo JO, Botha B. 2009 Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in leachates from selected landfill sites in South Africa. *Waste Management* 29, 96-102.

<sup>91</sup> Danon-Schaffer MN. 2010. Polybrominated Diphenyl Ethers in Landfills from Electronic Waste February 2010. PhD thesis. Faculty of Graduate Studies. University of British Columbia. Vancouver, Canada.

<sup>92</sup> Danon-Schaffer M.N, Mahecha-Botero A. 2010. Influence of chemical degradation kinetic parameters on the total debromination of PBDE in a landfill system. 30th International Symposium on Halogenated Organic Pollutants, 12-17 September 2010. San Antonio, USA

<sup>93</sup> Oliaei F, P roi, L. Phillips 2002. Occurrence and concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in Minnesota environment. *Organohalogen Compounds* 58, 185-188..

<sup>94</sup> Takeda N 2007. Restoration project of Teshima Island stained by illegal dumping. *Organohalogen compounds* 69, 873-876. <http://www.dioxin20xx.org/pdfs/2007/07-402.pdf>

<sup>95</sup> BiPRO. 2007. Management Option Dossier for commercial octabromodiphenyl ether (c-OctaBDE) 12 June 2007. Updated version on the basis of the outcome of the Sixth Meeting of the Task Force on POPs, 4-6 June 2007, Vienna, Austria. Service Contract ENV.D.1/SER/2006/0123r DG Environment, European Commission.

<sup>96</sup> Keet B, Giera N, R Gillett, Verschueren K. 2010. Investigation of brominated flame retardants present in articles being used, recycled and disposed of in New Zealand, A technical report prepared for the Ministry for the Environment.

l'hydrosphère. Cela peut entraîner l'exposition humaine à proximité des décharges : cela est particulièrement le cas du lait maternel des femmes vivant à proximité d'une décharge en Inde (Someya et al. 2010)<sup>97</sup> et des jeunes récupérateurs qui vivent et travaillent dans une décharge au Nicaragua (Athanasidou et al. 2008)<sup>98</sup>.

Pour les pays industrialisés avec des mises en décharge modernes conformes aux MTD, il faut déterminer si la débromation/transformation des PBDE est plus rapide que la dégradation des systèmes de confinement - en tenant compte de la débromation de la plus grande réserve de DécaBDE en POP-PBDE dans la décharge.

Pour des considérations à long terme, les changements climatiques et les phénomènes météorologiques extrêmes doivent être pris en considération (Laner et al, 2009<sup>99</sup>; Weber et al. 2011<sup>100</sup>). Cependant, ces causes représentent des impacts génériques, et ne sont pas importants uniquement pour les POP-PBDE. Ainsi, la pratique de décharge conforme aux MTD doit tenir compte de ces impacts, qui sont susceptibles d'inclure la dégradation plus rapide des membranes d'étanchéité, la production accrue de lixiviat, la mobilisation d'une fraction plus importante de déchets et les taux de volatilisation plus élevés. La situation est particulièrement préoccupante dans les zones côtières où les inondations et l'interaction avec l'eau de mer constituent une menace pour l'environnement et la santé humaine à cause de la bioaccumulation (Bebb and Kersey 2003)<sup>101</sup>.

### Rejet des POP-PBDE à partir de feux de décharge

Les feux de décharge sont inévitables et sont souvent observés- notamment dans les économies émergentes. En effet, les décharges sont parfois délibérément incendiées pour gagner de l'espace, pour récupérer des métaux, ou pour améliorer les conditions d'hygiène (rongeurs, oiseaux). Même dans les pays industrialisés avec des pratiques modernes de mise en décharge, il peut parfois arriver qu'une décharge prenne feu pour des raisons inconnues. Une enquête menée en Finlande a signalé 0,6 incendies par site de décharge chaque année, avec 25% des incendies se trouvant à une profondeur de plus de 2 m (Ettala et al. 1996)<sup>102</sup>, où les conditions thermiques sont favorables à la production des dioxines et des furannes bromés (PBDD/PBDF).

Les feux de décharge sont toujours difficiles à éteindre et libèrent des quantités considérables de substances volatiles dangereuses et pyrogènes dans l'air. Ils sont une source importante de PCDD/PCDF, notamment pour les pays en voie de développement et en transition (PNUE 2005<sup>103</sup>). La meilleure pratique pour réduire le risque des feux de décharge consiste à contrôler strictement

---

<sup>97</sup> Someya M, M Ohtake, Kunisue T, Subramanian A, Takahashi S, P Chakraborty, Ramesh R, S. Tanabe 2010. Persistent organic pollutants in breast milk of mothers residing around an open dumping site in Kolkata, India: Specific dioxin-like PCB levels and fish as a potential source. *Environmental International* 36, 27–35.

<sup>98</sup> Athanasidou M, Cuadra SN, G Marsh, Bergman A, Jakobsson K. (2008) Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) and bioaccumulative hydroxylated PBDE metabolites in young humans from Managua, Nicaragua. *Environ Health Perspect* 116, 400-408..

<sup>99</sup> Laner D, H et PH Fellner Brunner. 2009. Flooding of municipal solid waste landfills — An environmental hazard? *Science of the Total Environment* 407, 3674–3680.

<sup>100</sup> Weber R, Watson A, M Forter, Oliaei F. 2011. Persistent Organic Pollutants and Landfills - A Review of Past Experiences and Future Challenges. *Waste Management and Research* 29, 107-121.

<sup>101</sup> Bebb J, J. Kersey 2003. Potential Impacts of Climate Change on Waste Management R and D Technical report X1-042. Bristol, UK: Environment Agency.

<sup>102</sup> Ettala M, Rahkonen P, Rossi E, Mangs J, Keski-Rahkonen O. 1996. Landfill fires in Finland. *Waste Management and Research* 14, 377-384.

<sup>103</sup> PNUE. 2005. Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. Edition 2.1.



l'accès des déchets très inflammables et à un compactage rapide des déchets déposés récemment, suivi par un recouvrement quotidien en utilisant des matériaux inertes tels que les déchets de construction inorganiques.

La principale inquiétude en ce qui concerne les feux de décharge et les POP-PBDE se rapporte à la formation potentielle et au rejet des PBDD et des PBDF (PNUE 2010)<sup>104</sup>. Les PBDE et PBDD/DF ont été mesurés dans des incendies intentionnels de dépotoirs à ciel ouvert au Mexique, dans le cadre d'une étude scientifique sur les facteurs d'émission de la combustion à ciel ouvert dans les décharges (Gullett et al. 2009)<sup>105</sup>. Ces études ont démontré que les PBDE proviennent très probablement des ignifugeants bromés commerciaux et qu'ils ne sont pas formés par des procédés thermiques. Les émissions de PBDD/PBDF avaient une importance semblable à leurs homologues chlorés (PCDD/PCDF). La combustion lente génère plus d'émissions que la combustion d'inflammation. Pour mieux comprendre la formation de PBDD/PBDF, le procédé de débromation thermique doit être étudié à différentes concentrations d'oxygène et de températures. Notamment, la conversion thermique du DécaBDE à des POP-PBDE moins bromés pourrait contribuer de manière significative à la formation des POP-PBDE et des PBDD/PBDF dans les procédés thermiques (PNUE 2010).

## Mesures conformes aux MTD pour prévenir le rejet à court et à long terme des POP-PBDE à partir des décharges

### *La pratique de la mise en décharge:*

Afin d'éviter l'élimination illégale des déchets, les décharges doivent être sécurisées et clôturées par une barrière efficace avec une porte d'entrée verrouillée, et par des zones de réception des déchets appropriées et correctement contrôlées à l'aide d'un pont-basculé. Un bureau est également requis pour enregistrer le type et la masse/volume des déchets ainsi que le lieu où ils ont été enterrés dans la décharge. Une zone pour le stockage intermédiaire des déchets entrants problématiques doit être disponible. Celle-ci permet la conservation et, si nécessaire, le rejet des déchets qui ne sont pas conformes à la réglementation. Si une décharge se compose de différentes catégories de la A à la C (tableau A-1), des routes séparées doivent connecter l'entrée pour chaque catégorie. Il faut prendre des précautions pour empêcher les roues et les pneus des véhicules de transporter des déchets hors du site de décharge.

Selon les MTD, les déchets sont éliminés dans des couches compactées, avec des couvertures quotidiennes de matériaux inertes (p.ex. les déchets de construction; le compost n'est pas adapté aux couvertures quotidiennes et doit être évité). Ces mesures réduisent aussi les risques d'incendie. Il faut veiller à ce que les feux puissent être rapidement isolés de sorte qu'ils ne se propagent pas partout dans la décharge et qu'ils n'endommagent pas les bâtiments ou les systèmes de collecte et de traitement des gaz et lixiviats. La formation des employés de la décharge en matière de protection contre les incendies et en sécurité est cruciale. En outre, les températures des décharges et des concentrations de gaz à la surface des celles-ci doivent être respectées. Les risques dus au manque de stabilité géotechnique peuvent être réduits par une sélection rigoureuse des déchets appropriés pour la catégorie de décharge, par la conception des pentes, et par un compactage régulier et intense des déchets mis en décharge conjointement avec des couvertures quotidiennes.

<sup>104</sup> PNUE. 2010. Supporting Document for the Technical review of the implications of recycling commercial penta and octabromodiphenyl ethers. Stockholm Convention document for 6th POP Reviewing Committee meeting (UNEP/POPS/POPRC.6/INF/6) Geneva 11-15. October 2010.

<sup>105</sup> Gullett BK, Wyrzykowska B, Grandesso E, A Touati, DG Tabor, Ochoa GS. 2009. PCDD/F, PBDD/F, and PBDE Emissions from Open Burning of a Residential Waste Dump. Environmental Science Technology 44, 394-399.

Avant qu'une décharge puisse être fermée, elle doit être couverte par un système d'étanchéité avec les objectifs suivants: i) minimiser l'eau entrant dans le corps de la décharge et produisant du lixiviat, ii) prévenir la sortie incontrôlée des gaz, iii) protéger contre l'érosion; iv) assurer la remise en culture. Afin d'atteindre le premier objectif, le site devrait être nivelé avec des pentes/chutes appropriées et avec une membrane d'étanchéité superficielle, y compris un système de collecte de l'eau ou une couche superficielle pour la gestion de l'eau (qui équilibrerait les précipitations et l'évapotranspiration").

### Collecte et traitement des lixiviats:

La collecte et le traitement des lixiviats est un facteur de coût important dans la mise en décharge, surtout si de longues périodes de réhabilitation exigeant la purification et la surveillance des lixiviats sont prises en compte. Ainsi, la principale priorité dans la gestion des décharges d'eau est d'assurer que la surface et que les eaux souterraines soient isolées de la décharge afin de générer le moins possible de lixiviat. Le type, la construction et le temps d'installation des niveaux inférieur et supérieur des membranes d'étanchéité dépendent de la classification de la décharge, des déchets déposés, du climat, de la pente de la décharge, de la topographie et de l'établissement de la mise en décharge.

Les catégories de déchets résumées dans le tableau A-1 présentent des défis différents en ce qui concerne la gestion de l'eau: tandis que la concentration des polluants dans le lixiviat de la classe A est faible, le lixiviat de la classe B1 est peu abondant et dans la classe B2, celui-ci est très fortement concentré en substances organiques et en azote, en particulier dans les premières étapes. La classe B2 requiert donc un traitement sophistiqué pour de longues périodes (plusieurs décennies à plusieurs siècles), la classe B1 a besoin de moins d'efforts mais doit quand même être contrôlée et surveillée. En raison du caractère dangereux des déchets de la classe C, ceux-ci ne devraient pas entrer en contact avec l'eau, et par conséquent, relativement peu de lixiviat devrait être produit.

Les déchets de la classe B2 de la décharge contiennent de l'eau et sont biodégradables. La classe B2 sert donc de bioréacteur. L'eau est la variable clé pour les processus dans ce bioréacteur. Ainsi, le contrôle de l'eau est crucial. Avant la mise en décharge, il faut élaborer un concept avec des objectifs stratégiques clairs: le bioréacteur doit-il être amélioré pour accélérer les réactions biochimiques et se concentrer sur les émissions au cours des premières décennies de la décharge, ou est-il plutôt une stratégie de confinement («tombe sèche») préférée, où le réacteur n'est pas géré dans le but de parvenir à une stabilisation biologique et est confronté à des risques futurs d'émissions à long terme si l'eau pénètre dans la masse de déchets .

Un bilan hydrique est essentiel pour la gestion quantitative de l'eau, et une condition préalable pour optimiser le traitement des lixiviats. Les précipitations ainsi que l'évapotranspiration doivent être évaluées, et la quantité de lixiviat est enregistrée en tant que fraction de précipitation nette sur une base mensuelle et annuelle.

Le niveau supérieur de protection du système d'étanchéité d'une décharge est un système artificiel qui empêche le transport des polluants vers la couche sub-superficielle et les eaux souterraines. Il se compose d'une membrane d'étanchéité de base et d'un système de collecte du lixiviat. Pour la décharge de la classe A, la membrane d'étanchéité de base est constituée d'une double couche de matière minérale géogénique avec au total 50 cm d'épaisseur. Pour les décharges de classe B, la membrane d'étanchéité est constituée de i) 3 couches minérales géogéniques avec conjointement 75

cm, et ii) une feuille de polyéthylène de haute densité de c. 2,5 mm d'épaisseur. Des alternatives à ces membranes d'étanchéité sont possibles. Afin de collecter efficacement le lixiviat, la surface de la membrane d'étanchéité de base devrait avoir un gradient longitudinal de 2%, et un gradient latéral de 3%. Les décharges des déchets dangereux ont besoin de .....

La collecte des lixiviats assure l'élimination des eaux usées provenant de la décharge. En raison des caractéristiques physico-chimiques des POP-PBDE, leur fraction dans les lixiviats est généralement faible par rapport à la teneur totale en POP-PBDE dans les déchets mis en décharge, comme indiqué ci-dessus. Les concentrations dans les lixiviats sont encore plus faibles lorsqu'on applique des procédures standard pour le traitement des eaux usées.

### Collecte et traitement des gaz de décharge:

En raison de la dégradation anaérobie des déchets organiques, les décharges de la classe B2 produisent entre 100 - 300 m<sup>3</sup> des gaz par tonne de déchets sur une période de 20 ans. Il s'agit principalement du méthane (40-60% en volume), du dioxyde de carbone (40-60%) (Mackie 2009)<sup>106</sup> et d'autres composés volatils dans des quantités variables. D'autres types de décharges peuvent également émettre des gaz, mais en quantités beaucoup plus petites. Ainsi, les décharges de la classe B2 exigent des systèmes de collecte de gaz. Le but principal de la collecte des gaz consiste à prévenir le changement climatique en évitant les émissions de CH<sub>4</sub> et de CO<sub>2</sub>. Les MTD comprennent la collecte et l'utilisation des gaz de décharge pour l'utilisation de l'énergie. Si la récupération d'énergie n'est pas possible, il est nécessaire de brûler le gaz de manière contrôlée, à des températures élevées. En général, la fraction de PBDE transférée au gaz des décharges et à l'atmosphère est faible ; elle sera négligeable si le gaz est collecté et traité correctement.

### Les MTD/MPE relatives à la réhabilitation des décharges

Étant donné que les décharges sont les constructions anthropiques les plus durables, la réhabilitation est une question cruciale. Des estimations approximatives de la réhabilitation prévoient que - selon le type de déchets mis en décharge et le prétraitement - le besoin de réhabilitation pourrait durer de un à plusieurs siècles (Belevi et Baccini 1989<sup>107</sup>, Laner et al 2011<sup>108</sup>). Il y a encore des sites de décharge romains qui produisent des lixiviats polluants - quoique très différents de ceux des décharges récentes (Freeze et Cherry, 1979)<sup>109</sup>. L'objectif de la réhabilitation est d'assurer la protection de l'environnement tout au long de la vie de la décharge. Cela ne signifie pas que la décharge doit être surveillée pendant toute la durée de son existence, mais il faut étudier son devenir, la modéliser ou l'observer jusqu'à ce qu'il y ait une certitude suffisante que les émissions resteront en dessous des seuils de danger pour l'environnement pendant le reste de son existence. Il est possible que les POP-PBDE aient un temps de séjour de plusieurs centaines d'années avant qu'ils ne soient dégradés en des composés plus simples. Il existe d'autres substances encore plus persistantes dans les décharges. Cela signifie que les POP-PBDE n'ont pas besoin d'être observés de

<sup>106</sup> Mackie KR, Cooper CD. 2009. Landfill gas emission prediction using Voronoi diagrams and importance sampling. *Environmental Modelling & Software* 24, 1223-1232.

<sup>107</sup> Belevi H, Baccini P. 1989. Long-Term Behavior of Municipal Solid Waste Landfills. *Waste Management Research* 7, 43-56.

<sup>108</sup> Laner D, Fellner J, Brunner PH. 2011. Future landfill emissions and the effect of final cover installation - A case study. *Waste Management* 31, 1522-1531.

<sup>109</sup> Freeze RA, Cherry J A. 1979. *Groundwater*. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall

manière spécifique lors d'une stratégie de réhabilitation de la décharge. Il suffit de contrôler les paramètres cumulatifs, tels que ceux indiqués dans le tableau A-1.

### Moyens pour la réhabilitation

En fait, les MTD de réhabilitation commencent pendant la phase d'exploitation de la décharge: les émissions telles que les lixiviats et les gaz des décharges ainsi que la composition des eaux souterraines sont surveillées afin de suivre leur évolution temporelle. Les MTD poursuivent une estimation des émissions futures et une évaluation de l'impact prévu sur l'environnement. Étant donné que les conditions futures dans et autour des décharges ne peuvent être prévisibles qu'avec une forte incertitude, il est nécessaire d'associer un modèle de prévision des émissions dans des conditions constantes avec un second modèle, en tenant compte des différents scénarios (Laner et al. 2010)<sup>110</sup>. Dans tous les cas, le suivi de par exemple le volume du lixiviat et des gaz, et de la composition, du comportement aux tassements, etc., représente un élément essentiel dans la réhabilitation des décharges. Bien que la réhabilitation se centre généralement sur des anions, des métaux, et des paramètres organiques cumulatifs, elle peut aussi inclure des POP-PBDE.

### Landfill mining (exploitation des décharges) et l'impact sur les POP-PBDE

Les objectifs du landfill mining sont triples :

A La récupération des terres

B La récupération des matériaux

C La protection de l'environnement

Du point de vue économique, la «récupération des terres" est souvent attrayante et elle est généralement la force motrice du landfill mining. Cela est particulièrement le cas dans les villes en voie de développement et dans les zones urbaines, où les anciennes décharges sont entourées d'aménagements de résidences et de bureaux et les valeurs des terres augmentent. La récupération des matériaux précieux provenant des décharges ne s'est pas encore avérée économiquement viable et il est rare que les décharges s'intéressent à la protection de l'environnement. La poursuite des trois objectifs pourrait être donc une solution intéressante dans de nombreuses circonstances.

Du point de vue des POP-PBDE et d'autres POP l'objectif de protection de l'environnement est la seule force motrice. Comme pour les autres polluants organiques persistants, l'excavation des décharges permet la séparation physique et le traitement thermique des constituants des déchets transportant des substances organiques dangereuses pour leur destruction. Il faut prendre des précautions pour empêcher le lessivage et la volatilisation des POP et d'autres substances chimiques toxiques lors de l'excavation. En fonction des déchets mis en décharge, il peut être nécessaire de couvrir le site afin de prévenir les rejets des POP et d'autres substances toxiques (pour un exemple détaillé, voir SMDK 2011)<sup>111</sup>.

Outre les produits de minéralisation complète, le landfill mining peut générer d'autres produits tels que des fractions du sol, des métaux et des plastiques. Ces fractions sont normalement contaminées

---

<sup>110</sup> Laner D, Fellner H, Brunner PH. 2010. Environmental compatibility of closed landfills – assessing future pollution hazards. Waste Management Research 29, 89-98.

<sup>111</sup> SMDK. 2011. Sondermülldeponie Kölliken, <http://www.smdk.ch/index.cfm?andcontent=0101andpage=3>, retrieved December 8, 2011.

à des niveaux élevés qui pourraient influencer sur leur valeur marchande. Dans tous les cas, il sera difficile de séparer efficacement les POP mécaniquement à partir de ces fractions (de sol et de matières plastiques!), ce qui entraîne des contaminations de POP dans les produits de séparation. Par conséquent, compte tenu de la gestion des déchets orientée vers ce type d'objectifs, la pratique de landfill mining devrait produire une fraction contenant la plupart des POP, y compris les POP-PBDE et d'autres produits chimiques organiques dangereux. Cette fraction doit être minéralisée dans un incinérateur ou par autres technologies de destruction conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles.

#### Résumé, conclusions et perspectives de la mise en décharge des matériaux contenant des POP-PBDE relatifs aux MTD/MPE

Les émissions des POP-PBDE provenant des décharges constituent un problème spécifique mais secondaire de la mise en décharge dans les pays en développement par rapport à d'autres questions telles que l'hygiène et l'assainissement. Dans les pays industrialisés avec des décharges modernes, les émissions des POP-PBDE devraient être faibles et d'une moindre importance pour l'environnement. Les exceptions comprennent les feux de décharge, et éventuellement le lessivage à long terme des POP-PBDE et des métabolites lorsque le confinement des décharges échoue en raison des dommages ou de la détérioration des membranes d'étanchéité techniques. À l'échelle mondiale, les décharges modernes sont encore une minorité, raison pour laquelle une contamination par les POP-PBDE et par d'autres POP a été observée mondialement dans le voisinage des décharges, tant dans les pays émergents qu'industrialisés.

Si les MTD sont appliquées, les émissions des POP-PBDE devraient être contrôlées. Les MTD comprennent l'élimination des déchets contenant des POP-PBDE dans les types de décharges appropriés, le contrôle strict des intrants, le fonctionnement de la décharge avec des couvertures quotidiennes, les membranes inférieures d'étanchéité modernes et les couvertures finales, la collecte et le traitement des lixiviats et des gaz, et le suivi durant de longues périodes (des siècles) de la réhabilitation. Lorsque l'on considère les MTD, il faut garder à l'esprit que les règlements des décharges ne comprennent pas souvent des substances organiques individuelles, tels que les POP. À l'inverse, des normes sont définies pour la gestion rationnelle des décharges d'un certain groupe de produits chimiques tels que des halogénures organiques extractibles (EOX) et les halogénures organiques adsorbables (AOX).

#### Annexe 4 : Récupération du brome à partir des matériaux contenant des POP-PBDE/RFB

Il y a un certain nombre de technologies prometteuses en phase de développement ou en phase pilote, capables de récupérer le brome à partir des polymères, permettant ainsi un recyclage sans danger ou la récupération des matières premières. La récupération du brome comprend des techniques de récupération de matériaux pour le recyclage des matières premières, soit pour: leur utilisation comme combustibles ou dans le secteur manufacturier, la pyrolyse des polymères avec la récupération du brome, la récupération du brome dans des incinérateurs, et la séparation des PBDE/RFB à partir des polymères pour la récupération du brome et pour son utilisation à l'échelle industrielle. Cependant, l'absence de toute incitation de marché réel pour supprimer les POP-PBDE/RFB des articles en fin de vie est probablement l'une des raisons pour lesquelles ces technologies semblent rester au stade de laboratoire/phase pilote. Aucune information n'était

disponible sur aucune opération à grande échelle, 10 ans après environ que l'industrie annonçait cette approche comme un objectif (BSEF 2000)<sup>112</sup>.

Vu que la possibilité de récupération du brome est à la hausse grâce aux installations à grande échelle qui séparent les polymères contenant du brome, le statut de ces technologies, même si elles ne sont pas encore disponibles à ce niveau, sont brièvement décrites ici pour être prises en considération.

Cependant, en ce qui concerne le statut des MTD/MPE relatif à ces technologies, celles-ci auront besoin d'une évaluation plus approfondie avant que toute recommandation définitive ne puisse être donnée. Toute évaluation devrait également aborder la question du niveau pratique de la séparation du brome/RFB à partir des matériaux contenant du RFB et considérer le prix élevé actuel du brome (environ 2 500 USD/tonne en 2010 et 4 000 USD en 2011) ainsi que les futurs marchés du brome et l'apport relatif par rapport aux aspects économiques du procédé.

**Figure A-1** : Options possibles pour le procédé de récupération du brome et pour la fermeture du cycle de brome (Tange et Drohmann 2002<sup>113</sup>).

---

<sup>112</sup> BSEF Bromine Science and Environment Forum. 2000. An introduction to Brominated Flame Retardants. BSEF 19 October 2000.

<sup>113</sup> Tange L, Drohmann D. 2002. Waste management concept for WEEE plastics containing brominated flame retardants, including bromine recycling and energy recovery. Flame Retardants 2002. Proceedings of a conference held in London, 5th-6th Feb. 2002.

## Récupération thermique du brome

### Récupération du brome à partir des incinérateurs de déchets

Pour les incinérateurs conçus et opérés en conformité avec les meilleures techniques disponibles traitant des niveaux relativement élevés de déchets POP-PBDE/RFB, Vehlow a suggéré que la récupération du brome pourrait être possible (Vehlow et al. 2002)<sup>114</sup>. Il a été suggéré qu'une ligne de combustion typique de déchets solides municipaux (DSM) traite 20 tonnes de DSM par heure et que normalement, pour atteindre des économies d'échelle appropriées, plusieurs lignes doivent normalement fonctionner côte à côte. S'appuyant sur le fait que 3% des matières plastiques issues des DEEE contenant 2,5% en poids de brome a été ajouté à trois lignes, (1 800 kg/h de matières plastiques issues des DEEE), ceci représenterait 45 kg/h de brome dans l'alimentation. Avec une efficacité d'épuration typique de >97% et un rendement de recyclage de brome de > 90%, une telle unité pourrait en théorie recycler 310 tonnes de brome par an. Il est possible de distiller l'HBr en une solution à 48%. Dans ce cas, le taux de recyclage serait d'environ 660 tonnes d'HBr à 48% par an. Kennedy et Donkin ont calculé que cela pourrait contribuer à augmenter 7% du revenu d'un incinérateur de déchets municipaux (PB Kennedy et Donkin 1999).

### Récupération du brome par pyrolyse

Deux procédés thermiques utilisant la pyrolyse ont été développés à l'échelle pilote. La reprise du brome à partir des déchets électroniques et plastiques était une caractéristique de ce projet. L'obtention d'une séparation claire entre le gaz/combustible liquide et l'HBr est une question essentielle. Si une concentration trop élevée en halogènes est déposée dans le carburant (> 50 ppm de Cl, ou de Br), celui-ci ne pourra plus être utilisé dû à son potentiel accru de corrosion.

#### **Le procédé Haloclean**

Le procédé Haloclean est une pyrolyse à basse température, conçue comme un procédé thermo-chimique pour le traitement des déchets provenant des équipements électriques et électroniques (Hornung et Seiffert 2006<sup>115</sup>, Koch 2007<sup>116</sup>). Le réacteur Haloclean® a été développé avec un four rotatif à gaz étanche. Le procédé essaie de diviser les déchets électroniques broyés en un flux de matières précieuses et un flux d'énergie. Dans une pyrolyse en deux étapes, les composants polymères sont transformés en pétrole et en gaz. Une étape supplémentaire du procédé chimique (appelé «réacteur polypropylène») vise à dépouiller et à récupérer le brome et d'autres halogènes à partir de ces produits. A partir du résidu de pyrolyse restant, les matériaux précieux et d'autres métaux peuvent être séparés. À ce jour, seule une usine de démonstration a été développée. Le procédé est actuellement utilisé pour la pyrolyse de la biomasse.

#### **Récupération du brome par un procédé de pyrolyse-gazéification en deux étapes**

Dans un essai pilote mené pour l'industrie du brome (EBFRIP) au Centre de recherche sur l'énergie des Pays-Bas (Energy Research Centre (ECN) (Boerrigter 2001<sup>117</sup>, Tange et Drohmann 2005<sup>118</sup>), il a été

---

<sup>114</sup> Vehlow J, Bergfeldt B, Hunsinger H, Jay K, Mark FE, Tange L, Drohman D, Fisch H. 2002. Recycling of bromine from plastics containing brominated flame retardants in state-of-the-art combustion facilities

<sup>115</sup> Hornung A, Seiffert H (2006) Rotary kiln pyrolysis of polymers containing heteroatoms. In: Feedstock Recycling and Pyrolysis of Waste Plastic. Editors Scheirs J and Kaminsky W. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 549-567

<sup>116</sup> Koch W (2007) Entwicklung eines thermisch-chemischen Prozesses zur Verwertung von Abfällen aus Elektro- und Elektronikaltgeräten - die „Haloclean“-Pyrolyse. Dissertation. Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe/Germany

<sup>117</sup> Boerrigter, H. (2001). Implementation of Thermal Processes for Feedstock Recycling of Bromine, with Energy



démonstré qu'il est possible de récupérer le brome par des procédés thermiques. Le procédé («Pyromaat») consiste en une gazéification par étapes, comprenant la pyrolyse (550°C) et une gazéification à haute température (> 1230°C). Dans les séries d'essais pilotes, l'HBr a été récupéré par un lavage alcalin humide des gaz de synthèse à partir du traitement de la fraction plastique des DEEE.

### Technologies pour séparer les POP-PBDE/RFB de la matrice des polymères

Les technologies de séparation à partir de la matrice des polymères des retardateurs de flamme bromés (y compris les POP-PBDE) ont été mises en place uniquement au stade pilote pour a) les polymères contenant des POP-PBDE/RFB, et b) les cartes de circuits imprimés.

La valeur marchande de ces deux catégories de matériaux contenant des POP-PBDE/RFB a été la principale force motrice pour le développement des technologies de recyclage améliorées. Actuellement, aucune des technologies de séparation ne fonctionne à l'échelle industrielle. La technologie pour séparer les POP-PBDE/RFB des polymères semble désormais prête pour une application industrielle. Pour les cartes de circuits imprimés, la technologie de séparation des POP-PBDE/RFB est encore en stade de développement et fonctionne uniquement à l'échelle du laboratoire (voir ci-dessous).

### Séparation du RFB/brome et récupération des polymères

Les méthodologies usuelles de tri sont fondées sur l'écrémage ("cherry picking") des éléments les plus précieux de l'électronique et des polymères des intrants. Les rendements sont généralement assez faibles et de l'ordre de 20% à 60% en fonction des intrants, de la conception des installations et des technologies utilisées. Cependant, la teneur en POP-PBDE/RFB et en brome est enrichie dans la fraction des déchets résiduels.

Le procédé CreaSolv<sup>®</sup> extrait des PBDE/RFB à partir des polymères cibles provenant de la fraction riche en polymères. Ce procédé peut éliminer la contamination non dissoute (par exemple les polymères non-cibles et autres matériaux interférents) et dissoute (par exemple les POP-PBDE, les PBB ou autres RFB) à partir des polymères cibles (Schlummer et al. 2006<sup>119</sup>) en utilisant une formulation de solvant exclusive CreaSolv<sup>®</sup>. Le sous-produit contient des niveaux élevés de RFB. Avec un prix de vente de brome d'environ 4 000 USD/t, cela pourrait être utilisé pour la récupération du brome. Alternativement, il pourrait être traité chimiquement ou incinéré. Il a été développé et optimisé pour certaines fractions de matières plastiques issues des DEEE et il est capable de produire des polymères de haute qualité conformes aux directives RoHS, même à partir de fractions riches en RFB (Schlummer et al. 2006).

---

Recovery, from Plastic Waste of Electrical and Electronic Equipment (WEEE) – Phase 2: Production of Bromine Salt in Staged-gasification to Determine Technical Feasibility of Bromine Recovery. ECN-C-01-110 Report (Final version), October 2001.

<sup>118</sup> Tange L, Drohmann D. 2005. Waste electrical and electronic equipment plastics with brominated flame retardants - from legislation to separate treatment - thermal processes. *Polymer Degradation and Stability* 88, 35-40.

<sup>119</sup> Schlummer M, Maurer A, Leitner T, Spruzina W. 2006. Report: Recycling of flame-retarded plastics from waste electric and electronic equipment (WEEE). *Waste Management Research* 24, 573-583.



Au Royaume-Uni, une évaluation de l'utilité pratique et commerciale de la technologie (WRAP 2006<sup>120</sup>) indique que le CreaSolv® peut être commercialement viable, avec un flux de production de 10 000 tonnes/an. Selon l'Institut Fraunhofer IVV, où le procédé a été initialement développé, celui-ci pourrait être exploité commercialement même avec des capacités de production aussi faibles que 2 000 t/an (Schlummer 2011)<sup>121</sup>.

Le procédé serait en mesure de rivaliser avec l'incinération (100 USD + taxe par tonne de droit d'entrée), avec la mise en décharge<sup>122</sup> (le coût des droits d'entrée de la décharge dépend fortement de la politique de la région et du pays) ou avec des méthodes de traitement des flux de polymère séparés (WRAP 2006<sup>123</sup>). CreaSolv sera en compétition pour les procédés d'élimination du RFB en utilisant des techniques spectroscopiques de tri, car elles atteignent des rendements plus élevés et présentent des produits de haute qualité. L'évaluation WRAP a conclu que le procédé pourrait rivaliser avec l'exportation des plastiques mélangés issus des DEEE en dehors de l'UE (la valeur des ventes est d'environ 100 USD la tonne) si les composés plastiques de haute qualité pour le recyclage peuvent être vendus à environ 80% du prix originel.

### Récupération des métaux, du brome et de l'énergie à partir des PCB

Le recyclage mécanique des PCB, qui sépare également les RFB des autres matériaux dans le processus de récupération, a été développé à l'échelle du laboratoire (Kolbe 2010<sup>124</sup>). Dans la stratégie complète de récupération des matériaux, il est aussi prévu de récupérer le brome (Kolbe 2011<sup>125</sup>). Les parties principales de métaux sont retirées mécaniquement des PCB dans une première étape. Dans une deuxième étape, la résine du PCB est dissoute et les métaux restants ainsi que la fibre de verre sont récupérés. Les métaux sont récupérés davantage dans les fonderies de métaux. La résine dissoute est débromée et le brome est récupéré (en tant que NaBr). Il est prévu que l'huile débromée résultante soit utilisée dans une centrale électrique. La fibre de verre est pressée, lavée, séchée et peut être réutilisée en tant que matériau de remplissage. L'entreprise prévoit également de recycler les résidus et les poussières provenant de la production des cartes de circuits imprimés.

---

<sup>120</sup> WRAP. 2006. Develop a process to separate brominated flame retardants from WEEE polymers Final Report Project code: PLA- 037 November 2006. Banbury, Waste Resources Action Program.

<sup>121</sup> Schlummer M. 2011. Contributions to the Stockholm Convention guideline drafts. Vienna, Austria 23.11.2011

<sup>122</sup> According to the convention POPs waste need to be destroyed or irreversibly transformed. Landfilling should be avoided if possible as it is not, in most circumstances, an approach which can guarantee long-term security. POPs Studies from different regions are documenting that PBDE are released from landfills and contaminate ground and surface water, the surrounding soil and for developing and transition countries contamination of humans working on or living around the landfill sites has been documented as discussed in the section on final disposal.

<sup>123</sup> WRAP. 2006. Develop a process to separate brominated flame retardants from WEEE polymers Final Report Project code: PLA- 037 November 2006. Banbury, Waste Resources Action Program

<sup>124</sup> Kolbe, P. (2010). Innovative Ansätze im Leiterplattenrecycling in "Recycling und Rohstoffe - Band 3 Karl J. EditorsThome-Kozmiensky/Daniel Goldmann Neuruppin : TK Verlag ISBN 978 3 935317 50 4.

<sup>125</sup> Kolbe, P. (2011). Communication personnelle avec R.Weber (31.10.2011).

## Annexe 5. Identification des POP- PBDE dans les articles

### Identification des POP- PBDE par l'analyse standard des PBDE

La Norme internationale CEI 62321 Ed.1 (Commission électrotechnique internationale, 2008) a été développée pour l'identification des niveaux de six substances réglementées (plomb, mercure, cadmium, chrome hexavalent, biphényles polybromés, PBDE) dans les produits électrotechniques. L'identification des PBDE (monoBDE à décaBDE) dans les polymères par chromatographie en phase gazeuse avec la spectrométrie de masse (GC-MS) est décrite dans l'annexe A pour CEI 62321, y compris l'extraction, l'analyse et la vérification de la qualité. Jusqu'à présent, la méthode analytique décrite dans CEI 62321 est uniquement informative et semble avoir besoin d'une amélioration<sup>126</sup>, et la deuxième édition est en cours d'évaluation.

Les techniques d'analyse CG-SM « de pointe » actuelles des POP-PBDE exigent une extraction appropriée et un nettoyage. L'extraction se fait par extraction solide-liquide (soxhlet, extraction liquide sous pression ou techniques ultrasonores assistées) ou par la dissolution dans un solvant approprié (Schlummer et al., 2005). Les solvants organiques généralement co-extraient les oligomères/polymères et un nettoyage adéquat est nécessaire pour obtenir un extrait approprié pour les instruments de CG-SM sensibles.

Le prélèvement des échantillons et le nettoyage prend beaucoup de temps - normalement plusieurs jours à compter de la livraison d'un échantillon jusqu' à la réception des résultats du laboratoire. L'analyse conventionnelle de CG-SM n'est donc pas une méthode pratique pour la séparation des POP-PBDE dans les activités commerciales de recyclage.

### Techniques d'analyse rapide par CG-SM pour les POP-PBDE

Pour parvenir à une méthode de dépistage pratique, il est nécessaire d'utiliser des techniques d'extraction plus rapides et de négliger les étapes de nettoyage. Poehlein et al. (2008) ont développé une méthode de dépistage rapide pour les RFB, y compris les biphényles polybromés (PBB) et les PBDE dans les échantillons des matières plastiques en utilisant l'extraction par ultrasons et l'analyse par CG-SM. Le temps d'analyse est de 9 (CG-SM) ou de 15 minutes (CG-ECD), et l'adéquation de cette méthode a été validée pour la détermination des PBB, PBDE et d'autres RFB dans les polymères de styrène industriels provenant des DEEE.

Une méthode alternative pour le dépistage du RFB, y compris des POP-PBDE en mode sélectif, sans extraction et sans nettoyage a été mise en place. Danzer et al. (1997) a utilisé la pyrolyse directe des matières plastiques pulvérisées et les a analysées par pyrolyse-CG-SM. Cette méthode de thermo-désorption pour les matières plastiques a été optimisée et utilisée dans le dépistage d'environ 100 téléviseurs et 80 ordinateurs (Rieß et al., 2000). Depuis, Shimadzu (2010) a développé la méthode de pyrolyse couplée à la CG-SM, laquelle est devenue disponible dans le commerce avec un échantillonneur automatique pour 48 échantillons.

---

<sup>126</sup> À ce jour, les études inter-laboratoires n'ont pas donné des résultats très positifs

La durée minimale requise de 15 minutes (échantillonnage, préparation, analyse) serait trop longue pour l'appliquer en tant que méthode de séparation dans les usines de recyclage des DEEE ou dans d'autres usines (PNUE, 2010a, b). Ces technologies pourraient être utilisées pour les analyses de confirmation d'une technologie de séparation.

### Suivi in situ des PBDE par spectroscopie Raman

Le dépistage des matières plastiques par la spectroscopie Raman à haut débit a été développé au Japon par Saimu Corporation<sup>127</sup>. Selon les informations fournies par l'entreprise, la technologie peut classer les plastiques selon leur teneur en POP-PBDE (Tsuchida et al, 2009;.. Kawazumi et al, 2011). Cet équipement a été assemblé dans une usine pilote pour la séparation des matières plastiques.

### Mesure in situ du brome dans les articles

D'autres méthodes de suivi ont été mises au point pour le dépistage des plastiques contenant du brome. Actuellement, trois technologies qui ont démontré leur capacité pour dépister le brome dans des essais à long terme (WRAP, 2006a) et/ou qui sont utilisées dans des installations à grande échelle, peuvent être considérées comme des MTD/MPE pour le dépistage du brome:

- La spectroscopie d'étincelle glissante
- La fluorescence des rayons X (XRF)
- La transmission des rayons X (XRT)

L'application de ces technologies est décrite dans la section 4.4.

### *Spectroscopie d'étincelle glissante*

La spectroscopie d'étincelle glissante est une méthode de dépistage de surface capable de détecter rapidement le brome, le chlore et les additifs inorganiques avec une limite de détection d'environ 1000 ppm. Grâce à un système relativement simple, la spectroscopie d'étincelle glissante permet une analyse directe et in situ du matériel pratique, compact et non conducteur, sans préparation d'échantillon préalable.

---

<sup>127</sup> [http://akane.saimu-net.ne.jp/plastic\\_en.html](http://akane.saimu-net.ne.jp/plastic_en.html)

L'identification des matériaux contenant du brome, des matières plastiques du chlore (PVC ou retardateurs de flamme chlorés) et des additifs inorganiques (produits de remplissage, stabilisants, synergistes RFB) a été décrite (Schlummer et Maeurer, 2006). L'instrument coûte environ 6 000 USD (PNUE, 2010b).

### *Fluorescence des rayons X (XRF)*

La technologie XRF peut être utilisée pour la détection et la séparation des polymères contenant du brome avec un seuil de détection de 10 ppm à 100 ppm. L'analyse XRF est limitée à la détection du brome dans le matériel, sans aucune capacité d'identifier le type de composé RFB. En utilisant des instruments portables, le temps requis pour une mesure est inférieure à une minute. La précision des mesures de dépistage XRF est limitée et par conséquent, des écarts-type relatifs pourraient atteindre jusqu'à 30%. Cependant, cela n'est crucial que lors de la mesure des niveaux très proches d'un certain seuil. C'est pourquoi le seuil de mesure devrait être d'au moins 30% en dessous du seuil défini pour la séparation. Le coût d'un appareil standard est d'environ 30 000 USD à 50 000 USD. Des technologies XRF plus simples sont disponibles à des prix inférieurs.

### *Transmission de rayons X (XRT)*

La technologie de transmission de rayons X utilise une source électrique de rayons X qui produit un rayonnement à large bande dans la gamme d'énergie de 80 KeV à 160 KeV. Ce rayonnement pénètre dans le matériel de séparation et, lors de son atténuation, heurte un capteur de la caméra à rayons X en utilisant deux lignes de capteurs indépendants avec une sensibilité spectrale différente. Pour compenser ce problème technique, le matériel à trier est éclairé par deux directions différentes. Les différentes traces de transmission permettent d'ignorer l'épaisseur du matériel lors de l'application du traitement de rayons X à grande vitesse.

Contrairement à l'instrument de dépistage portable (XRF et SSS) normalement appliqué dans les usines de démantèlement, cet équipement est destiné à trier les déchets automatiquement. L'instrument coûte environ 400 000 USD (PNUE, 2010b).