

## SOLUTIONS POUR LA DESTRUCTION DES DECHETS DES POP

Dans plusieurs pays du monde, des stocks de polluants organiques persistants (POPs) hérités du passé – par exemple: les biphényles polychlorinés (PCBs), les pesticides organochlorinés, les ignifugeants brominés, et les substances chimiques fluorinées – posent des menaces à la santé humaine. Ces déchets de POP doivent être détruits ou transformés de manière irréversible en utilisant des méthodes durables qui, au plus haut niveau de réalisation, remplissent les critères suivants:

- Une capacité de destruction effective à 100%- qui prend en compte tous les éléments entrants et sortants (gazeux, liquides et solides);
- Une rétention complète de tous les éléments sortis lors du processus de destruction afin de rendre possible les analyses – et le retraitement si cela s'avère nécessaire- ceci permet de s'assurer que la destruction est à 100% effective;
- Pas de rejets non contrôlés au cours du processus.

### Les incinérateurs des déchets dangereux

Depuis les quatre dernières décennies, l'incinération a été la méthode par excellence utilisée pour la destruction des polluants organiques.

Cependant, il existe de nombreux problèmes liés à l'utilisation de cette technologie.

De façon idéale, l'incinération des composés organiques aux températures supérieures à 850 °C avec des turbulences suffisantes et de l'oxygène en excès devrait aboutir à des produits finis non toxiques, comme par le CO<sub>2</sub> et le H<sub>2</sub>O. Cependant, des contre-réactions donnant lieu à des produits dérivés toxiques surviennent inévitablement surtout lorsque les déchets contenant des halogènes et les précurseurs des PCDD/PCDF (particulièrement les PCBs, les chlorophénols, les chlorobenzènes et les autres composés chlorés aromatiques) Blumenstock et al., 2000; Huang and Buekens, 2001; Jiang et al., 1997; McKay, 2002) et des composés brominés similaires donnent lieu à la formation des PBDD/PBDF et des PXDD (Weber and Kuch, 2003; Schüler and Jaker, 2004).

De plus en plus, les réglementations rigoureuses qui exigent des contrôles plus effectifs de la pollution atmosphérique et la surveillance des rejets gazeux ont abouti à la réduction considérable des rejets des PCDD/PCDF dans l'air mais, dans certains cas, elles ont contribué à l'augmentation des rejets dans l'air des résidus issus du contrôle de la pollution.

Toutefois, les rejets provenant de la manutention des déchets de même que les dépôts formés non intentionnellement issus de la combustion incomplète rejetés dans l'air et contenus dans les résidus provenant des incinérateurs des déchets dangereux peuvent aussi donner lieu à la pollution autour de l'incinérateur et s'ajouter aux réservoirs de ces produits dérivés, en fonction de la technologie utilisée, les conditions de fonctionnement de l'appareil et de la gestion des résidus solides (Weber et al., 2008). Les produits dérivés toxiques rejetés, exemple les PCDD/PCDF (connus pour être carcinogènes chez l'homme), peuvent entrer dans la chaîne alimentaire (Malisch et al., 1999).

De nombreux cas semblables sont décrits dans la littérature scientifique (Goovaerts et al., 2008 ; Holmes et al., 1994, 1998; Kim et al. 2006 ; Lovett et al., 1998).

Le coût relativement élevé de l'incinération constitue un facteur limitant (DOE, 1999 ; Haglund, 2007), surtout lorsque les incinérateurs fonctionnent avec les appareils antipollution ultramodernes, le monitoring et le traitement des résidus. Les coûts augmentent aussi avec le transport des déchets dangereux vers l'usine d'incinération. Les fours à ciment fonctionnent à des températures de 1450 °C ou à des températures plus élevées mais un très petit nombre de ces fours remplissent des conditions techniques nécessaires pour l'incinération des POP, et des grandes capacités de destruction n'ont pas été démontrées. De plus, un équipement coûteux pour le mélange, l'alimentation et le monitoring est nécessaire pour un réel fonctionnement (Rahuman et al., 2000).

Une évaluation détaillée des capacités de destruction en ce qui concerne l'incinération (aussi bien pour les incinérations des déchets dangereux que pour les fours

à ciment) manque jusqu'à présent (Weber, 2007). Cependant, certaines analyses indiquent que les capacités de destruction des incinérateurs sont plus faibles que celles de certaines technologies non combustibles (Rahuman et al., 2000).

Ces complications associées à la désapprobation du public à l'incinération des déchets dangereux et des déchets contenant des POP ont conduit à la recherche des méthodes de destruction alternatives et non incinératrices.

### Les méthodes de destruction non incinératrices

Ces technologies utilisent des procédés physiques et chimiques de transformation des déchets contenant des POP en des substances moins nocives. Elles sont des technologies non incinératrices, des technologies de forte température fonctionnant actuellement à l'échelle commerciale dans un ou plusieurs pays où ces technologies ont été autorisées des stocks contenant des POP. Quatre d'entre elles sont sommairement décrites ici. Plus loin, deux technologies très intéressantes sont aussi présentées:

- Une technologie de destruction qui fonctionne sous des conditions de réaction tempérée (la température de la pièce et la pression); et
- Une technologie permettant de séparer les ignifugeants brominés des déchets plastiques.

### Réduction Chimique de la Phase Gazeuse (GPCR)

Cette technologie comporte la réduction chimique de la phase gazeuse des composés organiques par l'hydrogène à une température supérieure ou égale à 850 °C et à une faible pression.

Les composés organiques sont finalement réduits en méthane, en chlorure d'hydrogène (qui sont ultérieurement neutralisés), et des petites quantités d'hydrocarbures à faible poids moléculaire. Cette technologie est capable de traiter à la fois les déchets liquides et solides qui ont de fortes teneurs en DDT, en hexachlorobenzène (HCB), en PCDD/PCDF et les transformateurs, accumulateurs et les huiles à PCB. Un traitement préalable est nécessaire aussi bien pour les déchets solides

que liquides. La configuration de la méthodologie est constituée de modules: elle peut aussi bien être fixée que transportée. Tous les rejets et les résidus pourraient être capturés et retransformés si nécessaire.

Les PCDD/PCDF n'ont pas été détectés du produit gazeux issu du procédé, mais ont été détectés à des taux faibles du brûleur de gaz naturel utilisé pour chauffer le vaisseau de réaction (PNUE, 2004). Les résidus solides sont produits par des déchets solides entrants, mais ils devraient être propres pour leur élimination dans les dépotoirs, quoique l'PNUE (2003) indique que les traces de POP pourraient encore y rester.

Les données sur la capacité de destruction fournies par l'entreprise Eco Logic provenant des installations tenues en Australie et au Canada indiquent des capacités de destruction > 99.9999% pour les PCB, le DDT et le HCB et > 99.9995% pour les PCDD/PCDF (Eco Logic, 2002). Le débit de 150 tonnes par mois ou de 1800 tonnes par an peut être doublé grâce au modèle modulaire (IHPA, 2002). EPA (2005) a déclaré que cette technologie n'avait pas été considérée comme étant rentable mais il a été plus récemment rapporté qu'il est entrain « d'être modifié pour augmenter sa rentabilité (EPA, 2010).

### Décomposition Catalysée Basique (BCD)

Ce procédé développé par l'EPA des Etats Unis comprend deux étapes de traitement séparées: premièrement, une désorption thermique indirectement échauffée à une température située entre 200-400 °C est utilisée pour la décontamination des milieux traités, ensuite, les POP en forme de produits chimiques purs ou de concentrés obtenus par cette désorption sont détruits par une réaction chimique. La déhalogénéation survient lorsque les produits chimiques sélectionnés y compris l'hydroxyde de sodium (une base) sont mélangés aux contaminants condensés et chauffés à une température de 236 °C dans un réactif. Si l'huile de préservation ne répond pas aux critères d'évacuation, elle est remise dans le réactif et est réchauffée. Cette technologie est à même de restaurer les liquides, les

terres, les boues et les sédiments contaminés notamment par les PCB et les PCDD/PCDF. Les terres traitées peuvent être utilisées comme des matériaux de remplissage sur le site. Cette technologie est immobile ou est conçue en unités mobiles (EPA, Rahuman et al., 2002 ; PNUE, 2004).

Comparée aux anciennes installations, les usines actuelles sont équipées d'effluents gazeux, d'épuration et de filtration. Les teneurs à l'émission ont été signalées comme étant faibles et le poids total d'effluents gazeux émis est de l'ordre de grandeur inférieur aux incinérateurs (PNUE, 2004).

Un réactif BCD peut transformer 2 à 12 tonnes de POP par jour et de plus grandes capacités peuvent être obtenues en augmentant le nombre des modules. Les rendements à haute destruction (4-6) ont été démontrés en ce qui concerne les PCB, Les OCP et les PCDD/PCDF au cours des essais de traitement et des opérations courantes (PNUE, 2004). La durée du traitement par BCD est courte, les demandes en énergie sont modérées et les coûts de fonctionnement et de maintenance sont relativement faibles. Les coûts de fonctionnement d'un système BCD complet sont considérés comme étant moins de 25% comparés aux coûts de fonctionnement de l'incinération (Rahuman et al., 2000).

### Super Critical Water Oxidation (SCWO)

Plusieurs technologies de destruction des substances chimiques se reposent sur la réaction des composés organiques avec les radicaux hydroxyles.

Dans les fluides supercritiques, les polluants organiques deviennent fortement hydrosolubles et réagissent rapidement lorsqu'on y ajoute des oxydants. Les produits de décomposition finale sont le gaz carbonique, l'eau, les acides minéraux et les sels. La phase supercritique du fluide survient à une température élevée et des conditions de pression, par exemple 374 °C et 24- 28 MPa (EPA, 2005; Rahuman et al., 2000; Veriansyah et Kim, 2007). Les gaz d'effluents ne contiennent pas des oxydes d'azote, les gaz sulfureux, ou des substances parti-

culaires et contiennent moins de 10 ppm de monoxyde de carbone (Environment Australia, 1997). SCWO est indiqué pour le traitement du sol, de la boue et des déchets liquides contaminés par exemple par les PCB et les pesticides aussi bien que les déchets militaires dangereux à faible ou haute concentrations. Cette technologie est très facilement transportable (IHPA, 2008; Marulanda, 2010).

Les usines de SCWO actuelles utilisent les matériaux résistants à la corrosion. Toutes les émissions et les résidus pourraient être capturés pour le retraitement si cela est nécessaire (PNUE, 2004). EPA (2005) de même que Rahuman et al. (2000) prétendent qu'aucune donnée sur la capacité de destruction n'avait été établie, toutefois, l'PNUE(2004) signale avoir constaté un grand rendement de cette technologie. IHPA (2008) évoque un DE de six à huit 9 s pour des pesticides de très faibles concentrations. Pour les déchets contenant au maximum 20% de carbone organique, SCWO est considéré d'être de très loin moins coûteux que l'incinération (Boock, 1996). A cause de certains problèmes de fonctionnement, le statut industriel du SCWO est actuellement limité cependant, Eriansyah et Kim (2007) prétendent que réhaussé l'investissement dans les technologies nouvelles potentiellement supérieures à l'incinération pourraient faire disparaître les limitations techniques présentes sur cette technologie. Plus récemment, Marulanda (2010) suggère que les économies et la performance d'une unité mobile en Amérique du sud pourrait faire en sorte que SCWO soit une alternative rentable par rapport à l'incinération dans les pays de l'Amérique du sud.

### La réduction du sodium

Cette technologie transportable ou fixe a été généralement utilisée pour l'évacuation sur place de faibles aux grandes teneurs de PCB des huiles pour transformateur. Le principe de base est la réduction des PCB à l'aide du sodium métallique dispersé dans de l'huile minérale ce qui donnent lieu à des produits finals à l'instar des diphényles partiellement halogénés, du chlorure de sodium, de l'huile à base de pétrole et de l'eau.

La capacité de traitement des huiles pour transformateur a été estimée à 15 000 litres par jour. Aucune efficacité de rendement n'a été signalée pour cette technologie et il n'existe pas suffisamment d'informations sur la caractérisation des résidus. Aussi, comme c'est le cas avec n'importe quel procédé qui ne nécessite pas la destruction du transformateur lui-même, il y a des inquiétudes au sujet des résidus des PCB dans les matériaux poreux du transformateur. Lorsque les huiles pour transformateur sont traitées sur place. Cependant, cette approche a été généralement utilisée pour le traitement des PCB il y a de cela plus de deux décennies (PNUE, 2004).

### Le broyeur à boulets/déhalogénéation mécano-chimique (MCD)

Les broyeurs à boulets sont des réactifs de déhalogénés mécano-chimiques qui sont utilisés pour la destruction des PCB et d'autres polluants organochlorés jusqu'à leurs parents les hydrocarbures à haut rendement. Le réducteur de la déhalogénéation survient en présence d'un métal alcalin et d'une source de faible hydrogène acide. Il peut être appliqué aussi bien sur les matériaux contaminés que sur les produits chimiques à très forte concentration ou purs sans tenir compte de leur état. Les polluants sont éliminés directement à l'intérieur d'une matière contaminée (Birke et al., 2004 ; PNUE , 2004). Malgré le fait que la dégradation mécano-chimique est effectuée à des températures faibles, à l'intérieur de la matière crénelée les températures atteignant plusieurs milliers de degrés Celsius se produisent lorsqu'une graine soumise à une grande vitesse se heurte contre une surface solide (Heinicke., 1984). La poudre du produit final pourrait nécessiter un traitement supplémentaire (IHPA , 2008).

Les broyeurs à boulets sont disponibles à des dimensions et des structures différentes de manière à rendre possible le traitement de plusieurs tonnes de produits. Le réducteur mécano-chimique est économique et offre aussi des avantages du point de vue de l'environnement compte tenu de sa faible consommation de l'énergie.

Grâce aux conditions de réaction

modérées et au modèle de préfabrication fermée, il n'existe aucune émission dangereuse sur l'environnement (Birke et al., 2004 ; PNUE, 2004). IHPA (2008) mentionne que le rendement de destruction du broyage à boulets est de 4-5 tonnes. Bike et al. (2004) déclare que les PCB sous formes solides ou liquides peuvent être détruits (selon les études faites au laboratoire) à des niveaux non détectables en quelques minutes ou heures. Cependant, comme il y a actuellement une expérience commerciale très limitée avec cette technologie, il existe peu d'informations sur ses émissions, son rendement, ses produits intermédiaire de dégradation et d'autres paramètres importants au cours de l'exploitation industrielle.

Les questions essentielles restent aussi en ce qui concerne le rendement de destruction de cette technologie et la quantité et la toxicité des agents dont on a besoin au cours du procédé (IHPA, 2008). Lorsqu'il a été utilisé sur les sols contaminés par les pesticides dans un site en Nouvelle Zélande, le broyeur à boulets avait réduit de moins de 90% les teneurs en pesticide dans les sols . Des inquiétudes subsistaient au sujet de la possibilité d'avoir des émissions dans l'atmosphère au cours de la transformation de même que la teneur particulière potentielle des agents sélectionnés qui restent dans le sol traité (PCE, 2010 ; PCE, 2008).

### Procédé Crea Soly

Les ignifugeants brominés sont ôtés des déchets plastiques par le procédé CreaSolv®. Les polymères bien déterminés qui se trouvent dans les déchets plastiques sont dissous de façon sélective par les solvants spécifiques et ils sont par la suite précipités par une préparation spécifique.

Ceci vient après que les autres déchets aient été séparés afin que la matière d'alimentation qui entre dans l'extraction au solvant contient une proportion élevée (généralement > 75%) du type de plastique à récupérer (Malcolm Richard, 2011). Les promoteurs-CreaCycle GmbH, en collaboration avec le Fraunhofer Institute IVV- signalent que le volume de solvant utilisé est très petit par rapport au plastique traité (<1%), parce que les solvants sont recyclés. Le seul solvant

extrait au cours du procédé est la petite fraction dans laquelle les ignifugeants brominés et les autres contaminants sont séparés et concentrés.

Les produits finals du procédé sont les polymères recyclés utilisables, les ignifugeants brominés-concentrat lourd, et, si présent, un métal- riche en fraction insoluble (Creacycle; Maurer and Schlummer, 2004).

Ce procédé a été appliqué dans les laboratoires et à l'échelle des usines préindustrielles. Par exemple, après le retrait de leur batterie, les téléphones mobiles recyclés après la consommation ont été traités, cédant facilement des particules de polymère adéquates pour les procédés d'extrusion-injection (Maurer and Schlummer, 2004). Dans un autre exemple, les déchets de polystyrène expansé ont été traités avec succès à l'échelle préindustrielle pour produire les polystyrènes re-extensibles qui sont comparables aux polystyrènes vierges facile à utiliser (Maurer and Knauf, 2005). Dans une étude de faisabilité organisée à une petite échelle, aussi bien les ignifugeants brominés que les PBDD/PCDF, qui étaient présents comme des co-contaminants, avaient été ôtés avec succès des déchets plastiques provenant des usines de démontage le Canadian WEEE (Schlummer et al, 2008). Le WRAP (Waste and Resources Action Programme) a financé une étude par Freer (2005) pour évaluer de potentiels impacts environnementaux de quatre nouveaux procédés pour la récupération des déchets plastiques électriques et électroniques contenant les ignifugeants en comparaison à la décharge et à l'incinération avec ou sans récupération d'énergie. Parmi ces procédés, le procédé CreaSolv® avait été classé le meilleur par rapport à sa consommation d'énergie et à sa potentielle oxydation photochimique, et occupait la seconde position seulement après l'incinération par rapport à la récupération d'énergie en disposant du plus faible potentiel de réchauffement de la planète.

L'étude a conclu que les deux procédés basés sur les solvants à savoir le CreaSolv® et le Centrevap® étaient les deux meilleurs procédés performants sur le plan environnemental et dans l'étude

on a aussi noté que le procédé CreaSolv® s'est particulièrement distingué des autres procédés par «les faibles pertes en solvant et les grandes capacités à récupérer les solvants »

Il a été noté dans un rapport récent rédigé par Nnoron and Osibanjo (2008) au sujet de la gestion des plastiques contenant des ignifugeants brominés que les autres études financées par le WRAP ont révélé que par rapport au procédé Centrevap® Centrevap, le procédé CreaSolv® avait une meilleure capacité à séparer les ignifugeants brominés des polymères WEEE. Cependant, l'on avait indiqué que comme options pour la gestion des plastiques WEEE, les deux procédés étaient les alternatives financièrement viables par rapport à la décharge et à l'incinération. Les deux critiques avaient conclu que ces méthodes d'extraction des ignifugeants basées sur les solvants «offrent actuellement la meilleure option commerciale et environnementale en ce qui concerne la gestion saine des déchets plastiques contenant des ignifugeants», ils ont continué en suggérant que la commercialisation de ces procédés aidera à faire réduire l'exportation des déchets contenant du WEEE vers les pays en voies de développement. Les ignifugeants concentrés qui ont été récupérés au cours du procédé pourront être détruits par les autres technologies non-combustibles ou pourront être transformés de façon irréversible comme des réactifs dans les procédés industriels.

## Les questions auxquelles il faut répondre

Un critère important pour l'évaluation des technologies utilisées pour la destruction des POP est la formation éventuelle de nouveaux POP et des produits dérivés toxiques au cours du procédé. Les PCDD/PCDF peuvent être formés au cours de la combustion des déchets dangereux (voir dessus). Cependant, les conditions de fonctionnement pour un nombre de technologies non-combustibles ont le potentiel de générer les PCDD/PCDF si les précurseurs nécessaires sont présents (Weber, 2007). Le GPCR en est un exemple. Là où soit le gaz du produit ou l'air ambiant utilisé pour la combustion

contient des espèces chlorées, les PCDD/PCDF pourraient être générés. Pour atteindre les critères techniques fondamentaux pour la destruction des POP, le produit du gaz et l'air combustible tous deux doivent être convenablement traités (Rahuman et al. 2000). Aussi le procédé de traitement par le BCD pourrait avoir pour résultat une augmentation de la concentration des espèces moins chlorées, là où ceci constitue une éventuelle préoccupation pour les PCDD/Fs, là où les congénères inférieurs sont sensiblement plus importants que ceux qui sont supérieurs. Par conséquent, il est important que le procédé soit surveillé de façon appropriée pour s'assurer que la réaction aille jusqu'au bout (Rahuman et al., 2000) Une étude faite à laboratoire portant sur la destruction des PCB par le SCWO a démontré qu'au cours des opérations qui se déroulent à une plus faible température, d'énormes quantités de PCDD/PCDF peuvent être formées (Weber, 2004). Les opérateurs doivent s'assurer que des procédés soient mis en marche dans des conditions (en ce qui concerne la température et le temps de séjour) qui permettent d'éviter une telle formation. Cependant, dans la plupart de cas, les évaluations détaillées des technologies non-combustibles en ce qui concerne la formation des PCDD/PCDF manquent (Weber, 2004, 2007).

## Comment choisir la technologie la plus appropriée?

Il n'existe probablement pas de technologie <parfaite> pour la destruction des POP. Plusieurs critères entre en jeu lorsqu'il faut choisir la technologie appropriée qu'on doit utiliser dans chaque cas particulier. La norme de rendement fondamentale pour les technologies utilisées dans la destruction des POP est le rendement de destruction. Le rendement de destruction (DE) est une comparaison faite entre la quantité d'un type de POP particulier qui est introduit à l'intérieur d'un procédé et la quantité totale de ce POP qui est rejetée dans tous les éléments sortants du procédé par exemples: les émissions gazeuses et liquides ainsi que les résidus solides. Cependant, une

autre mesure qui est parfois utilisée est le rendement de destruction et de récupération (DRE), qui prend en compte que seulement la quantité d'un type particulier de POP qui est rejeté lorsqu'il ya des émissions dans l'air. Malheureusement, la plupart des rapports portant sur le rendement d'une technologie présentent uniquement les DRE et quelques fois les DRE sont présentés à tort comme les Des (Costner, 2004). Les deux mesures doivent être comprises par rapport aux concentrations de POP non détectables. Celles-ci sont présentées comme étant < moins que> les valeurs du seuil de détection, non comme zéro. Comme conséquence, les valeurs calculées du DE et du DRE se rapprochent de 100% , mais ne l'atteignent jamais. Pour cette raison, un rendement de destruction qui est > 99.9999% peut être considéré comme étant effectivement égale à 100% (Rahuman et al., 2000) Bien que les analyses chimiques et toxicologiques de tous les circuits de sortie soient chères, elles doivent être faites à une fréquence suffisante afin de s'assurer la conformité de la technologie par rapport au critère fondamental du DE qui est > 99.9999% au cours de tous les opérations de fonctionnement, c'est-à-dire le démarrage, la fermeture, les opérations courantes et d'éventuels évènements critiques (Rahuman et al., 2000). Weber (2007) déclare que les DE doivent être déterminés grâce aux surveillances à long-terme qui s'étendent sur des mois et ces surveillances doivent être menées pendant toute la durée des projets de destruction des POP. En effet, les coûts d'une technologie sont d'importants facteurs limitant. Ces coûts varient de façon significative à cause de la variation sur la teneur en POP de la matière à traiter, le volume de cette matière et le transport (lors que les technologies hors site sont utilisées). Les coûts d'investissement initiaux peuvent être élevés, cependant, les coûts de traitement pour les technologies récemment développées et moins

optimisées peuvent baisser dans l'avenir ce qui n'est probablement pas le cas pour l'approche pleinement développée de l'incinération (Haglund, 2007). D'autres critères (économique, social, environnemental, technique) doivent aussi être pris en compte lorsque l'on veut choisir une technologie de destruction. Ces critères sont entre autres (Environment Australia, 1997 ; IHPA, 2008 ; Lodolo, 2002; Rahuman et al., 2000; Veriansyah and Kim, 2007; Weber, 2007):

- La capacité de la technologie à traiter les déchets sous leur forme physique actuelle (liquide, solide, grosseur des grains), avec la teneur en carbone organique déterminée et la nécessité pour le traitement préliminaire du déchet
- La capacité de
- Les conditions d'application locales
- la possibilité à transporter les déchets et la mobilité des installations
- la fiabilité et la maintenance de l'installation
- Les volumes des flux de déchets secondaires et la teneur de la réaction toxique des produits dérivés soumis à toutes les conditions de fonctionnement y compris les périodes instables, le modèle de système fermé
- Les risques liés au fonctionnement de la technologie (la flexibilité de la charge, la commande du régime transitoire, la gestion des urgences, le démantèlement de l'installation)
- L'acceptation de la population

En envisageant les principes de la chimie verte (qui utilise les technologies de fabrication et de production sensibilisées à l'environnement) les procédés qui utilisent la température du local et les pressions atmosphériques devraient être préférés. Ceci fait en sorte que la consommation d'énergie est réduite et l'augmentation des perspectives de déplacement de l'installation.

De plus, n'importe quel réactif ou quelle matière première devrait être moins coûteux, non toxique et de faci-

lement stockable, les produits dérivés toxiques devraient être évités enfin et surtout, la méthode devrait avoir un rendement de destruction élevé (Laine and Cheng, 2007). Ceci souligne la nécessité de la conception des nouveaux réactifs et des recherches supplémentaires.

## Les conclusions

Bien que l'incinération des anciens réserves de POP est la technologie de destruction la plus utilisée, elle ne peut pas être considérée <saine>, il y a des inquiétudes en ce qui concerne leurs coûts élevés, des informations détaillées sur leur rendement de destruction manquent et elle n'est pas transportable. Une technologie qui est transportable, valable localement, durable et qui détruit les POP obsolètes à un prix raisonnable signifierait une percée dans la destruction des substances chimiques (IHPA, 2008). Les technologies non-combustibles et innovantes ont le potentiel de devenir de telles technologies, cependant, les conditions particulières doivent être garanties:

- La disponibilité des ressources à long-terme,
- La forte sensibilisation à l'environnement et
- une bonne recherche scientifique soutenue par le soutien politique et un financement approprié pour assurer un progrès technologique continu. Aussi, comme certaines informations nécessaires (par exemple l'éventuelle formation des PCDD/PCDF au cours du procédé de destruction) sont couramment fournies presque exclusivement par les sociétés qui les fabriquent et qui les commercialisent (Weber, 2007) des évaluations indépendantes de ces technologies doivent être menées et les données doivent être accessibles au public. La faisabilité et la durabilité des technologies devraient être prouvées à travers des tests de démonstration réels sur le terrain dans les pays/ les régions aux infrastructures limitées et manquant des services d'approvisionnement conventionnels nécessaires (IHPA, 2008).

## References

- Birke V., Mattik J., Runne D., 2004. Mechanochemical reductive dehalogenation of hazardous polyhalogenated contaminants. *Journal of Materials Science* 39, 5111–5116.
- Blumenstock M., Zimmermann R., Schramm K.W., Kettrup A., 2000. Influence of combustion conditions on the PCDD/F-, PCB-, PCBz- and PAH-concentrations in the post-combustion chamber of a waste incineration pilot plant. *Chemosphere* 40,987–993.
- Boock L .T., 1996. A quantitative analysis of reactions in supercritical water: experimental kinetics and mechanistic modeling. Ph.D. Dissertation. The University of Delaware.
- Costner P., 2004. Non-combustion technologies for the destruction of PCBs and other POPs wastes: Civil society, international conventions and technological choices. Greenpeace International, Amsterdam, June 2004.
- Creacycle, undated. The CreaSolv® Process, <http://www.creacycle.de/DerCreaSolvProzessQQid-20-38QQlang-english>.
- DOE, 1999. Waste Incineration at the Savannah River Site, U.S. Department of Energy Audit Report. DOE/IG-0453. (1999).
- Eco Logic, 2002. Contaminated Soil and Sediment Treatment Using the GPCRTM/TORBED®Combination. October 2002, <http://www.torftech.com/start.htm>
- EPA, 2005. Reference Guide to Non-combustion Technologies for Remediation of Persistent Organic Pollutants in Stockpiles and Soil, EPA-542-R-05-006, December 2005, Washington DC, <http://www.clu-in.org/POPs>
- EPA, 2010. Reference guide to non-combustion technologies for remediation of persistent organic pollutants in soil, EPA 542-R-09-007 second edition – 2010 . United States Environmental Protection Agency.
- Environment Australia, 1997. Appropriate technologies for the treatment of scheduled wastes. Review Report No 4, November 1997, [www.environment.gov.au](http://www.environment.gov.au)
- Freer, E., 2005. Life cycle assessment Study: SUMMARY REPORT - Selected Treatment Processes for WEEE Plastics Containing Brominated Flame Retardants. For Axion Recycling on behalf of Waste Resources Action Programme (WRAP) Project Ref: E4833, August 2005. [http://www.creacycle.de/images/stories/e5c-2006.11.\\_wrap\\_final\\_report-appendix\\_5-\\_environmental\\_impact\\_analysis.pdf](http://www.creacycle.de/images/stories/e5c-2006.11._wrap_final_report-appendix_5-_environmental_impact_analysis.pdf)
- Goovaerts P., Trinh H.T., Demond A.H., Towey T., Chang S.C., Gwinn D., Hong B., Franzblau A., Garabrant D., Gillespie B.W., Lepkowski J., Adriaens P., 2008. Geostatistical modeling of the spatial distribution of soil dioxin in the vicinity of an incinerator. 2. Verification and calibration study. *Environmental Science and Technology* 42, 3655–3661.
- Haglund P., 2007. Methods for treating soils contaminated with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and other polychlorinated aromatic compounds. *Ambio* 36, 467–474.
- Heinicke G., 1984. Tribochemistry. Akademie-Verlag, Berlin.
- Holmes S.J., Jones K.C., Miller C.E., 1994. PCDD/PCDF contamination of the environment at Bolsover UK. *Organohalogen Compounds* 24, 373–377.
- Holmes S.J., Green N., Lohmann R., Jones K.C., 1998. Concentrations of PCDD/PCDFs in soil around a point source. *Organohalogen Compounds* 39, 257–260.
- Huang H., Buekens A., 2001. Chemical kinetic modeling of De novo synthesis of PCDD/F in municipal waste incinerators. *Chemosphere* 44, 1505–1510.
- International HCH and Pesticides Association (IHPA), 2002. NATO/CCMS pilot study fellowship report. Evaluation of demonstrated and emerging remedial action technologies for the treatment of contaminated land and groundwater (Phase III). Retrieved July 10, 2006, from <http://clu-in.org/download/partner/vijgen/vijgentext.pdf>
- International HCH and Pesticides Association (IHPA), 2008. Obsolete pesticides. A „burning“ question. Conference report, Utrecht, The Netherlands, September 2008.
- Jiang K., Li L., Chen Y., Jin J., 1997. Determination of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs in Chinese commercial PCBs and emissions from a testing PCB incinerator. *Chemosphere* 34, 941–950.
- Kim K.S., Kim J.G., Shin S.K., Chung I.R., Kim K.S., Song B.J., Jeong M.J., 2006. Levels and congener profiles of PCDD/Fs in the environmental media in the vicinity of the waste incinerator, South Korea. *Organohalogen Compounds* 68, 2264–2267.
- Laine D.F., Cheng I.F., 2007. The destruction of organic pollutants under mild reaction conditions: A review. *Microchemical Journal* 85, 183-193.
- Lodolo A., 2002. Training workshop „Initial National POPs Inventory – INPOPSI“, 16–17 May 2002 Brno, Czech Republic.
- Lovett A.A., Foxall C.D., Ball D.J., Creaser C.S., 1998. The Panteg monitoring project: comparing PCB and dioxin concentrations in the vicinity of industrial facilities. *Journal of Hazardous Materials*, 61, 175–185.
- McKay G., 2002. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste. (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal* 86, 343–368.
- Malcolm Richard, G., Mario, M., Javier, T., & Susana, T., 2011. Optimization of the recovery of plastics for recycling by density media separation cyclones. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(4), 472–482.
- Malisch R., Gleadle A., Wright C., 1999. PCDD/F in meat samples from domestic farm animals and game. *Organohalogen Compounds* 43, 265–268.
- Marulanda, V. & Bolaños, G., 2010. Supercritical water oxidation of a heavily pcb-contaminated mineral transformer oil: Laboratory-Scale data and economic assessment. *The Journal of Supercritical Fluids*, 54(2), 258–265.
- Mäurer, A.; Knauf, U., 2005. Recycling of EPS-waste to expandable polystyrene. FAKUMA Forum 2005. Friedrichshafen, 20. October 2005. [http://www.creacycle.de/images/stories/2005.10.20\\_fakuma\\_eps-loop.pdf?phpMyAdmin=3YWg](http://www.creacycle.de/images/stories/2005.10.20_fakuma_eps-loop.pdf?phpMyAdmin=3YWg)

3TY3Fw5szw4jy1vC6g8tf&phpMyAdmin=168fc401cb4cc955191a9e0c52e0d626

- Mäurer, A.; Schlummer, M., 2004. Good as new. Waste Management World, May-June (2004), pp 33–43.
- Nnorom, I.; Osibanjo, O., 2008. Sound management of brominated flame retarded (BFR) plastics from electronic wastes: State of the art and options in Nigeria. Resources, Conservation and Recycling 52: 1362–1372
- Parliamentary Commissioner for the Environment (PCE), 2010. Investigation into the remediation of the contaminated site at Mapua – Update Report. <http://www.pce.parliament.nz/publications/all-publications/investigation-into-the-remediation-of-the-contaminated-site-at-mapua-4>
- Parliamentary Commissioner for the Environment (PCE), 2008. Investigation into the remediation of the contaminated site at Mapua. <http://www.pce.parliament.nz/publications/all-publications/investigation-into-the-remediation-of-the-contaminated-site-at-mapua-4>
- Rahuman M.M.S.M., Pistone L., Trifiro F., Miertus S., 2000. Destruction technologies for polychlorinated biphenyls (PCBs). ICS-UNIDO PUBLICATIONS. Nov. 2000
- Schlummer, M., et al., 2008. Using the Creasolv® process to recycle polymers from Canadian waste plastics containing brominated flame retardants. Organohalogen compounds 70: 2139–2142.
- Schöler, D.; Jager, J., 2004. Formation of chlorinated and brominated dioxins and other organohalogen compounds at the pilot incineration plant VERONA. Chemosphere 54: 49–59
- UNEP, 2003. Technical Guidelines on the Environmentally Sound Management of Persistent Organic Pollutants as Wastes. UNEP/CHW/OEWG/1/INF/6 25, March 2003.
- UNEP, 2005. Ridding the World of POPs: A Guide to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. [http://www.pops.int/documents/guidance/beg\\_guide.pdf](http://www.pops.int/documents/guidance/beg_guide.pdf)
- UNEP, 2004. STAP of the GEF. Review of Emerging, Innovative Technologies for the Destruction and Decontamination of POPs and the Identification of Promising Technologies for Use in Developing Countries."GF/8000-02-02-2205, January 2004, <http://www.unep.org/stagef/home/index.htm>
- Veriansyah B., Kim J.D., 2007. Supercritical water oxidation for the destruction of toxic organic wastewaters: A review. Journal of Environmental Sciences 19, 513–522.
- Weber, R.; Kuch, B., 2003. Relevance of BFRs and thermal conditions on the formation pathways of brominated and brominated–chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. Environ. Int. 29: 699–710
- Weber, 2004. Relevance of PCDD/Fs formation for the evaluation of POPs destruction technologies – PCB destruction by supercritical water oxidation (SCWO). Organohalogen Compounds 66, 1263–1269.
- Weber R., 2007. Relevance of PCDD/PCDF formation for the evaluation of POPs destruction technologies – Review on current status and assessment gaps. Chemosphere 67, 109–117.
- Weber R., Gaus C., Tysklind M., Johnston P., Forter M., Hollert H., Heinisch E., Holoubek I., Lloyd-Smith M., Masunaga S., Moccarelli P., Santillo D., Seike N., Symons R., Machado Torres J.P., Verta M., Varbelow G., Vijgen J., Watson A., Costner P., Woelz J., Wycisk P., Zennegg M., 2008. Dioxin- and POP-contaminated sites – contemporary and future relevances and challenges. Environmental Science and Pollution Research 15, 363–393

## Le Groupe de Travail sur les dioxines, les PCB et les Déchets d'IPEN

Le Groupe de Travail sur les dioxines, les PCB et les déchets d'IPEN a été établi en mai 2001 en Suède, après l'adoption du texte de la Convention de Stockholm. Le Groupe de Travail, dans les limites de sa compétences et de ses ressources, travaille pour s'assurer que les mesures concernant les dioxines, les PCB et les déchets sont convenablement interprétées et pleinement incorporées dans les Activités Habilitantes et les Plans Nationaux de Mise en application de la Convention de Stockholm de chaque pays. De plus, ce groupe travaille pour la promotion des politiques et des pratiques visant à l'élimination des dioxines et des PCB dans chaque région et pays; et visant la réduction et l'élimination des déchets, et un traitement approprié des résidus.

## Groupe de Travail sur le dioxines, les PCB et déchets c/o Association Arnika

Programme Substances Toxiques et Déchets

Chlumova 17

Prague 3

République Chèque

130 00

phone/fax: +420 222 781 471

e-mail: [ipen-dioxin@arnika.org](mailto:ipen-dioxin@arnika.org)

SiteWeb: IPEN: <http://www.ipen.org>

<http://english.arnika.org>

