

# **Facteurs d'émission pour les dioxines et les furannes produits par les incinérateurs de déchets de bois**

Préparé pour Environnement Canada

par  
Vic Uloth\*, Tim Whitford\*\* et Ron van Heek\*,  
\*Paprican, Prince George (C.-B.) et  
\*\* ET Consulting Ltd., Hinton (Alberta)

23 décembre 2002



**INSTITUT CANADIEN DE RECHERCHES SUR LES PÂTES ET PAPIERS • 3800  
WESBROOK MALL, VANCOUVER (C.-B.), CANADA V6S 2L9**

# **Facteurs d'émission pour les dioxines et les furannes produits par les incinérateurs de déchets de bois**

par

Vic Uloth\*, Tim Whitford\*\* et Ron van Heek\*,

\*Paprican, Prince George (C.-B.) et

\*\* ET Consulting Ltd., Hinton (Alberta)

## **Résumé**

Les auteurs font l'examen des publications traitant de la formation de dioxines et de furannes pendant la combustion de déchets de bois, de même que des résultats obtenus au cours d'essais récents à la cheminée de chaudières de production d'énergie situées dans des usines de pâtes et papiers du Canada et des États-Unis. L'examen porte aussi sur les exigences imposées par les permis régissant les incinérateurs de déchets de bois en Colombie-Britannique et en Alberta. La plupart de ces permis d'incinérateurs, que l'on qualifie aussi d'incinérateurs ou de brûleurs de types teepee ou silo, stipulent que la température des gaz à la sortie doit être supérieure à 375 °C. La température des gaz chute rapidement lorsque ceux-ci sortent de l'incinérateur et le temps pendant lequel elle se situe dans la plage favorable à la nouvelle synthèse (200 - 500 °C) est de beaucoup inférieur à celui noté pour une chaudière type de production d'énergie ou même pour la cheminée d'un poêle à bois résidentiel. En outre, les gaz sont plus dilués à cause d'une plus grande quantité d'air en excès et de leur dispersion rapide après leur sortie de l'incinérateur, de sorte que la probabilité que des molécules d'acide chlorhydrique ou de chlore entrent en contact avec un HAP précurseur est réduite. Il est donc peu probable qu'il y ait nouvelle synthèse. Les émissions d'un incinérateur de déchets de bois devraient donc être de beaucoup inférieures à celles d'une chaudière de production d'énergie alimentée avec des déchets de bois propres.

La banque de données regroupant les essais réalisés sur des chaudières, et qui est résumée dans la partie 3 du présent rapport, est passablement importante et on y dénote que les émissions de dioxines des chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres sont normalement très faibles, leur valeur médiane moyenne n'étant que de 38,5 ng ET/tonne anhydre de déchets de bois incinérés. Nous disposons aussi d'une banque de données assez importante, résumée dans la partie 4 du présent rapport, regroupant les résultats d'essais réalisés sur les cendres de chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres. Les cendres volantes récupérées par les multicyclones, les précipitateurs électrostatiques et les épurateurs par voie humide des chaudières de production d'énergie présentent une concentration moyenne de dioxines de seulement 0,46 pg ET/g de cendres. Si l'on applique le facteur d'émission recommandé par l'EPA pour les particules d'incinérateurs coniques de déchets de bois fonctionnant de façon satisfaisante et non munis de dispositifs de contrôle, et si l'on suppose une concentration de dioxines dans les cendres volantes plus de dix fois supérieure à la concentration moyenne des cendres volantes des chaudières de production d'énergie, on obtient un facteur d'émission estimé pour les dioxines des incinérateurs de déchets de bois de seulement 2,7 ng ET/t SA de déchets de bois brûlés. Et si l'on utilise les concentrations de dioxines les plus élevées (29,4 pg ET/g) déterminées pour des cendres volantes d'une chaudière de production d'énergie à une usine américaine, chaudière qui pouvait aussi avoir été alimentée avec des résidus ou

des déchets de bois non propres, le taux d'émission maximum estimé d'un incinérateur de déchets de bois est de 14,7 ng ET/t SA de déchets de bois brûlés. Ces deux facteurs d'émission calculés surestiment sans doute les émissions réelles d'un incinérateur de déchets de bois alimenté exclusivement avec des déchets de bois propres, cela pour les raisons présentées dans le paragraphe ci-dessus et dans la partie 5.4 du présent rapport. Un facteur d'émission de 5 ng ET/t SA de déchets de bois brûlés est quand même recommandé à titre de mesure prudente et sécuritaire d'estimation des émissions possibles maximales de cette source.

Les concentrations de dioxines et de furannes des cendres retirées des incinérateurs de déchets de bois devraient être semblables à celles des cendres de grille des chaudières de production d'énergie, car ces cendres sont surtout retirées du fond de l'incinérateur et n'ont pas été exposées à des températures de la plage des 200 – 500 °C favorables à la nouvelle synthèse. Comme très peu des cendres retenues par le pare-étincelles situé à l'extrémité supérieure d'un incinérateur de type teepee ou silo devraient retourner dans le fond de l'incinérateur sans être brûlées, on peut supposer que pratiquement toutes les cendres de l'incinérateur correspondent aux cendres de grille d'une chaudière de production d'énergie. Les émissions de dioxines liées aux cendres peuvent être estimées en supposant un facteur d'émission de 0,02 pg ET/g pour les cendres d'incinération de déchets de bois.

## **1. Introduction**

Les rejets de dioxines et de furannes (D/F) font maintenant partie de la liste des substances devant être déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP). Ce sont des substances coûteuses à analyser et on s'en remet beaucoup à l'utilisation de facteurs d'émission, comme ceux de la publication AP-42 de l'EPA des États-Unis. Divers secteurs de l'industrie des produits forestiers ont fait état de difficultés à obtenir des facteurs d'émission exacts. Ce problème est aggravé par le fait qu'aucune autorité compétente n'a compilé de liste de facteurs d'émission pour ces substances. Les données des publications, comme le document AP-42 de l'EPA, sont largement utilisées, mais bon nombre des facteurs que l'on y trouve sont dépassés et ne reflètent pas les résultats des essais récents.

PAPRICAN a donc entrepris d'élaborer, dans le cadre d'une entente avec Environnement Canada, une série de facteurs d'émission, accompagnées de la documentation justificative, destinée aux déclarants à l'INRP des secteurs des pâtes et papiers (P et P) et des produits forestiers. Il est à souhaiter que les recommandations ainsi formulées permettent, une fois communiquées à l'industrie, d'améliorer la déclaration obligatoire des D/F à l'INRP. Les émissions de dioxines et de furannes des usines de pâtes ont été traitées dans le premier volet du contrat et ont fait l'objet d'un rapport intitulé « Facteurs d'émission pour les dioxines et les furannes produits par combustion dans les usines de pâtes et papiers », qui a récemment été transmis à Environnement Canada (Uloth, 2002).

L'estimation des émissions de dioxines et de furannes des incinérateurs de déchets de bois des scieries est particulièrement difficile, car ces derniers sont souvent utilisés en semi-continu et il est pratiquement impossible de faire des essais pour des questions d'ordre pratique et de sécurité, notamment en ce qui touche l'estimation des débits de gaz produits. Pour ces raisons, il a aussi été demandé à Paprican d'obtenir une meilleure estimation des

facteurs d'émission pour le calcul des émissions de dioxines et de furannes de cette source. Les travaux suivants ont donc été réalisés :

- Examen des publications scientifiques sur la formation de D/F au cours de divers processus d'incinération de déchets de bois (chaudières de production d'énergie, incinérateurs de déchets de bois, incinérateurs de type teepee, wigwam, silo, etc.).
- Recherche et répertoriage de tous les résultats disponibles d'essais à la cheminée des D/F réalisés à partir de sources d'incinération de déchets de bois tant au Canada qu'à l'étranger.
- Examen et présentation sous forme résumée des conditions d'exploitation types des incinérateurs énoncées dans les permis de protection de l'environnement de l'Alberta et de la Colombie-Britannique.
- Proposition, dans la mesure du possible, de facteurs d'émission fondés sur des éléments scientifiques pour les processus d'incinération de déchets de bois.

### **1.1 Incinération de déchets de bois dans des incinérateurs de type silo, teepee ou conique**

Il est nécessaire, pour obtenir une « meilleure estimation » des facteurs d'émission pour cette source, de déterminer les meilleures pratiques de l'entretien et de l'exploitation des incinérateurs de résidus ou de déchets de bois, qui sont aussi souvent qualifiés d'incinérateurs ou de brûleurs de type wigwam, teepee, conique ou silo. Ces incinérateurs servent au brûlage de déchets de bois non contaminés qui n'ont pas été transportés ou stockés dans de l'eau salée. À notre connaissance, aucun de ces dispositifs n'a fait l'objet d'essais pour les émissions de dioxines et de furannes, de sorte que les facteurs d'émission recommandés ont été élaborés à partir de la démarche du poids de la preuve en faisant appel aux facteurs d'émission récents de l'EPA et aux données compilées par PAPRICAN et le NCASI (National Council of the U.S. Pulp and Paper Industry for Air and Stream Improvement) s'appliquant aux chaudières utilisant comme combustible du bois non contaminé.

Le secteur des produits forestiers transforme d'importants volumes de bois rond en produits à valeur ajoutée qui contribuent de façon importante à la balance commerciale d'exportation du Canada. Ces exportations étaient estimées à 44,2 milliards de dollars en 1999. La gamme des produits est étendue, mais ils présentent tous une caractéristique commune, à savoir que chacun d'eux est source de déchets ou de résidus au moment de l'obtention du principal produit commercial.

On dénote, dans de nombreuses régions du pays, des synergies entre différents produits et les besoins connexes de matières premières et d'énergie (comme les produits du bois et les pâtes et papiers). L'industrie a fait preuve d'une assez grande créativité dans le but de maximiser la valeur de la récolte forestière. Des politiques régionales, particulièrement en matière d'énergie renouvelable, ont permis de favoriser des démarches équilibrées par lesquelles les résidus des procédés servent à réduire la consommation d'énergie et de combustibles fossiles devant être achetés. Il existe de nombreuses concentrations d'usines

de produits du bois, éloignées des usines de pâtes et papiers, où une infrastructure à coût abordable a été ou pourrait être mise en place pour transformer en énergie d'importants volumes de déchets.

Il n'est pas rare que de 30 à 50 % du volume du bois transformé dans une installation se retrouve sous forme de déchets. Ce volume augmente rapidement si l'on tient compte des 2 à 5 % de bris résultant de la manutention des billes et des 11 à 14 % de pertes dues à l'écorçage auxquels s'ajoutent les sciures, les particules de rabotage et les ébarbures. Le bois de certaines essences se brise aussi plus facilement que d'autres pendant la manipulation.

Plutôt que de procéder à l'enfouissement d'aussi importants volumes, les usines ont investi dans des techniques d'incinération afin de réduire ces volumes en cendres. Le volume des cendres correspond généralement à de 2 à 4 % du volume des déchets. Comme ces cendres sont produites par la combustion de bois propre, elles sont souvent recherchées comme amendement de sols présentant peu de risques de contamination.

L'examen des publications, fait dans la partie 2 du rapport, a pour objet de placer en contexte les émissions atmosphériques de ces installations en utilisant surtout deux études réalisées il y a plusieurs décennies sous la direction de l'Université de l'État de l'Oregon (Boubel, 1968; Boubel et coll., 1958). Ces études ont fait l'objet d'un contrôle de la qualité rigoureux et ont été réalisées conformément à des procédures appliquées de façon uniforme par une même équipe d'essai expérimentée. Elles ont été effectuées au cours d'une période où l'on utilisait environ 500 incinérateurs de déchets de bois dans l'État de l'Oregon. Comme un grand nombre d'installations ont participé aux essais, il a été possible d'utiliser des équipements conçus spécialement à cette fin et des procédures uniformes. Une telle démarche s'avère nécessaire étant donné les dangers que pose la réalisation d'essais portant sur ce genre d'installations.

## **2. Examen des publications**

### **2.1 Chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres (avec ou sans boues d'épuration d'eaux usées)**

#### **2.1.1 Fondement de l'examen du facteur d'émission actuel**

Au moment de l'élaboration de son facteur d'émission recommandé pour la combustion du bois d'origine industrielle, de 0,82 ng ET/kg de bois brûlé (EPA/600/P-98/002Aa, avril 1998), l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA) s'est en grande partie fondée sur une série de quatre essais, portant sur cinq chaudières de combustion de bois industriel, réalisés par le Air Resources Board de la Californie (CARB, 1990a-d). Deux des chaudières étaient des chaudières de type « Quad-cell » alimentées au bois (CARB, 1990 a et d). Ces chaudières n'étaient alimentées qu'avec des déchets de bois propres et de la sciure et leurs émissions étaient inférieures (0,50 et 0,64 ng ET/kg de bois brûlé) à la moyenne tirée des essais du CARB, qui était acceptée par l'EPA comme un facteur d'émission acceptable (EPA/600/P-98/002Aa, avril 1998). Les chaudières de type « Quad-cell » ou à pile à combustible sont maintenant rarement utilisées dans les usines de pâtes canadiennes pour l'incinération des déchets de bois et s'avèrent relativement inefficaces

comparativement aux chaudières à foyer à projection et à grille ou à celles à lit fluidisé. Des études réalisées à une usine de pâtes située sur la côte de la Colombie-Britannique ont montré que la production et les émissions de dioxines d'une chaudière à deux piles à combustible alimentée avec des déchets de bois chargés de sel étaient de huit fois environ supérieures à celles d'une plus grande chaudière à foyer à projection utilisée au même endroit. Comme les piles à combustible fonctionnent à un débit d'air de combustion inférieur à celui des incinérateurs de déchets de bois, afin d'accroître le rendement thermique des appareils de récupération de la chaleur et de production de vapeur qui y sont associés, on peut s'attendre à ce que leurs émissions de monoxyde de carbone, d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et, peut-être, de dioxines, soient plus élevées.

En outre, les trois autres chaudières ayant fait l'objet d'essais du CARB étaient alimentées par des déchets mixtes. Les deux chaudières à foyer à projection testées à une centrale électrique (facteur d'émission de 0,82 ng ET/kg de bois brûlé) étaient alimentées avec un mélange à 70:30 de déchets de bois et de « déchets de bois urbains » (CARB, 1990b). La chaudière à lit fluidisé ayant fait l'objet d'essais du CARB (facteur d'émission de 1,32 ng ET/kg de bois brûlé) était aussi alimentée par des déchets de bois dont la nature et l'origine n'étaient pas précisées, du moins dans le sommaire de l'EPA (EPA, 1998), et avec des déchets agricoles autorisés par les permis en vigueur (EPA, 1998; CARB, 1990c). Les résultats de ces essais devraient être évalués avec prudence, car plusieurs chercheurs ont montré que la combustion de « déchets de bois urbains » et de produits à base de bois, comme le contreplaqué, les panneaux d'aggloméré et le bois traité, donnait lieu à des émissions de dioxines beaucoup plus élevées que la combustion de bois « naturel » propre ou d'écorces (voir le tableau 2.1.1 plus loin). Nakao et coll. (2002) ont montré que les dioxines formées par l'incinération à ciel ouvert de déchets de bois étaient de 10 à 230 fois supérieures à celles formées par la combustion du bois au cours d'un incendie de forêt. Schatowitz et coll. (1994) ont aussi montré que la combustion de déchets de bois en copeaux provenant de la démolition d'édifices donnait lieu à des émissions de dioxines de 82 à 216 fois supérieures à celles de la combustion de copeaux de bois naturel, ou même de celles de copeaux de panneaux d'aggloméré non revêtus, dans un four à bois. Kolenda et coll. (1994) ont montré que la combustion de contreplaqué (durci au  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , avec ou sans revêtement de PVC) ou de mélanges de contreplaqué et de bois non traité dans sept importantes installations de combustion du bois (>1 MW) donnait lieu à des émissions de dioxines de 5 à 70 fois supérieures à celles de la combustion de bois de pin non traité. Oehme et Muller (1995) ont aussi montré que la combustion de déchets de bois traité au pentachlorophénol donnait lieu à des concentrations de dioxines dans les cendres de la chambre de filtration de 10 à 100 fois supérieures à celles notées pour la combustion de déchets de bois « naturel ».

Comme les études du CARB utilisées par l'EPA pour estimer son facteur d'émission ont été réalisées à partir de piles à combustible inefficaces et âgées ou de chaudières alimentées avec des déchets mixtes, notamment des déchets de démolition, du bois traité ou des déchets agricoles humides, il est probable que ce facteur d'émission surestime de façon importante les émissions d'une chaudière relativement moderne à foyer à projection ou à lit fluidisé exclusivement alimentée avec des déchets de bois propre.

## **2.1.2 Émissions de la combustion du bois en milieu résidentiel**

La partie 4.2 du document EPA/600/P-98/002Aa (avril 1998) résume très bien les résultats des essais des dioxines portant sur la combustion du bois en milieu résidentiel et industriel réalisés jusqu'en 1996. De larges gammes d'émissions et de facteurs d'émission ont été obtenues pour ces deux secteurs. Dans le cas des poêles à bois résidentiels alimentés exclusivement avec du bois propre, les émissions de dioxines variaient de 0,064 ng à 0,18 ng ET/m<sup>3</sup>N (m<sup>3</sup>N = mètre cube de gaz normal, N, à l'état sec; la mention normale, N, fait référence au fait que les volumes et les débits du gaz ont été normalisés aux conditions « normales » de température, de 273 K, et de pression, de 101 325 kPA ou 1 atmosphère). Les facteurs d'émission correspondants variaient de 0,77 à 1,9 ng ET/kg de bois sec. L'EPA a ensuite recommandé un facteur d'émission relativement prudent de 2 ng ET/kg de bois sec pour la combustion du bois en milieu résidentiel en se fondant sur le fait qu'un bon pourcentage du bois utilisé dans les demeures était brûlé dans des foyers qui sont moins efficaces que les poêles à bois. Des essais effectués plus récemment par Environnement Canada (Rapport DRME 2000-01, 2000) montrent que ce facteur d'émission est quatre fois environ trop élevé pour les poêles à bois résidentiels et que les estimations des rejets de ce secteur ont ensuite été réduites de façon appréciable par l'application d'un facteur d'émission de 0,5 ng ET/kg de bois.

### **2.1.3 Émissions de la combustion du bois en milieu industriel**

En ce qui concerne la combustion du bois en milieu industriel (EPA/600/P-98/002Aa, avril 1998), nous avons examiné les résultats des quatre études du CARB (résumées plus haut) et d'essais portant sur cinq chaudières alimentées avec des écorces et des résidus de bois (NCASI, 1995). Le facteur d'émission moyen obtenu pour les chaudières au cours de l'étude du NCASI (0,4 ng ET/kg de combustible) étant semblable à celui des études du CARB, l'EPA a décidé, ici aussi, d'utiliser l'estimation la plus conservatrice (0,82 ng ET/kg de bois). Mais comme certaines des unités évaluées par le NCASI se trouvaient dans des installations de traitement de produits du bois, il est probable que les résultats ont été faussés à la hausse en raison de la combustion de déchets de bois traité.

Se fondant sur des essais réalisés par l'EPA et portant sur un four hollandais à trois chambres situé dans une usine de produits de bois d'oeuvre où tout le bois était stocké dans de l'eau salée, le rapport de l'EPA (1998) signale que le facteur d'émission proposé pourrait ne pas être adéquat pour les installations brûlant des déchets de bois présentant des teneurs élevées en chlorure (voir la partie 2.1.4). Il était aussi signalé que les essais de Umweltbundesamt (1996), portant sur 30 installations de conceptions diverses brûlant divers types de combustibles ligneux, faisaient état d'émissions de dioxines et de furannes élevées quand les conditions de combustion étaient mauvaises, comme l'indiquaient des émissions élevées de monoxyde de carbone et/ou lorsque le combustible présentait des concentrations élevées de chlore ou de chlorure. Il s'est avéré que les panneaux d'aggloméré, le bois traité par un agent de conservation et le bois revêtu de PVC pouvaient contenir, respectivement, jusqu'à 0,2, 1,2 et 0,3 % de chlorure en poids, comparativement à une teneur de chlorure normale de 0,001 à 0,01 % pour du bois non traité et des écorces (EPA, 1998). Les niveaux d'émission types signalés au cours d'études portant sur des chaudières alimentées au bois sont résumés au tableau 2.1.1. Les concentrations élevées de chlorure de plusieurs sources de déchets de bois expliquent, du moins en partie, les émissions de dioxines plus élevées notées pendant la combustion de déchets de démolition ou de bois traité comparativement à celles de déchets de bois naturels ou propres (Nakao et coll., 2002; Schatowitz et coll.; 1994, Kolenda et coll., 1994, et Oehme et Muller, 1995).





**Tableau 2.1 : Émissions de dioxines résultant de la combustion de déchets de bois**

Références	Type de foyer	Nature du combustible	Émissions de dioxines, pg ET/m <sup>3</sup> N @ 11 % de O <sub>2</sub>	Facteurs d'émission, ng ET/kg de bois sec
Schatowitz, 1994	Chaud. automat. à copeaux Chaud. automat. à copeaux Chaud. automat. à copeaux Poêle domestique	Copeaux de bois Aggloméré non revêtu Déchets de démolition Déchets domestiques	66 - 214 24 - 76 2 700 – 14 200 114 000	0,79 – 2,57 0,29 – 0,91 26 – 173,3 3 230 000
CARB, 1990 a-d	Quad-cell Quad-cell Foyer à projection Chaud. à lit fluidisé	Déchets de bois Déchets de bois Déchets de bois et de bois urbains Déchets de bois et agricoles	116* 246* 246* 229*	0,50 0,64 0,82 1,32
NCASI, 1995	Deux foyers au charbon et trois foyers à projection	Déchets de bois à diverses installations de produits du bois et usines de pâtes	0,4 – 281*	0,4
Kolenda, 1994	Incinérateur de 9,6 MW Incinérateur de 9,6 MW Incinérateur de 9,6 MW Incinérateur à grille de 39 MW	Bois de pin Résidus de contreplaqué Résidus de bois traité et non traité Résidus de bois et de contreplaqué revêtu	3– 5 2 – 210 25 110 – 150	
Zimmerman, 2001	Foyer pilote de 1 MW	Déchets de bois – bonnes conditions de combustion Déchets de bois – oxygénation insuffisante	12 – 16 51 – 94	
Valttila, 1993	Lit fluidisé (65 – 84 MW) Foyer mécanique à grille (47 MW) Lit fluidisé circulant (59 MW)	Écorces et boues d'usines de pâtes	140 – 390 1 090 710	
Maatila, 1992	Chaudière de chauffage	Écorces et charbon Écorces, charbon et déchets de	16,4 – 23 38 – 103	

	centralisé de 60 MW	plastique chloré		
Pandompatam, 1997	Incinérateur pilote à trois chambres et alimentation en discontinu	Écorces de tremble (0,007 % de Cl) Écorces de tremble imbibées d'eau salée (0,76 % de Cl)	20 3 200	
EPA, 1998	Chaudière à four hollandais	Déchets de bois chargés de sel		17,1

\* à 12 % de CO<sub>2</sub>; voir l'annexe A



Au contraire de plusieurs des études susmentionnées, des essais de combustion réalisés à une chaudière de production d'énergie à la Northwood Pulp, à Prince George, en C.-B., et portant sur l'utilisation de déchets de bois déchiqueté contaminé par le chlorophénol, ont montré un important niveau de destruction des dioxines (LC Engineering, avril 1989). La chaudière était exploitée en régime de production de vapeur de 100 tonnes environ par heure, ou à 60 % de sa capacité nominale maximale. Huit essais ont été réalisés à la fin de septembre 1987. Deux essais ont été effectués pour obtenir une ligne de base (sans chlorophénol), trois avec un combustible sous forme de déchets de bois auxquels on avait ajouté du chlorophénol à raison de 57 µg/g et trois avec des déchets de bois dont la concentration en chlorophénol était de 436 µg/g. Tous les dioxines et furannes ont été détruits pendant les essais de détermination de la ligne de base et ceux des échantillons à faible ajout de chlorophénol. Des traces de dioxines et de furannes ont été décelées dans les gaz de cheminée pendant les essais où la teneur en chlorophénol était élevée, mais l'efficacité de destruction des dioxines variait de 99,9994 à 100 %. L'étude signalait cependant la nécessité d'évaluer l'efficacité de destruction quand la chaudière fonctionnait à un régime approchant sa capacité nominale maximale.

#### **2.1.4 Effets des chlorures et du chlore sur les émissions de dioxines et de furannes**

Pandompatam et coll. (1997) du Environmental Centre de l'Alberta ont utilisé un incinérateur à trois chambres alimenté en discontinu pour la combustion d'écorces déchiquetées avec ou sans ajout de sel. Des écorces de tremble propres, non traitées si ce n'est pour les déchiqueter, ont été utilisées comme échantillon témoin. L'échantillon utilisé pour l'essai était formé d'écorces semblables immergées dans une saumure de NaCl et ensuite séchées à l'air jusqu'à l'obtention d'un taux d'humidité comparable à celui de l'échantillon témoin. Les teneurs en chlorure des deux échantillons étaient respectivement de 0,007 et de 0,76 %, en poids sec, de combustible déchiqueté. Les émissions de dioxines et de furannes obtenues étaient de 0,02 et de 3,2 ng ET/m<sup>3</sup>N, ce qui démontre la possibilité d'utiliser des déchets de bois artificiellement chargés de sel pour étudier les effets de la teneur en chlorure des déchets sur les émissions de dioxines et de furannes. Vesterinen et Flyktman (1996), au cours d'une co-combustion de déchets et de copeaux de bois dans une chaudière à lit fluidisé bouillonnant de 4 MW, ont décelé une nette relation entre la teneur en chlore du combustible et les concentrations de dioxines et de furannes dans les gaz de cheminée. Dans le cadre de travaux à l'échelle pilote, Halonen et coll. (1993 a,b) ont aussi noté que la teneur en chlore du combustible présentait une bonne corrélation avec les concentrations de dioxines et de furannes aux températures élevées des gaz, c'est-à-dire à la sortie de la chaudière, mais que cette corrélation disparaissait à mesure que la température des gaz diminuait. Maatila et coll. (1992) ont aussi trouvé que les émissions de dioxines et de furannes d'une chaudière de chauffage centralisé de 60 MW augmentaient d'un facteur de 2 à 5 lorsque des déchets de plastique chloré étaient brûlés en même temps que du charbon et de l'écorce. Dans cette étude, les concentrations de dioxines et de furannes présentaient une meilleure corrélation avec les teneurs de HCl des gaz de cheminée qu'avec les concentrations de chlore du combustible.

#### **2.1.5 Effets de la combustion mixte avec des boues d'épuration d'eaux usées**

Des études portant sur la chaudière de production d'énergie n° 5 de l'usine de pâtes et papiers d'Elk Falls de la Fletcher Challenge Canada (Bovar-Concord Environmental, mai 1994) ont montré que l'élimination de boues d'épuration d'eaux usées par leur incinération dans la chaudière alimentée aux déchets de bois n'avait pas donné lieu à une augmentation appréciable de la plupart des émissions à la cheminée, que ce soit en régime normal ou en régime de rattrapage. Cette chaudière était aussi alimentée par des déchets de bois chargés de sel et présentait alors des émissions de dioxines de beaucoup supérieures à une chaudière de production d'énergie alimentée par des déchets de bois propres (Luthe et coll., 1996). Une réduction des émissions de dioxines et de furannes à la cheminée correspondant à une augmentation de la combustion de boues a ensuite été expliquée par la présence de soufre, contenu dans les boues, et donc par la réduction du rapport chlorure/soufre de la biomasse mixte servant de combustible (Luthe et coll., 1996; Luthe et coll., 1998b). Le NCASI (1995) a aussi noté une réduction des émissions de dioxines et de furannes dans une installation où l'on brûlait des déchets de bois propres et des boues activées (0,001 ng ET/kg de combustible) comparativement aux émissions moyennes (0,82 ng ET/kg de combustible) des cinq chaudières de l'étude du CARB (1990 a – d).

Par ailleurs, Valtila (1993) a constaté que lorsque de 5 à 14 % de boues activées étaient brûlées avec des écorces dans trois types de chaudières d'usines de pâtes, les émissions de dioxines et de furannes étaient plus élevées que celles obtenues par la combustion d'écorces seulement (voir le tableau 2.1.1). Il a aussi remarqué que la combustion d'une quantité de boues pouvant atteindre 20 % dans une chaudière à lit fluidisé bouillonnant ne donnait pas lieu à des émissions supérieures à celles de la combustion de 5 à 14 % de boues lorsque de bonnes conditions de combustion étaient maintenues. Valtila a attribué l'augmentation des émissions de dioxines et de furannes dans chacune des chaudières aux plus fortes concentrations de chlore ou de chlorure des boues comparativement aux écorces.

De façon générale, l'effet des boues sur les émissions de dioxines et de furannes de la chaudière dépend sans doute des teneurs en chlorure, en soufre et en eau des boues par rapport à celle des déchets de bois. Si la teneur en chlorure des boues est passablement supérieure à celle des déchets de bois et qu'il n'y a pas augmentation correspondante de la teneur en soufre des boues, il y aura probablement augmentation de la formation de dioxines. De même, si les boues sont passablement humides, elles auront sans doute pour effet de réduire l'efficacité de combustion de la chaudière et d'accroître les possibilités de formation de dioxines et de furannes.

### **2.1.6 Effets de la température**

Il a été montré par de nombreuses études que le profil des températures d'un processus de combustion pouvait influencer de façon très importante sur la formation de dioxines et de furannes. Une température supérieure à 800 °C favorise généralement la décomposition des dioxines et furannes. La nouvelle synthèse de ces substances, le principal mécanisme de leur formation dans la plupart des dispositifs de combustion, se produit à

une température relativement faible. On croit généralement que cette nouvelle synthèse est l'élément le plus important de la formation de D/F dans la plage de températures de 200 à 500 °C. Luthé (1996) a montré que plus de 85 % des dioxines formées dans les chaudières de production d'énergie en zone côtière alimentées avec des déchets de bois chargés de sels s'expliquaient par un mécanisme de formation par nouvelle synthèse opérant aux températures situées entre 180 et 500 °C. Selon Santoleri (1996), le taux maximum de formation des dioxines serait observé dans la gamme des 250 à 350 °C. De façon semblable, Wunsch (1994) a signalé une forte augmentation des concentrations de PCDD/F des cendres d'un incinérateur municipal aux températures se situant entre 220 et 300 °C.

Fangmark (1994) a simulé l'incinération de déchets domestiques dans un réacteur de laboratoire à lit fluidisé. Il a fait varier le temps de séjour dans la section de refroidissement du réacteur entre 0,9 et 2,9 secondes et la température de prélèvement des échantillons entre 260 et 510 °C. Les plus fortes concentrations de PCDD/F ont été notées à 340 °C et à un temps de séjour de 2,9 secondes. Les plus faibles concentrations l'ont été en conditions de refroidissement rapide, à 260°C, des gaz de la cheminée. De façon semblable, Stanmore (2000) a signalé que la quantité de PCDD/F formée dans un incinérateur de déchets médicaux à échelle pilote, dont le refroidissement des gaz s'effectuait de 900 °C à la température ambiante, était pratiquement proportionnelle au temps de séjour dans la plage de températures de 400 à 200 °C.

Takeshita (1992) a réalisé des essais sur un incinérateur de grande taille où la température des gaz dirigés vers le précipitateur électrostatique était modifiée par la quantité d'eau vaporisée dans la chambre de refroidissement des gaz située au-dessus du foyer. Les autres variables de l'expérience étaient la concentration de HCl et de CO. Pour toute combinaison des autres variables, et à une exception près, les quantités de dioxines et de furannes augmentaient lorsque la température d'entrée dans le précipitateur était portée de 200 à 240 et à 300 °C. Plus récemment, des chercheurs de Belgique (Everaert et Baeyens, 2001) ont trouvé que le principal paramètre d'exploitation influant sur les émissions de dioxines et de furannes de 12 incinérateurs de déchets municipaux était la température de fonctionnement du précipitateur électrostatique. Les températures élevées (> 200 °C), qui peuvent favoriser une nouvelle synthèse, devraient être limitées afin de réduire les émissions de TCDD/F.

## **2.2 Chaudières de production d'énergie alimentées avec un mélange de déchets de bois propres (avec ou sans boues d'épuration d'eaux usées) et de boues de désencrage**

Douglas et coll. (1997) ont examiné les résultats d'essais sur le terrain portant sur la combustion de boues de désencrage de papier (BDP) dans une unité du Projet canadien de combustion de biomasse en lit fluidisé rattachée à la chaudière n° 4 à foyer mécanique à grille de l'usine de pâtes de la Avenor (maintenant la Bowater) de Thunder Bay. Le lit fluidisé breveté de la ABB comporte une chambre revêtue d'un matériau réfractaire. Afin de récupérer la chaleur, les gaz de combustion étaient amenés par une conduite dans le cendrier de la chaudière n° 4. Les auteurs ont noté que la déshydratation mécanique permettait de réduire la teneur en eau des BDP de 40 à 60 %, mais que la forte teneur en

matières inertes de ces matériaux les rendait difficiles à brûler dans un foyer mécanique à grille de type classique. Les gaz de cheminée de la chaudière n° 4 ont fait l'objet de trois séries d'essais des émissions pendant que l'on procédait à l'incinération de jusqu'à 4 t/h de BDP dans le lit fluidisé annexe. Des émissions de dioxines et de furannes de 2,2, 70,3 et 2,7 pg ET/m<sup>3</sup>N ont été observées à une teneur en O<sub>2</sub> de 11 %. Les émissions correspondantes de HAP (émissions totales des 25 HAP analysés) au cours de ces trois essais étaient de 15,7, 24,1 et 5,0 µg/m<sup>3</sup>N à 11 % de O<sub>2</sub>. Les importantes émissions de dioxines notées au cours du deuxième essai ont été attribuées à la faible température du lit fluidisé ainsi qu'à l'arrêt automatique de la chambre de combustion une heure avant le début de l'essai ainsi qu'une demi-heure avant la fin des tests des gaz à la cheminée.

### 2.3 Incinérateurs de déchets de bois

Les incinérateurs de déchets de bois, ou incinérateurs coniques, sont perçus comme d'importantes sources de contaminants atmosphériques, notamment de particules. Cette perception repose en partie sur le fait qu'il est pratiquement impossible d'évaluer ces dispositifs à l'aide des méthodes reconnues offertes sur le marché. Les seules données sur les émissions facilement disponibles, y compris sur les facteurs d'émission, sont celles de deux études réalisées par l'Université de l'Oregon en 1958 et 1968 (Boubel, 1968; Boubel et coll., 1958). Ces études ont servi au calcul de facteurs d'émission que l'on peut obtenir sur le site Internet de l'EPA en consultant le tableau 2.7-1, « Emission Factors for Waste Incineration in Conical Burners Without Controls ». L'EPA n'a pas fait de mise à jour de ces facteurs et il semble qu'il n'y ait plus de tels incinérateurs de bois encore utilisés aux États-Unis (communication personnelle entre T. Whitford de l'APFC et J. Pinkerton du NCASI).

Les données de l'EPA décrivent trois niveaux d'évaluation de l'exploitation afin de faciliter la détermination des facteurs d'émission. Selon un échantillonnage des données d'exploitation et de conformité aux permis d'incinérateurs situés en Alberta et en Colombie-Britannique (dont on traite plus loin), une seule des catégories du tableau de l'EPA est pertinente pour ces provinces. Les conditions qui doivent être respectées pour l'utilisation de ces facteurs sont le bon entretien de l'incinérateur qui doit être muni d'une admission d'air réglable située sous le feu et d'orifices d'admission d'air tangentielle réglables situés au-dessus du feu, la quantité d'air en excès variant entre 300 et 500 % et la température des gaz de sortie étant d'au moins 370 °C (700 °F). Les facteurs d'émission de l'EPA sont fondés sur un combustible de bois dont la teneur en eau est de 50 % environ.

Les études de Boubel (1958, 1968) ont défini les pratiques d'exploitation et d'entretien donnant lieu à un niveau d'exploitation optimal et à des émissions minimales de contaminants. Ces pratiques sont toujours valables, car la configuration des incinérateurs n'a pratiquement pas changé. Il est raisonnable de supposer que les incinérateurs de type silo qui sont exploités à des températures plus élevées et à des opacités (concentrations de fumée) inférieures émettent moins de polluants que les incinérateurs de type wigwam (voir la partie 2.3.3 ci-dessous).

Le tableau 2.2 est tiré du site Internet de l'EPA et bien qu'il ne soit pas récent, ses données sont étayées par les études qu'il a été possible d'examiner (Boubel et coll., 1958; Boubel, 1968). Ces études ont fait l'objet d'un bon contrôle de la qualité et sont à l'origine des meilleures données dont nous disposons actuellement pour cette application.

**Tableau 2.2 :** Facteurs d'émission pour la combustion de déchets dans des incinérateurs coniques sans dispositif de contrôle<sup>a,e</sup>

Types de déchets	Particules kg/t SA	Oxydes de soufre Kg/t SA	CO kg/tSA	CONM kg/t SA	NO <sub>x</sub> kg/t SA	Dioxines/ furannes g ET/t
Bois <sup>e</sup>	0,5 <sup>f</sup>	0,05	65	5,5	0,5	
Bois <sup>e</sup>	3,5 <sup>g</sup>					
Bois <sup>e</sup>	10 <sup>h</sup>					

<sup>a</sup> La teneur en eau des déchets de bois incinérés est de 50 % environ. Les espaces laissés en blanc indiquent l'absence de données.

<sup>e</sup> Les sources citées de données sont six études, dont les deux études de R.W. Boubel (1958 et 1968), et les bulletins n<sup>os</sup> 39 (juin 1958) et 42 (août 1968) de l'Université d'État de l'Oregon.

<sup>f</sup> Exploitation satisfaisante : incinérateur correctement entretenu à alimentation d'air réglable sous le feu et alimentation d'air tangentielle réglable au-dessus du feu, une quantité d'air en excès de 500 % environ et une température des gaz de sortie de 370 °C.

<sup>g</sup> Exploitation non satisfaisante : incinérateur bien entretenu à alimentation radiale au-dessus du feu près du fond de la chambre, un excès d'air de 1 200 % environ et une température des gaz de sortie de 204 °C.

<sup>h</sup> Exploitation très insatisfaisante : incinérateur mal entretenu à alimentation d'air radiale au-dessus du feu près du fond de la chambre et un grand nombre d'orifices dans la chambre, un excédent d'air de 1 500 % environ et une température des gaz de sortie de 204 °C.

<sup>i</sup> CONM = composés organiques non méthaniques



### 2.3.1 Incinérateurs de type silo

Les incinérateurs de type silo sont quelque peu plus faciles à évaluer car ils offrent un meilleur accès et présentent moins de risques pour le personnel. Il peut cependant s'avérer difficile de confirmer la répartition de l'écoulement pour la réalisation d'un essai valable à la cheminée à cause du régime d'écoulement tangentiel dans l'incinérateur et de la possibilité d'une variation de l'alimentation. La sortie en forme de col généralement utilisée pour ce type d'incinérateur est trop courte pour permettre la formation d'un profil d'écoulement uniforme. La plupart de ces incinérateurs ne disposent pas de réserve de combustible et ils peuvent être alimentés par des mélanges de déchets provenant de huit sources ou plus. Par exemple, si une partie de l'usine cesse ses opérations ou qu'il y a arrêt d'un convoyeur, les incidences sur le fonctionnement de l'incinérateur peuvent être passablement importantes à cause de la modification de la taille ou de la teneur en eau du combustible.

Il est cependant possible d'installer des plates-formes et de pratiquer des orifices de prélèvement dans les incinérateurs de type silo. Il peut s'avérer nécessaire d'effectuer plusieurs séries d'essais en fonctionnement pour satisfaire aux exigences qualitatives d'un essai à la cheminée, mais il a été possible de réaliser des essais réussis. On trouve plus bas les résultats de trois séries d'essais menées sur un incinérateur en 1993. Le combustible était recueilli par camion et pesé pendant les essais. Le débit de combustible moyen était de 14 096 livres par heure.

**Tableau 2.3 :** Émissions de particules (P) d'un incinérateur de type silo

Essai	Débit $\text{pi}^3\text{N/m}$	Temp. des gaz °F	% de $\text{H}_2\text{O}$	% de $\text{O}_2$	% de $\text{H}_2\text{O}$ du comb.	P grain/ $\text{pi}^3\text{N}$	P grain/ $\text{pi}^3\text{N}$ 7 % de $\text{O}_2$
1	27 956	1 061	14,8	13,9	41,3	0,0517	0,10
2	42 763	817 °F	10,8	15,7	36,0	0,0351	0,09
3	42 907	741 °F	13,3	14,1	32,8	0,0345	0,071
Moy.	37 875	873 °F	13,0	14,4		0,0406	0,087

La valeur des particules totales exprimée à 12 % de  $\text{O}_2$  était de 203  $\text{mg}/\text{m}^3$  environ. Cet incinérateur était situé à Walden (Colorado) et, au moment de l'essai, était exploité par la Louisiana Pacific Corporation.

Les données fournies par un exploitant en Alberta montrent qu'il est possible de maintenir une température de sortie passablement plus élevée que celle indiquée dans le tableau et de conserver de bonnes conditions de combustion en descendant jusqu'à 50 % de la capacité nominale. Cet incinérateur disposait de bons contrôles du débit d'air dans les différentes zones et les données d'exploitation présentées pour examen confirmaient que le rapport entre le débit d'air et le combustible pouvait être maintenu dans les gammes de combustion indiquées.

### 2.3.2 Étude 1. Élimination et utilisation des déchets de bois, 1958

Cette étude (Boubel et coll., 1958) portait sur l'évaluation de huit incinérateurs de déchets de bois. L'un des incinérateurs a fait l'objet d'essais à plusieurs reprises et à des paramètres d'exploitation divers afin de prévoir l'incidence des modes d'exploitation et d'entretien sur les émissions jugées préoccupantes. Il est à noter que l'incinérateur choisi pour l'évaluation de l'incidence des variables sur l'exploitation et les émissions se devait de comporter une admission d'air sous le feu et une admission d'air tangentielle au-dessus du feu. Il devait aussi être en bon état mécanique et être accessible pour des nettoyages périodiques du dispositif d'alimentation en air situé sous le feu.

L'étude a permis de tirer les grandes conclusions suivantes :

1. Les incinérateurs doivent être entretenus de façon à permettre une bonne arrivée d'air sous le feu et à assurer l'intégrité de la chambre et des supports afin qu'un minimum d'air extérieur ne soit aspiré. Cela est obtenu par des calendriers réguliers de nettoyage et d'inspection portant notamment sur la jonction de la jupe et du sol ou sur l'étanchéité de la fondation et comportant une évaluation de l'état des portes d'accès, des buses d'air et des joints d'étanchéité de la chambre.
2. Il est nécessaire qu'il y ait des arrivées d'air tangentielles au-dessus du feu pour assurer la combustion complète des composés pyrolysés ou des matières entraînées avant que les gaz ne sortent de l'incinérateur.
3. Les incinérateurs qui « fument » rejettent plus de particules que ceux qui ont un panache blanc. Ces particules peuvent n'être que partiellement brûlées ou même imbrûlées. Leur taille est fonction de l'intensité de la fumée et toute mesure qui réduit la fumée réduit aussi les émissions de particules.
4. Les incinérateurs produisent de la fumée au moment de leur démarrage ou de leur arrêt. Toute mesure permettant de réduire ces périodes a aussi pour effet de réduire la quantité de particules rejetées. L'utilisation de brûleurs auxiliaires pour la montée en température de l'incinérateur avant l'introduction du combustible ou le maintien de sa température jusqu'à réduction du lit de combustible après l'arrêt de l'alimentation réduit aussi le total des émissions.
5. Les dispositifs d'admission d'air sous le feu doivent être conservés propres et les buses maintenues en bon état afin d'assurer une bonne alimentation en air au lit de combustible. Les besoins de chaque incinérateur en matière de nettoyage sont fonction de la masse des combustibles incinérés ainsi que de leur teneur en cendres. Le dispositif d'admission d'air sous le feu peut être réglé en fonction du volume et doit être en mesure de fournir au moins 30 % de la quantité totale d'air nécessaire, dont le profil de répartition doit être adéquat.
6. Les incinérateurs doivent être d'une taille permettant d'obtenir des conditions d'exploitation optimales et de minimiser les émissions. Un incinérateur trop petit peut subir des dommages mécaniques s'il est exploité à la température minimum nécessaire au maintien d'un niveau d'émissions acceptable. Si l'incinérateur est trop gros, il pourra s'avérer impossible d'obtenir une température de gaz de sortie conforme au profil des émissions exigé. Il va donc de soi que les incinérateurs dont les dispositifs d'alimentation en air et en combustible sont réglables et qui sont conçus en fonction de calendriers de

nettoyage et de réparation sont ceux dont les émissions totales pourront être les plus réduites.

Aux fins du présent document, les recommandations ci-dessus constituent les meilleures pratiques à appliquer aux incinérateurs de déchets de bois. L'exigence clé en est la démonstration de la conformité aux exigences de température (températures supérieures à celles exigées par permis pendant plus de 90 % du temps d'exploitation). Le permis peut aussi exiger que l'on fasse la démonstration de la conformité en matière d'opacité (normalement une opacité inférieure à 20 %, sauf pour de très courtes périodes).

### **2.3.3 Étude 2. Émission de particules des incinérateurs de déchets de scieries**

Une étude, publiée par l'Université de l'Oregon en 1968 (Boubel, 1968) fait état de données sur des essais d'émissions portant sur 19 incinérateurs de déchets de bois. Au total, 100 essais ont été réalisés en 42 jours. Tous les essais ont été effectués par les mêmes personnes appliquant des procédures normalisées et utilisant les mêmes appareils.

Aucune modification des pratiques d'exploitation n'a été faite. L'évaluation avait pour objectif de réunir une base de données d'exploitation « normales ». Les usines n'étaient identifiées que par un numéro.

En plus des essais sur les émissions, on a procédé à la prise de photographies à grande et à courte distance et à la détermination d'un indice de fumée. Les incinérateurs ont été catégorisés selon leur état mécanique et le rapport entre le tirage réel et le tirage théorique. Ce rapport des tirages présentait une très bonne corrélation avec la quantité de fumée produite, la masse mesurée des particules totales émises et la température de sortie.

La configuration du dispositif de prélèvement faisait en sorte que les très grosses particules se déposaient avant le filtre. On a déterminé le poids et le nombre moyens des grosses particules ainsi que les écarts géométriques.

Les particules recueillies sur le filtre ont fait l'objet d'un examen en laboratoire portant sur la répartition des tailles et le pourcentage de cendres. La taille moyenne, pour tous les échantillons, était de 3,28 microns mais présentait une variation significative entre les incinérateurs. Le pourcentage de cendres des particules variait aussi de façon appréciable, les incinérateurs ayant la cote « mauvais » rejetant des quantités importantes de particules imbrûlées. Cela a été attribué au mauvais régime d'écoulement de l'air dans ces incinérateurs, souvent dû à l'aspiration d'air extérieur par des fuites provoquées par la déformation des tôles ou des portes ouvertes ou mal scellées.

Un programme de corrélation informatique à matrice de variables a été utilisé pour déterminer l'existence de toute corrélation significative entre les variables mesurées pendant l'étude. Trois conclusions ont pu être tirées :

1. Les émissions de particules présentaient une corrélation inverse avec la température de sortie. Plus la température était élevée, moins importantes étaient les émissions de particules.
2. Le rapport des tirages (réel/théorique) présentait une corrélation directe avec la température de sortie. Les températures de sortie les plus élevées, donc les émissions les moins importantes, étaient obtenues par un meilleur contrôle de l'incinérateur (meilleur entretien et fermeture des portes d'accès).
3. Le pourcentage de cendres des émissions de particules présentait une corrélation directe avec la température. Une température de sortie plus élevée signifiait une combustion plus complète.

La taille des particules ne présentait pas de corrélation significative avec la température, ce qui semble indiquer qu'elle était plutôt fonction du type de combustible que du mode d'exploitation de l'incinérateur.

### **2.3.4 Enjeux locaux**

Les incinérateurs de déchets de bois ont tendance à attirer l'attention des groupes d'intérêts locaux lorsqu'ils sont exploités de façon non uniforme, à des températures de sortie faibles ainsi que pendant les périodes de refroidissement ou de démarrage. Dans le meilleur des cas, ils ne constituent pas une valeur esthétique pour la collectivité pendant ces périodes de fonctionnement. Les collectivités où l'industrie du bois est le principal employeur ont tendance à faire preuve de plus de tolérance que celles à économie plus diversifiée où la majorité des emplois ne dépendent pas des usines.

Pendant les périodes de mauvais fonctionnement, l'opacité des gaz de sortie peut donner lieu à des fumées en basse altitude pendant les inversions atmosphériques. On peut aussi supposer logiquement que les émissions sont les plus importantes lorsque de la fumée est visible (voir les parties 2.2.2 et 2.2.3 ci-dessus). Les mauvaises conditions de combustion correspondent généralement à des teneurs en HAP supérieures, à des concentrations de CO plus élevées et à des émissions de particules plus importantes. Un mauvais mélange et une basse température de combustion peuvent aussi favoriser la formation de dioxines et de furannes.

### **2.3.5 Incidences sur le milieu ambiant**

Les exploitants peuvent réduire les retombées de particules imbrûlées en respectant les pratiques d'exploitation recommandées. Les rejets importants de particules imbrûlées ont tout particulièrement été liés au régime inadéquat de l'écoulement de l'air dans les incinérateurs. Ces mauvais écoulements s'expliquent généralement par de l'infiltration d'air, par des fuites autour des dispositifs et des portes et par des buses d'alimentation en air sales, mal entretenues ou obstruées. Les particules imbrûlées ont tout particulièrement tendance à être transportées sur des distances importantes étant donné leur forme irrégulière et leur faible masse spécifique.

On note, comme incidence caractéristique sur le milieu ambiant, la retombée de particules visibles qui s'explique en grande partie par des variations du mode d'exploitation. Plus

particulièrement, si l'incinérateur est alimenté par un lot de combustible sec et fin, ce dernier a tendance à s'enflammer d'un seul coup et à produire une bouffée de fumée et de particules. Comme la majorité des incinérateurs de déchets de bois ne possèdent pas de dispositif de réduction des émissions, ce phénomène est inévitable, mais les retombées sont généralement très localisées autour de l'incinérateur. Ces variations de l'alimentation peuvent souvent être réduites en modifiant légèrement les opérations de l'usine ou le mode d'alimentation de l'incinérateur en combustible.

Les incinérateurs ont aussi tendance à émettre de la fumée pendant leur réchauffement ou leur refroidissement à cause de la faible température de l'installation qui donne lieu à une mauvaise combustion. Dans bon nombre de zones urbaines, cela constitue un sujet de contestation important et des pressions sont exercées sur les autorités afin de faire disparaître les incinérateurs. Les odeurs produites constituent aussi un problème lorsque les incinérateurs fonctionnent en deçà de leur température d'exploitation optimale. Dans certaines régions, les meilleures pratiques adoptées exigent l'utilisation de brûleurs auxiliaires afin de réduire la durée de ces cycles.

### **3. Examen des résultats des essais à la cheminée et élaboration de facteurs d'émission**

Tant les États-Unis que le Canada appliquent des programmes de réglementation exigeant des installations industrielles qu'elles déclarent chaque année leurs rejets de certaines substances dans l'environnement. Le programme américain porte le nom de Toxic Release Inventory (TRI) et le programme canadien celui d'Inventaire national des rejets de polluants (INRP). Les deux programmes présentent beaucoup de similitudes, notamment à cause des dispositions de l'Accord de libre-échange nord-américain (ALENA), mais on y dénote certains écarts importants. En ce qui a trait aux émissions de dioxines et de furannes, l'INRP prévoit que les rejets doivent être déclarés en équivalents toxiques conformément aux facteurs internationaux d'équivalence toxique (ET-I), dont la gamme s'échelonne de 0,001 à 1 pour les 17 congénères dont la mesure est exigée par les directives de l'INRP et du TRI (voir le tableau 3.1). Environnement Canada a précisé un niveau de dosage (NdD) de 32 pg ET/m<sup>3</sup>N pour les flux gazeux. Lorsque les valeurs mesurées sont inférieures à ce niveau, l'installation peut déclarer la valeur mesurée ou indiquer que les rejets sont inférieurs au NdD. En outre, si l'installation ne dispose d'aucune information, elle peut en faire état dans sa déclaration et ne pas présenter d'estimation de rejet ou de transfert.

Le seuil de déclaration du programme TRI est de 0,1 g/an et est fondé sur la totalité des 17 congénères analysés, et non sur les ET. Comme les rejets à déclarer à l'INRP le sont en unités ET-I et que ceux à déclarer au TRI correspondent au total des 17 congénères, les émissions déclarées pour les usines canadiennes seront beaucoup plus faibles. Se fondant sur les données des émissions de 11 chaudières de récupération de liqueur kraft, le National Council for Air and Stream Improvement (NCASI) des États-Unis a estimé (Pinkerton, 2001) que les émissions exprimées en ET-I correspondaient à moins de 3 % de celles du total des 17 congénères. Comme la plus grande partie des données disponibles sur les émissions de dioxines et de furannes des installations de pâtes et papiers ont été compilées par le NCASI, nous avons annexé ces données brutes au

présent rapport afin de permettre de vérifier les émissions pour tous les congénères ou de convertir les émissions en utilisant les lignes directrices pour les équivalences de toxicité, notamment celles de l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Les données répertoriées dans les annexes du présent rapport ont été recueillies par des entrepreneurs indépendants, de compétence reconnue pour les essais à la cheminée, affectés à chaque installation. Les essais à la cheminée étaient réalisés conformément à la méthode 23 de l'EPA ou à la « Méthode de référence en vue d'essais aux sources : dosage des composés organiques semi-volatils dans les émissions de sources fixes (SPE 1/RM/2, juin 1989) d'Environnement Canada. Chaque série de prélèvements durait normalement de trois à quatre heures. L'assurance et le contrôle de la qualité (AQ/CQ) des données PCDD/F étaient fondés sur trois séries d'analyses : 1) la récupération à partir de témoins sans ajout avant l'échantillonnage; 2) l'analyse d'échantillons témoins de laboratoire pour les 17 isomères de PCDD/F répertoriés dans la Méthode 23 de l'EPA et 3) l'analyse pour la présence de PCDD/F dans les échantillons prélevés sur le terrain et les échantillons témoins amenés sur place. Tous les échantillons et essais se sont avérés conformes aux critères de AQ/CQ pour les pré-essais. Dans tous les cas, la concentration des congénères non décelés a été fixée à zéro, tel que recommandé par l'EPA pour les sources de très faibles émissions. Les moyennes de chaque série d'essais d'une chaudière ou d'un four donné ont été utilisées pour déterminer les moyennes et les médianes d'une unité d'exploitation donnée. Si plus d'une chaudière faisait l'objet d'essais à une usine donnée, les résultats obtenus pour chaque chaudière étaient utilisés pour la détermination de la moyenne et de la médiane des émissions. On n'accordait cependant pas une plus grande valeur de pondération aux moyennes d'une chaudière ayant fait l'objet de huit essais à la cheminée qu'à celles d'une chaudière n'ayant fait l'objet que de un ou deux essais.

**Tableau 3.1:** Congénères des dioxines et des furannes répertoriés dans le groupe des dioxines/furannes de l'INRP

<b>Composés</b>	<b>FET</b>
2,3,7,8-tétrachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	1,0
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	0,5
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	0,1
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	0,1
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	0,1
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	0,01
Octachlorodibenzo- <i>p</i> -dioxine	0,001
2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne	0,1
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuranne	0,05
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuranne	0,5
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuranne	0,1
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofuranne	0,1
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofuranne	0,1
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofuranne	0,1

1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofuranne	0,01
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofuranne	0,01
Octachlorodibenzofuranne	0,001

### 3.1 Chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres (avec ou sans boues d'épuration d'eaux usées)

Les émissions de dioxines et de furannes des chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres pouvant varier de façon extrêmement importante par la co-utilisation de résidus de produits du bois, de contreplaqué ou, même, de déchets agricoles (voir le tableau 2.1), seules les données d'émissions pour les déchets de bois de ces chaudières aux usines de pâtes et papiers seront utilisées pour l'estimation d'un facteur d'émission approprié. On trouve dans l'annexe A des données sur les émissions de dioxines et de furannes, compilées par le NCASI, pour quatre chaudières d'installations autres que les usines de pâtes et papiers mentionnées dans les études du CARB (1990a – d) et pour 21 essais portant sur 10 chaudières de l'industrie des pâtes et papiers réalisés aux États-Unis. Comme le NCASI ne disposait pas de données sur le taux de combustion des chaudières, mais possédait des données exactes sur le débit des gaz de cheminée, le taux de combustion de déchets de bois a été estimé en supposant un pouvoir calorifique du bois et un débit des gaz de combustion par million de BTU d'apport calorifique, corrigé à 12 % de CO<sub>2</sub>. Les 10 chaudières étaient munies de multicyclones pour la réduction des émissions de particules. Trois des chaudières étaient aussi équipées de précipitateurs électrostatiques (PES) par voie sèche, quatre d'épurateurs par voie humide et une d'un épurateur par voie humide suivi d'un PES par voie humide. Deux ne possédaient que des multicyclones pour l'élimination des particules. Bien que les quatre chaudières à épurateur par voie humide présentaient généralement des émissions de dioxines et de furannes plus faibles, les chercheurs du NCASI n'ont pu conclure, avec certitude, étant donné la large gamme d'émissions obtenue pour une même chaudière et entre les chaudières, que ce dispositif final de réduction des particules avait un effet sur les émissions totales de PCDD/F.

On trouve dans l'annexe B des données sur les émissions de dioxines et de furannes compilées par Paprican pour 16 essais portant sur cinq chaudières supplémentaires de l'industrie canadienne des pâtes et papiers. Les usines représentées par cet ensemble de données ont permis à Paprican d'établir des estimations des taux de combustion des déchets de bois fondées sur la quantité de vapeur produite à partir de ces déchets au cours de chaque essai à la cheminée ou des taux de combustion moyens pour chaque chaudière. Étant donné que la plupart des essais ont été réalisés dans le cadre d'essais de vérification de la conformité et que les chaudières doivent être exploitées à 85 % ou plus de leur charge normale pendant ces essais, les taux de combustion moyens des déchets de bois devraient donc constituer une bonne approximation des taux de combustion pendant les essais à la cheminée. Les données compilées par Paprican sont normalisées à une teneur de O<sub>2</sub> de 8 %, soit la teneur des sources de combustion normalisée exigée par de nombreux permis provinciaux. Nous avons supposé que les émissions déterminées à 12 % de CO<sub>2</sub> pour la base de données du NCASI étaient comparables à celles obtenues à 8 % de O<sub>2</sub> pour la base de données de Paprican. Dans le cas des deux ensembles de données, les concentrations de congénères non décelés

ont été fixées à zéro, tel que recommandé par l'EPA. Les deux ensembles de données sont présentés sous forme résumée dans le tableau 3.2.

Seulement quatre des 10 chaudières de l'ensemble de données du NCASI (voir la page A-17) et seulement une des cinq chaudières de l'ensemble de données de Paprican (voir la page B-7) présentaient des émissions moyennes de dioxines et de furannes supérieures au NdD d'Environnement Canada de 32 pg ET/m<sup>3</sup>N. En outre, le deuxième essai réalisé sur la chaudière G (WFBG) alimentée au bois de l'ensemble de données du NCASI a permis d'obtenir des valeurs d'émissions de dioxines et de furannes inférieures d'un facteur de 10 à celles observées au cours du premier essai, ce qui porte à croire que les conditions de combustion étaient très mauvaises pendant le premier essai ou que du bois traité ou des résidus de bois transformé (contreplaqué, aggloméré, panneaux de fibres, etc.) ont pu être brûlés pendant le premier essai. Seulement deux des 16 essais à la cheminée portant sur les cinq chaudières des usines canadiennes et représentées dans l'ensemble de données de Paprican présentaient des émissions de dioxines légèrement supérieures à la moyenne (81,5 pg ET/m<sup>3</sup>N) obtenue pour les chaudières de production d'énergie représentées dans l'ensemble des données du NCASI. Cela porte fortement à croire que du bois traité ou des déchets de produits du bois ont pu être brûlés dans plusieurs des chaudières alimentées aux déchets de bois ayant servi à l'obtention de l'ensemble des données du NCASI.

**Tableau 3.2 :** Données sur les émissions de dioxines et de furannes des chaudières de l'industrie des pâtes et papiers alimentées avec des déchets de bois

	Ensemble de données du NCASI	Ensemble de données de Paprican	Ensembles de données réunis
Nombre de chaudières évaluées	10	5	15
Total des essais à la cheminée	21	16	37
Émissions à la cheminée, pg ET/m <sup>3</sup> N*			
Gamme	0,4 – 339,2	0,8 – 86,5	0,4 – 339,2
Moyenne	81,5	20,2	58,5
Médiane	3,7	5,7	4,7
Facteur d'émission estimé, ng ET/t anhydre de déchets			
Gamme	3.3 – 2 799	10,2 – 247,3	3.3 – 2 799
Moyenne	672	84,2	451,6
Médiane	30,4	46,6	38,5

\* à 12 % de CO<sub>2</sub> pour les données du NCASI et à 8 % de O<sub>2</sub> pour les données de Paprican



Il est à noter qu'un seul résultat d'essai élevé ou faible peut biaiser de façon appréciable la moyenne d'un petit ensemble de données, comme cela est démontré par les importants écarts entre la moyenne et la médiane des deux ensembles de données. Si l'on ne tient pas compte des résultats obtenus pour la chaudière G des données du NCASI, on obtient une baisse de 35 % de la moyenne des émissions à la cheminée, qui passe de 81,5 à 52,9 pg ET/m<sup>3</sup>N et le facteur d'émission moyen des données du NCASI chute de 672 à 435,7 ng ET/t anhydre de déchets de bois. De même, si le résultat le plus élevé (essai 2 à l'usine D) est exclu des données de Paprican, le facteur d'émission moyen pour les cinq chaudières des données de Paprican chute alors de 13 %, passant de 84,2 à 73,3 ng ET/t anhydre de combustible. Comme la médiane des émissions à la cheminée et celle des facteurs d'émission se rapprochent beaucoup plus que les moyennes des deux ensembles de données, l'utilisation d'un facteur d'émission approchant le facteur d'émission moyen de 38,5 ng/t anhydre de déchets de bois consommés est recommandée (Uloth, 2002) pour l'estimation des émissions de dioxines et de furannes de cette source.

### **3.2 Chaudières de production d'énergie alimentées avec un mélange de déchets de bois propres (avec ou sans boues d'épuration d'eaux usées) et de boues de désencrage**

On trouvera dans l'annexe C les données sur les émissions de dioxines et de furannes compilées par Paprican, pour 21 essais portant sur l'ensemble des cinq chaudières de l'industrie canadienne des pâtes et papiers dans lesquelles on incinère des boues de désencrage. Les codes appliqués à ces chaudières dans les annexes B et C étant les mêmes, il est possible de comparer les émissions des chaudières lorsqu'elles sont alimentées avec ou sans boues de désencrage. Les usines visées par cet ensemble de données ont aussi fourni à Paprican des estimations des taux de combustion de déchets de bois fondées sur la quantité de vapeur produite à partir de ces déchets au cours de chacun des essais à la cheminée, ou des moyennes des taux de combustion pour chacune des chaudières. Comme la plupart des essais ont été réalisés dans le cadre d'essais de conformité à des permis et que les chaudières se doivent d'être exploitées à au moins 85 % de leur charge normale pendant ces essais, les taux de combustion moyens des déchets de bois devraient constituer une approximation assez fiable des taux pendant les essais à la cheminée.

Les résultats obtenus pour l'usine O (voir la page C-10) ont été exclus du tableau résumé et de l'ensemble de données, car nous n'étions pas en mesure de trouver une façon acceptable d'attribuer à la chaudière les émissions de dioxines mesurées à la cheminée. L'usine comporte quatre chaudières de production d'énergie dont les gaz sont évacués par une même cheminée. L'une d'elles (capacité maximale de production de vapeur de 30 000 lbs/h) est alimentée par des déchets de bois. Deux autres (capacité de production de 60 000 lbs/h de vapeur chacune) ne sont alimentées qu'au charbon. La quatrième et la plus importante (capacité maximale de production de vapeur de 165 000 lbs/h) est alimentée par du charbon et des boues provenant des procédés de désencrage et de traitement des eaux usées de l'usine. Les responsables de l'usine ont réalisé un essai à la cheminée en l'absence de combustion de boues de désencrage (5,6 pg ET/m<sup>3</sup>N) et deux

essais lorsque des boues de désencrage étaient incinérées (émissions moyennes de 22,3 pg ET/m<sup>3</sup>N). Pendant les trois essais à la cheminée, l'usine brûlait, chaque jour, de 3,9 à 10 tonnes métriques anhydres d'écorces, de 31,1 à 33,3 tonnes métriques anhydres de boues d'épuration d'eaux usées, de 1,8 à 28,5 tonnes métriques anhydres de boues de désencrage et de 44,4 à 120,4 tonnes métriques de charbon séché à l'air. L'augmentation par un facteur supérieur à 3 des émissions de dioxines pendant l'incinération des boues de désencrage est cohérente avec les données obtenues pour les autres usines (voir les résultats des essais des usines C et E aux pages B-7 et C-9 ou dans le tableau 3.3 ci-dessous). Comme la quantité de déchets de bois alimentant les quatre chaudières à l'usine O était relativement faible et comme nous ne pouvions répartir raisonnablement les quantités de dioxines produites par la combustion des déchets de bois, des boues et du charbon, nous avons décidé de ne pas utiliser les données de cette usine pour le calcul des moyennes.

Les émissions de dioxines à la cheminée augmentaient de façon appréciable dans les chaudières de production d'énergie brûlant des boues de désencrage (voir les résultats des essais des usines C et E dans le tableau 3.3 et ceux de l'usine O à la page C-10). Cela est compatible avec les rapports signalant que bien que la déshydratation mécanique permette de réduire la teneur en eau des boues de désencrage à 40 – 60 %, la forte teneur en matières inertes de ces matériaux les rend difficiles à brûler dans les foyers mécaniques à grille conventionnels (Douglas, 1997). On a aussi trouvé que les boues de désencrage contenaient divers métaux et composés chlorés (Douglas, 1997) qui pouvaient catalyser la formation de dioxines et de furannes pendant la combustion. Les 20 essais à la cheminée réalisés pendant le co-brûlage des boues de désencrage ont permis de noter des émissions moyennes de dioxines aux quatre usines allant de 15,9 à 182 pg ET/m<sup>3</sup>N, à 8 % de O<sub>2</sub>. Les émissions moyennes et médianes à la cheminée des cinq chaudières étaient de 87,9 et de 76,9 pg ET/m<sup>3</sup>N à 8 % de O<sub>2</sub>. Au moment du co-brûlage des boues de désencrage, les facteurs d'émission moyens des quatre chaudières variaient de 118 à 1 576 ng ET/tonne anhydre de déchets de bois. Les émissions moyennes et médianes des quatre chaudières évaluées étaient, respectivement, de 791 et de 735 ng ET/tonne anhydre de déchets de bois. L'utilisation du facteur d'émission médian de 735 ng ET/tonne anhydre de déchets de bois a été recommandée (Uloth, 2002) pour l'estimation des émissions de dioxines et de furannes de cette source.

#### **4. Analyse des cendres des chaudières de production d'énergie et élaboration des facteurs d'émission**

Étant donné que les émissions de dioxines et de furannes des chaudières de production d'énergie alimentées par des déchets de bois propres peuvent varier de façon extrêmement importante en raison des résidus de produits du bois, du contreplaqué ou même des déchets agricoles qui sont brûlés en même temps (voir le tableau 2.1), seules les données sur les émissions pour les déchets de bois des chaudières de production d'énergie des installations de pâtes et papiers devraient être utilisées pour l'estimation d'un facteur d'émission approprié à ces chaudières. On trouve dans l'annexe D des analyses de dioxines et de furannes, répertoriées par le NCASI, pour 63 échantillons de cendres prélevés dans 27 incinérateurs de déchets de bois. Malheureusement, plusieurs de ces incinérateurs étaient situés dans des usines de transformation du bois, comme des

usines de contreplaqué, et peuvent avoir été alimentés par des résidus de bois en plus de l'être par du bois propre (voir la partie 3.1 ci-dessus).

On trouve dans la première colonne sous chaque échantillon (<ppt) la limite de détection pour tous les congénères et, dans la deuxième colonne, les concentrations des congénères supérieures à la limite de détection, cela pour chaque échantillon de cendres. Les équivalents de toxicité de tous les congénères décelés dans chaque échantillon, déterminés à partir du facteur d'équivalence de la toxicité international (ET-I) et du facteur d'équivalence de la toxicité (ET) de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), sont présentés dans les deux rangées du bas pour chaque échantillon de cendres.

**Tableau 3.3 : Essais des émissions à la cheminée de dioxines et de furannes de chaudières de production d'énergie, avec ou sans la combustion de boues de désencrage**

Usines	Types de chaudière	Mélanges de combustibles	Dispositifs anti-particules	Nombre d'essais	Gammes des émissions de particules à la cheminée (moyenne) mg/m <sup>3</sup> R @ 11% de O <sub>2</sub>	Gammes des émissions de dioxines à la cheminée (moyenne) pg ET/m <sup>3</sup> R @ 8% de O <sub>2</sub>	Facteurs d'émission d'anhydride de bois (ng ET/t déchets de bois humide de bois) faib./élevé/moy	Facteurs d'émission d'anhydride de déchets de bois et de boues (ng/t humide) faib./élevé/moy	Taux de combustion t anhydride/h (teneur en eau)
C – normalement pas alimentée en boues de désencrage	Foyer Riley à grille roulante	Déchets de bois et gaz (1996)  Déchets de bois, boues primaires et secondaires, boues de désencrage et gaz	PES	5 (2 chaud.)  3 (1 chaud.)	3,1 – 47,9 (moyennes pour chaque chaud.)  1,4 - 21,0	4,9 – 6,5 (5,7) (moyennes pour chaque chaud.)  10,8 – 19,1 (15,9)	40,0 / 53,1 / 46,6  (19,2 / 30,2 / 24,4)  79,9 / 141,4 / 117,7 (38,3 / 80,6 / 67,1)	40,0 / 53,1 / 46,6  (19,2 / 30,2 / 24,4)  73,8 / 132,2 / 110,0 (34,9 / 72,9 / 61,1)	10,4 – 10,8 déchets de bois (43 - 52 %)  10,2 – 10,5 déchets de bois (43 – 52 %) 0,75 désenc. (35 %)
E – n'est plus alimentée en boues de désencrage	Foyer (CR n° 1)  Foyer (CR n° 2)	Déchets de bois et boues de désencrage (1997)  Déchets de bois et boues d'épuration (1999)	Séparateur à venturi  Multicyclone à deux étapes et PES	3  3	44,8 – 89,3 (74,0)  3,2 – 7,1 (4,7)	47,2 – 280,2 (182,1)  2,2 – 9,2 (6,5)	408,5 / 2 425,0 / 1576,0  (183,8 / 1 091,3 / 709,2)  35,7 / 149,3 / 105,5 (16,1 / 74,7 / 50,2)	389,6 / 2 312,8 / 1 503,1  (177,2 / 1 053,3 / 684,6)  30,7 / 128,3 / 90,7 (13,1 / 60,5 / 40,7)	18,6 déchets de bois (55 %), 0,9 désenc. (41 %)  31,25 écorces (50 %) 3,8 boues primaires (65 %) 1,3 boues secondaires (65 %)
F	Chaudière à grille vibrante	Écorces et déchets de bois, boues primaires et secondaires et boues de désencrage	PES	5	27 – 41 (32)	23,4 – 266,4 (108,2)	204,2 / 2325 / 944,4  (102,1 / 1 162,6 / 472,2)	139,8 / 1589,2 / 646,5  (63,4 / 7 24,2 / 293,2)	13,5 écorces (50 %) 3,75 désenc. (58,1 %) 2,5 boues prim. et sec. (66,1 %)

G	3 foyers KMW dans trois chaudières Renteck (1999)	Déchets de bois, boues primaires et secondaires et boues de désencrage	Cyclones sur chaque chaudière reliés à un même PES	3	(7,6)	2,3 – 111,4 (40,4)	26,5 / 1 281,1 / 464,7 (13,0 / 630,4 / 228,7)	21,0 / 1 015,1 / 368,2 (9,8 / 474,3 / 172,0)	12,4 déchets de bois (50,8 %) 3,25 boues (60,2 %) 29 % boues désenc.
	3 piles à combustible (1997) – ne consomme plus que du gaz	Déchets de bois, boues primaires et secondaires, boues de désencrage et gaz	Multicyclo- nes	6	717 – 942	7,2 – 142,8 (50,8)	82,9 / 1 643,6 / 584,7 (39,7 / 639,6 / 227,5)	65,8 / 1 345,0 / 471,4 (28,1 / 495,0 / 90,5)	5,2 – 8,3 déchets de bois (51,9 – 61,1 %) 1,4 – 1,9 boues (70,4%) – 33 % désenc.

- Facteur d'émission moyen pour les usines incinérant des boues de désencrage (20 essais à la cheminée de 5 chaudières) = 790,7 ng ET/tonne anhydre de déchets de bois consommée  
Facteur d'émission médian pour les usines incinérant des boues de désencrage (20 essais à la cheminée de 5 chaudières) = 734,5 ng ET/tonne anhydre de déchets de bois consommée

Deux principaux types d'échantillons de cendres ont été prélevés aux diverses installations :

Cendres volantes – ce sont les cendres de bois légères, les sels, le sable fin et les résidus partiellement brûlés qui sont entraînés par l'air de combustion, émis à partir du foyer de la chaudière et capturés par les surfaces de transfert de chaleur ou les dispositifs d'élimination des émissions de particules. Les cendres volantes ont été catégorisées en fonction du type de dispositif anti-particules utilisé – précipitateur électrostatique (PES), séparateur humide ou multicyclone (cyclone). Il est arrivé que le dispositif collecteur ne permette pas d'échantillonner les particules retirées par chaque appareil et que l'analyse ait dû porter sur un échantillon mixte de cendres volantes.

Cendres de cendrier ou de grille – ce sont les matériaux grossiers, comme les graviers et les pierres se trouvant dans les déchets de bois ou le combustible décheté, et les cendres résultant de la combustion qui sont recueillies au fond de la chaudière.

L'ensemble de données du NCASI contient des résultats d'analyses de cendres de grille pour sept chambres de combustion de déchets de bois, de cendres de multicyclones pour 22 incinérateurs de déchets de bois et de cendres volantes de PES et de séparateurs ou de cendres mixtes pour 16 incinérateurs de déchets de bois. Comme on peut le voir dans le tableau 4.1, les concentrations moyennes et médianes de dioxines des cendres augmentent à mesure que les gaz traversent la chaudière. Les concentrations médianes passent de 0,02 pg ET/g pour les cendres de grille à 0,10 pg ET/g pour les cendres de multicyclones et à 1,47 pg/g pour les cendres de PES, de séparateurs ou les cendres mixtes. Un schéma semblable a été signalé pour les chaudières de production d'énergie alimentées par des déchets de bois chargés de sel (Luthe et coll., 1996). Malheureusement, bon nombre des incinérateurs représentés par les données du NCASI étaient situés dans des usines de transformation du bois, comme des usines de contreplaqué, et ont pu être alimentés de résidus de bois en plus de bois propre, ce qui devrait se traduire par une plus importante formation de dioxines et de furannes comparativement à une alimentation exclusive en déchets de bois propres (voir le tableau 2.1 et la partie 3.1 ci-dessus).

On trouve dans l'annexe E les résultats d'analyses de dioxines et de furannes de 23 échantillons de cendres prélevés dans neuf incinérateurs de déchets de bois d'usines de produits forestiers ou de pâtes et papiers du Canada qui ont été répertoriés par Paprican, l'APFC, l'AIFQ et l'AFPA. Aucun déchet de bois transformé n'était brûlé dans ces installations dont l'alimentation se limitait à des déchets de bois bruts propres. L'ensemble de données canadien ne comporte pas de données pour les cendres de grille et les données pour les cendres de multicyclones se limitent à celles d'une seule chaudière de production d'énergie. Les concentrations médianes et moyennes de dioxines des cendres volantes sont de beaucoup inférieures aux valeurs correspondantes des données du NCASI, mais la moyenne pour les cendres de multicyclones est de beaucoup supérieure dans les données canadiennes parce que les cendres de multicyclones d'une seule chaudière ont été analysées.

Les deux ensembles de données sont résumés dans l'annexe F et le tableau 4.1 ci-dessous. Il est nécessaire, étant donné l'absence de données sur les cendres des multicyclones et des grilles dans l'ensemble de données canadien, d'utiliser les deux ensembles de données pour obtenir des estimations acceptables de facteurs d'émission pour chaque type de cendres. Comme cela a déjà été mentionné, ces estimations sont sans doute très prudentes et sans risque, car plusieurs des incinérateurs utilisés pour l'ensemble de données du NCASI étaient situés dans des usines de traitement du bois, comme des usines de contreplaqué, et il est possible que des résidus de bois y aient été incinérés en plus du bois propre. Il est donc recommandé d'utiliser les concentrations médianes des deux ensembles de données pour l'estimation des concentrations de dioxines et de furannes dans les cendres de chaudières destinées à l'enfouissement.

**Tableau 4.1 : Résumé des analyses de dioxines et de furannes des cendres de chaudières de production d'énergie et de combustion de déchets de bois**

Sources des données	Types de cendres	Nombre d'échantillons	Nombre d'installations évaluées	Minimum pg ET/g	Maximum pg ET/g	Moyenne pg ET/g	Médiane pg ET/g
NCASI	PES/SH ou mélange MC/PES - séparateur	24	16	0,0	29,4	7,72	1,47
	Multicyclone	29	22	0,0	11,2	1,04	0,10
	Grille (fond)	10	7	0,0	0,17	0,05	0,02
Paprican, APFC, AIFQ et AFPA	PES/SH ou mélange MC/PES - séparateur	19	8	0,0	3,65	0,62	0,20
	Multicyclone	4	1	0,0	3,93	1,84	1,72
Les deux ensembles de données	PES/SH ou mélange MC/PES - séparateur	43	24	0,0	29,4	5,35	0,46
	Multicyclone	33	23	0,0	11,2	1,07	0,10
	Grille (fond)	10	7	0,0	0,17	0,05	0,02



## **Examen des permis et des conditions d'exploitation types des incinérateurs de déchets de bois**

### **5.1 Alberta**

La réglementation des incinérateurs de déchets de bois de l'Alberta est un peu moins exhaustive que celle de la C.-B. Des dispositions exigeant l'arrêt de fonctionnement peuvent être énoncées dans les permis, mais des rencontres avec l'organisme de réglementation sont prévues dans le cas où le calendrier ne peut être respecté pour des raisons pratiques ou économiques. Il y a consultation à divers paliers, notamment par l'intermédiaire de l'association provinciale des produits forestiers. L'association a entrepris la tenue d'un registre des déchets de bois et informe périodiquement la province des progrès de l'industrie en matière de réduction du nombre d'incinérateurs en zone urbaine.

L'association a récemment indiqué à la province que deux incinérateurs avaient cessé leurs activités en 2001 et qu'un troisième n'était plus exploité que pendant environ 5 % du temps. Deux gros incinérateurs seront graduellement mis hors service une fois terminé le projet de chauffage et de production d'énergie centralisés de Grande Prairie. Il n'existe pas actuellement de programme formel de réduction du nombre d'incinérateurs en zone rurale (ceux situés à plus de 8 km d'une zone urbaine reconnue), à moins qu'ils ne fassent l'objet de plaintes.

Les 19 permis d'incinérateurs de déchets de bois de l'Alberta exigent tous des températures d'exploitation minimales. Pour 15 d'entre eux, la température minimale est de 375 °C pendant au moins 90 % du temps de fonctionnement, pour deux de 400 °C, pour un de 425 °C et pour le dernier de 540 °C. Une enquête visant à vérifier les températures d'exploitation réelles a montré que toutes les températures exigées étaient dépassées de façon appréciable, un incinérateur de type silo ayant même une température des gaz de sortie de 1320°C.

Les pratiques d'exploitation consistent à obtenir un équilibre entre les températures de sortie et les exigences d'entretien. Chaque incinérateur doit présenter une gamme de températures de sortie qui excèdent passablement celles exigées par le permis, la limite maximale étant fixée de façon à réduire les dommages mécaniques par surchauffe. De façon générale, les incinérateurs de type silo à chambre réfractaire peuvent supporter des températures de sortie plus élevées que les incinérateurs de type teepee ou coniques.

### **5.2 Colombie-Britannique**

Le ministère de la Protection des Eaux, des Terres et de l'Air de la Colombie-Britannique a fourni quelques exemples d'autorisations d'exploitation. Elles visaient un incinérateur conique et un incinérateur de type silo. La C.-B. dispose d'un programme formel d'élimination progressive des incinérateurs de niveau I (urbains), mais aucun calendrier n'a été adopté pour les incinérateurs de niveau II (ruraux). Les exigences de température imposées par les permis en C.-B. sont plus adaptées à chaque incinérateur qu'en Alberta. Elles sont établies à partir d'essais de fonctionnement afin de déterminer ou d'établir une corrélation entre la production de fumée excessive et la température de sortie. Une marge de sécurité est ajoutée et la température exigée est déterminée. Cette température de conformité varie de 287 °C à 432 °C.

D'après les données fournies par l'industrie pour une dizaine d'installations, les températures réelles d'exploitation tendent à dépasser de 75 à 180 °C la température imposée. La plus faible température signalée pour cet échantillon était de 370 °C, la gamme atteignant 500 °C. La température moyenne de sortie des 10 unités était de 482 °C environ, soit tout juste en deçà de la limite supérieure de la gamme des températures de la nouvelle formation de dioxines et de furannes. La température de conformité et la gamme de températures d'exploitation déterminées ont été signalées pour chaque unité.

### **5.3 Autres instances**

Selon les renseignements fournis par la province de Québec, cette dernière n'a pas exigé l'adoption des meilleures pratiques et, par conséquent, applique le facteur d'émission de deuxième niveau de l'EPA à l'estimation des rejets de particules de cette source. La valeur indiquée était de 7 livres de particules totales par tonne incinérée de bois séché au four. Les responsables du Québec ont aussi indiqué qu'ils avaient l'intention de mettre fin à l'exploitation de tout dispositif dont la conformité avec leur nouvelle réglementation sur la qualité de l'air ne pourrait être démontrée. Les nouvelles mesures devraient entrer en vigueur en 2002 et l'on prévoit qu'une période de six mois sera accordée pour faire la preuve de la conformité.

Dans les régions où des modèles de dispersion ont été utilisés avec des valeurs hypothétiques (permis ou maximum) pour les incinérateurs, l'apport aux concentrations ambiantes de particules attribué aux incinérateurs varie de 3 à 5 %. Dans au moins une collectivité (Prince George), où plusieurs incinérateurs ont été désaffectés au cours des ans, on n'a noté aucun écart statistique significatif des concentrations de particules dans l'air ambiant pouvant être attribué au programme de fermeture des incinérateurs.

### **5.4 Comparaison avec d'autres processus de combustion du bois**

COMBUSTIBLE – De façon générale, les déchets qui alimentent les incinérateurs sont constitués du meilleur combustible. Plus particulièrement, dans les usines où le produit est séché, dégrossi et raboté, le combustible tend à être beaucoup plus propre et sec que celui alimentant, par exemple, les chaudières des usines de pâtes non intégrées. La teneur en eau des déchets de scierie tend à être inférieure, surtout par comparaison avec celle des déchets des usines de pâtes où des boues du traitement primaire des effluents ou du traitement des eaux peuvent être incinérées avec les déchets de bois.

L'un des attraits de l'utilisation de résidus de bois propres exempts de substances chimiques réside dans leur très faible teneur en chlorure. Des essais réalisés au cours de plusieurs opérations de récolte en C.-B. et en Alberta ont permis de noter des concentrations de 20 à 60 ppm. Comme ces valeurs sont vraisemblablement inférieures au niveau d'exactitude de l'essai, il est sans doute plus approprié de dire que ce combustible présente une teneur en Cl de <100 ppm. Par comparaison, des teneurs de >500 ppm sont courantes dans les déchets de bois côtiers chargés de sel. Par conséquent, les possibilités de formation de dioxines et de furannes sont nécessairement faibles.

ALIMENTATION EN AIR – On note un écart appréciable en ce qui touche la quantité d'air fournie pour la combustion. Les incinérateurs de déchets fonctionnent normalement avec

une quantité d'air en excès de 500 % environ comparativement à la quantité théorique nécessaire à la combustion. Cela s'explique par deux raisons. L'une a trait à la limitation de la température maximum à laquelle la structure de l'incinérateur est exposée. L'autre a pour objet de favoriser la combustion en pile sans production de fumée et en utilisant un dispositif d'alimentation en air relativement simple. Dans le cas d'une chaudière (ou même d'une pile à combustible), la quantité d'air en excès fournie doit être la plus faible possible tout en favorisant une bonne combustion, afin d'accroître le plus possible le rendement thermique et de réduire le volume des gaz produits, qui doivent être gérés et nettoyés.

**TEMPÉRATURE DES GAZ À LA SORTIE** – La température de sortie des incinérateurs industriels de déchets de bois et des systèmes à fluides caloporteurs tend à être passablement inférieure à celle des incinérateurs de déchets de bois (teepee ou silo). Une température de 200 °C est couramment observée. La principale limitation s'explique par la prévention de la corrosion par les gaz des économiseurs et des précipitateurs. Il faut aussi noter que la température à la sortie des incinérateurs de type silo ou coniques, de 287 à 540 °C, est généralement supérieure à celle observée au cours d'essais des émissions de dioxines des poêles à bois résidentiels, de 249 à 359 °C (Environnement Canada, 2000).

**CYCLE D'EXPLOITATION** – Les chaudières et les incinérateurs se différencient aussi par leur cycle d'exploitation. Les chaudières sont plutôt utilisées de façon continue, les cendres étant retirées de façon automatique ou manuelle de sorte qu'une chaudière ne peut nécessiter que deux cycles de démarrage au cours d'une même année. Au contraire, le fonctionnement des incinérateurs est plutôt adapté sur la semaine de travail de l'usine, souvent un cycle de cinq jours. L'incinérateur est ensuite généralement arrêté pour être nettoyé pendant la période inactive. Cela se reflète dans les conditions des permis où l'on indique que la durée de fonctionnement à la température exigée doit être supérieure à 90 % de la durée d'utilisation et bon nombre d'autorisations précisent des opacités maximales de même que des durées à respecter.

## **6. Recommandation**

Les facteurs importants favorables à la production de dioxines et de furannes (voir les parties 2 et 3 du présent rapport) sont :

- une combustion inefficace et incomplète s'accompagnant de zones de température peu élevées dans la chambre;
- des teneurs en chlorure élevées;
- la combustion simultanée de boues de désencrage qui contiennent plus de chlorure, d'eau, de cendres et de dioxines que les autres boues. Les dioxines présentes dans les boues de désencrage résultent sans doute d'une contamination originale des papiers pendant leur première utilisation et collecte, à laquelle s'ajoute une possible contamination par des plastiques.

Les facteurs d'exploitation courants qui sont importants pour éviter la formation de dioxines et de furannes sont :

- une combustion contrôlée s'accompagnant d'une bonne turbulence et d'un certain temps de séjour aux températures supérieures à 500 °C;
- la présence de soufre au-delà de certaines concentrations lorsque des combustibles à fortes teneurs en chlorure sont utilisés;

- de très faibles teneurs en chlorure, le combustible ne devrait pas contenir de sels de chlorure ou de chlore sous la forme de matière plastique ni être contaminé par des déchets d'autres origines;
- un temps de séjour restreint dans la gamme de températures où la nouvelle synthèse est la plus probable (généralement entre 200 et 500 °C).

Comme le bois propre contient très peu de soufre (seulement celui résultant de la croissance de l'arbre), la combinaison des autres facteurs s'avère la plus pertinente à la détermination de la probabilité de formation de dioxines dans les incinérateurs de déchets de bois. Il est important, pour l'élaboration de la recommandation qui est faite ci-après, de tenir compte des hypothèses suivantes :

1. La combustion se limite à des déchets de bois propres non contaminés et à faibles teneurs en chlorure.
2. L'incinérateur fonctionne constamment à une température supérieure à la température de sortie déterminée de 370°C (normalement >90 % du temps de fonctionnement). L'examen des données d'exploitation de divers incinérateurs faisant l'objet de ces exigences imposées par permis montre qu'il est pratique courante d'utiliser une température de 80 à 100°C supérieure à la température minimum d'exploitation imposée.
3. L'incinérateur fonctionne constamment à une valeur d'opacité inférieure à 20 %, ce qui montre que le mélange est approprié et la combustion complète.
4. La possibilité d'une nouvelle synthèse est réduite par les températures de sortie élevées. Plus la température de sortie est élevée, moins grande est la probabilité de nouvelle synthèse, qui chute presque à zéro aux températures supérieures à 500 °C.

Cette démarche axée sur le poids de la preuve est fondée sur le fait que les incinérateurs devraient normalement présenter des émissions de dioxines et de furannes inférieures à celles des chaudières et des systèmes de production d'énergie qui brûlent des combustibles semblables ou de moins bonne qualité, c'est-à-dire dont les teneurs en eau et en matières inorganiques sont plus élevées. Selon les renseignements présentés plus haut, il est fort probable que les incinérateurs dont la température de sortie est supérieure à 500 °C présenteraient des émissions de dioxines et de furannes non décelables (du moins inférieures au NdD) si elles pouvaient être mesurées. De même, les incinérateurs fonctionnant constamment à une température de sortie supérieure à 370 °C et à des valeurs d'opacité inférieures à 20 % devraient aussi présenter des concentrations de dioxines et de furannes inférieures à celles déterminées pour les chaudières de production d'énergie à combustible pauvre en chlorure, et au NdD. Les chaudières de production d'énergie dont la température de sortie est de l'ordre de 200 °C devraient favoriser davantage la nouvelle synthèse que les incinérateurs de déchets de bois. Les gaz de sortie d'un incinérateur se refroidissent et traversent extrêmement rapidement la gamme des températures de 200 à 500 °C de la nouvelle synthèse. Les faibles résultats des essais portant sur les chaudières de production d'énergie portent à croire que les émissions des incinérateurs de déchets de bois seraient, selon toute probabilité, inférieures au NdD et très faibles. Si l'on se base sur les émissions médianes déterminées pour les chaudières de production d'énergie alimentées

par des déchets de bois propres (sans boues de désencrage) et sur la quantité d'air en excès supérieure des incinérateurs de déchets de bois, il est probable que les émissions de ces derniers sont de l'ordre de 1,5 à 3,0 pg ET/m<sup>3</sup>N, soit de 10 à 20 fois moins que le NdD.

Les périodes de démarrage et de refroidissement hebdomadaires constituent la seule raison d'envisager un facteur d'émission supérieur à celui des chaudières alimentées par le même combustible. On peut s'attendre, à la lumière des données ci-dessus, qu'une chaudière soit plus apte à produire des dioxines et des furannes par nouvelle synthèse qu'un incinérateur étant donné l'absence de récupération de la chaleur d'un incinérateur de type wigwam et, par conséquent, l'absence probable de formation de dioxines par nouvelle synthèse. Tel qu'indiqué brièvement plus haut, la plupart des permis accordés pour les incinérateurs de déchets de bois exigent une température de sortie supérieure à 375 °C. La température chute rapidement lorsque les gaz sortent de l'incinérateur et la période pendant laquelle la température de ces gaz se trouve dans la plage de températures de la nouvelle synthèse (200 – 500 °C) est de beaucoup inférieure à celle d'une chaudière de production d'énergie habituelle ou même à celle de la cheminée d'un poêle à bois résidentiel. En outre, les gaz sont plus dilués (à cause de l'excédent d'air plus élevé et de leur dispersion rapide après leur sortie de l'incinérateur) de sorte que la probabilité que des molécules de HCl ou de chlore rencontrent un HAP précurseur est réduite. Il est donc peu probable qu'il y ait nouvelle synthèse. Les émissions d'un incinérateur de déchets de bois devraient donc être inférieures à celles d'une chaudière de production d'énergie située à l'intérieur.

Nous disposons d'un ensemble de données passablement important obtenu des essais réalisés sur les chaudières, résumé dans la partie 3 ci-dessus, qui montre que les émissions de dioxines des chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres sont normalement très faibles, les émissions médianes n'atteignant, en moyenne, que 38,5 ng ET/tonne anhydre de bois consommé. L'application d'un facteur d'émission déterminé pour une chaudière de production d'énergie à l'estimation des émissions d'un incinérateur de déchets de bois aura pour effet de surestimer de façon appréciable les émissions de dioxines, car les températures de sortie généralement élevées des incinérateurs ne permettent pas la formation de dioxines par nouvelle synthèse (aux températures de 200 à 500 °C) qui est le principal mécanisme de formation de dioxines et de furannes pendant l'incinération de déchets de bois ou de combustibles de bois déchiqueté.

Des données sur les concentrations de dioxines et de furannes des cendres volantes recueillies de chaudières alimentées avec des déchets de bois et situées dans des usines de pâtes et papiers et de chaudières d'installations de produits du bois alimentées avec des déchets de bois propres « provenant de l'intérieur » (sans chlorure) sont présentées dans le tableau 4.1 afin de mieux illustrer le fait que l'application aux incinérateurs de déchets de bois d'un facteur d'émission de dioxines inférieur à celui des chaudières de production d'énergie constituerait encore une mesure très prudente. Ces cendres, dont la température aurait passé par la gamme des températures de la nouvelle synthèse, devraient donc présenter des concentrations de dioxines de beaucoup supérieures à celles des cendres rejetées d'un incinérateur de déchets de bois. L'analyse de 43 échantillons de cendres volantes provenant de 24 chaudières n'en a pas moins montré des concentrations moyennes et médianes de seulement 5,35 et 0,46 pg ET/g respectivement. Ces valeurs sont mille fois inférieures aux concentrations obtenues pour les cendres des chaudières de production d'énergie de zones côtières alimentées par du combustible chargé de sel (Luthe et coll., 1996 et 1998). La concentration maximum de dioxines des cendres volantes des données canadiennes était de

3,65 pg ET/g, valeur inférieure à la moyenne des deux ensembles de données qui porte à croire que certaines des chaudières de l'ensemble de données du NCASI étaient aussi alimentées avec d'autres déchets de bois qui ont donné lieu à une augmentation appréciable de la formation de dioxines (voir le tableau 2.1 et les parties 3.1 et 4 du présent rapport).

L'EPA a recommandé un facteur d'émission pour les particules de 0,5 kg/t SA de bois consommé pour un incinérateur conique de déchets de bois fonctionnant de façon satisfaisante et sans dispositif de contrôle (voir le tableau 2.2). Les conditions autorisant l'utilisation de ce facteur d'émission sont que l'incinérateur soit en bon état mécanique, qu'il dispose de dispositifs d'admission d'air en dessous et au-dessus du feu et qu'il soit exploité dans une gamme de températures de sortie précisée et contrôlée. Il s'agit des mêmes conditions que celles qui sont prescrites pour l'utilisation du facteur d'émission pour les dioxines et que nous proposons pour les incinérateurs de déchets de bois.

Si l'on suppose une teneur de 5,35 pg de dioxines ET/g de cendres volantes (la concentration moyenne des cendres volantes de l'ensemble de données combinées du tableau 4.1, qui est de 10 fois supérieure à la concentration médiane recommandée comme facteur d'émission et près de 1,5 fois supérieure à la concentration maximum pour les cendres volantes de l'ensemble de données canadien), on obtient un facteur d'émission correspondant pour les dioxines de :

0,5 kg cendres volantes/ t SA de bois consommé X 1 000 g/kg X 5,35 pg ET/g de cendres volantes =  
2 675 pg ET/t SA de bois consommé ou 2,7 ng ET/t SA de déchets de bois consommés.

Cela ne représente que 7 % du facteur d'émission proposé de 40 ng ET/t anhydre (36 ng ET/t SA) de déchets de bois consommés dans les chaudières de production d'énergie alimentées avec des déchets de bois propres. Un facteur d'émission de 5 ng ET/t anhydre de déchets de bois serait donc une valeur estimée très prudente et sécuritaire des émissions de cette source. Il n'y a pas lieu de tenir compte des heures de non-fonctionnement étant donné la petite quantité de combustible utilisée pendant ces périodes.

On trouve ci-après les volumes maximum prévus de déchets de bois qui pourraient être éliminés dans les incinérateurs. Une valeur estimée des émissions annuelles peut être calculée à partir de ces données et du facteur d'émission (de meilleure estimation) ci-dessus.

<b>Province</b>	<b>Volume de déchets verts</b>	<b>N<sup>bre</sup> estimé d'incinérateurs</b>
Colombie-Britannique	3 500 000 tonnes	76
Alberta	800 000 tonnes	15
Ontario	100 000 tonnes	4 (non confirmé)
Québec	500 000 tonnes	10-12 (23 en 1998)

Les concentrations de dioxines et de furannes des cendres retirées des incinérateurs de déchets de bois devraient être semblables à celles des cendres de grille des chaudières de production d'énergie, car ces cendres sont surtout retirées du fond de l'incinérateur et n'ont pas été exposées à des températures de la plage des 200 – 500 °C favorables à la nouvelle synthèse. Comme très peu des cendres retenues par le pare-étincelles situé à l'extrémité

supérieure d'un incinérateur de type teepee ou silo devraient retourner dans le bas de l'incinérateur sans être brûlées, on peut supposer que pratiquement toutes les cendres de l'incinérateur correspondent aux cendres de grille d'une chaudière de production d'énergie. Les émissions de dioxines liées aux cendres peuvent être estimées en supposant un facteur d'émission de 0,02 pg ET/g pour les cendres d'incinération de déchets de bois.

## **7. Remerciements**

Les auteurs remercient toutes les usines qui ont gracieusement communiqué des données sur les essais d'émissions, les analyses de cendres et les paramètres d'exploitation de leurs chaudières de production d'énergie. Nous tenons aussi à remercier Tim Whitford de ET Consulting, Louis Desilets de l'AIFQ et Lucie Veilleux de l'APFC qui nous ont aidés à trouver toutes les usines canadiennes disposant de données sur des essais d'émissions de dioxines ou d'analyses de cendres de chaudières. Nous sommes aussi reconnaissants envers Arun Someshwar et John Pinkerton du NCASI qui ont bien voulu nous transmettre les données compilées par le NCASI pour les essais d'émissions des chaudières de production d'énergie situées dans des usines de pâtes des États-Unis. Enfin, nous remercions Environnement Canada dont les fonds nous ont permis de compiler et d'examiner toutes les données et publications sur les émissions et de recommander des facteurs d'émission fondés sur des éléments scientifiques pour les incinérateurs de déchets de bois alimentés par du combustible propre.

## 8. Bibliographie

Boubel, R. W., Northcraft, M., Van Vliet, A. et Popovich, M., "Wood Waste Disposal and Utilization", Université de l'État de l'Oregon, 1958.

Boubel, R. W., "Particulate Emissions From Sawmill Waste Burners", Université de l'État de l'Oregon, août 1968.

Bovar-Concord Environmental, "Evaluation of Stack Emissions and Waste Streams from the Combined Burning of Pulp Mill Waste Residues and Hog Fuel in a Power Boiler", préparé pour Fletcher Challenge Canada Ltd. et Environnement Canada (mai 1994).

CARB (California Air Resources Board), Evaluation of a woodwaste fired incinerator at Koopers Company, Oroville, California. Test Report No. C-88-065. Engineering Evaluation Branch, Monitoring and Laboratory Division. (29 mai, 1990a).

CARB (California Air Resources Board), Evaluation of a wood waste fired incinerator at Pacific Oroville Power Inc. Test Report No. C-88-050. Engineering Evaluation Branch, Monitoring and Laboratory Division. (29 mai, 1990b).

CARB (California Air Resources Board), Evaluation test on twin fluidized bed wood waste fuelled combustors located in Central California. Test Report No. C-87-042. Engineering Evaluation Branch, Monitoring and Laboratory Division. (7 février, 1990c).

CARB (California Air Resources Board), Evaluation of a wood waste fired incinerator at Louisiana Pacific Hardboard Plant, Oroville, CA. Test Report No. C-88-066. Engineering Evaluation Branch, Monitoring and Laboratory Division. (29 mai, 1990d) – tel que relaté dans NCASI, 1995.

Douglas, M., Friedrich, F., Mortzavi, R. et Razbin, V., "Field Trials and Emission Testing of Paper De-Inking Solids (PDS)". Compte rendu de la 83<sup>e</sup> réunion annuelle de la section technique de l'Association des produits forestiers de l'Association canadienne des pâtes et papiers, p. B393 – 400 (janvier 1997).

Everaert, K. et Baeyens, J., "Correlation of PCDD/F Emissions with Operating Parameters of Municipal Solids Waste Incinerators", Journal of the Air and Waste Management Association, 55: 718 – 724 (mai 2001).

Environnement Canada, "Characterization of Organic Compounds from Selected Residential Wood Stoves and Fuels", Division de la recherche et de la mesure des émissions, Environnement Canada, rapport n° ERMD 2000-01 (décembre 2000).



EPA/600/P-98/002Aa, "The Inventory of Sources of Dioxin in the United States", External Review Draft, avril 1998.

Fangmark, I., Stromberg, B., Berge, N. et Rappe, C., "Influence of Postcombustion Temperature Profiles on the Formation of PCDDs, PCDFs, PCBzs, and PCBs in a Pilot Incinerator", *Environmental Science and Technology*, 28(4): 624 – 629 (1994).

Halonen, I., Tarhanen, J., Kopsa, T. Palonen, J., Vilokki, H. et Ruuskanen, J., "Formation of Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans in Incineration of Refuse Derived Fuel and Biosludge", *Chemosphere*, 26(10) : 1869 – 1880 (1993a).

Halonen, I., Tarhanen, J., Oksanen, J., Vilokki, H., Vartiainen, T. et Ruuskanen, J., "Formation of Organic Chlorinated Compounds in Incineration of Pulp and Paper Mill Biosludges", *Chemosphere*, 27(7) : 1253 – 1268 (1993b).

Kolenda, J., Gass, H., Jager, J. et Zeschmar-Lahr, B., "Determination of PCDD/F Emissions From Wood Burning Facilities", *Chemosphere* 29(9-11): 1927 – 1938 (1994).

LC Engineering. "Detailed Report for Test Burns of Chlorophenol Contaminated Wood Wastes at Northwood Pulp Mill, Prince George, B.C.", préparé pour Environnement Canada et le ministère de l'Environnement, province de la Colombie-Britannique (avril 1989).

Lindbauer, R., Wurst, F., Prey, T., "Combustion dioxin suppression in municipal solid waste incineration with sulphur additives", *Chemosphere*, 25 (7 – 10): 1409 - 1414 (1992).

Luthe, C.E., Karidio, I. et Uloth, V.C., "Controlling Dioxin Emissions in Coastal Power Boilers: A Status Report", *Pulp and Paper Canada*, 97(9) : T320-T326 (1996).

Luthe, C.E., Karidio, I. et Uloth, V.C., "Dioxins Formation in Salt-laden Power Boilers: a Mass Balance", *Chemosphere*, 36(2): 231-250 (1998).

Luthe, C.E., Strang, A., Uloth, V.C., Karidio, I., Prescott, B. et Wearing, J., "Sulphur Addition to Control Dioxins Formation in Salt-Laden Power Boilers", *Pulp and Paper Canada*, 99(11): T391-T395 (1998b).

Maatila, H., Virtanen, T., Vartiainen, T. et Ruuskanen, J., "Emissions of Polychlorinated Dibenzo-P-Dioxins and Dibenzofurans in Flue Gas from Co-Combustion of Mixed Plastics with Coal and Bark", *Chemosphere*, 25(11): 1599 – 1609 (1992).

Nakao, T., Aozasa, O., Ohta, S. et Miyata, H., "Formation of dioxin analogs by open-air incineration of waste wood and by fire of buildings and houses concerning Hanshin Great earthquake in Japan", *Chemosphere*, 46:429 – 437 (2002).

NCASI (National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement), "NCASI summary of PCDD/F emission from wood residue and black liquor combustion. Attachment 2 to comments submitted on January 13, 1995, to EPA's Office of Health and Environmental Assessment concerning the draft document entitled "Estimating Exposure to Dioxin-Like Compounds".

- Oehme, M. et Mueller, M., "Levels and Congener Patterns of Polychlorinated Dibenzo-P-Dioxins and Dibenzofurans in Solid Residues from Wood-fired Boilers. Influence of Combustion Conditions and Fuel Type", *Chemosphere*, 30 (8) : 1527 – 1539 (1995).
- Pandompatam, B., Kumar, Y., Guo, I. et Liem, A. J., "Comparison of PCDD and PCDF Emissions from Hog Fuel Boilers and Hospital waste Incinerators", *Chemosphere*, 34(5 – 7): 1065 – 1073 (1997).
- Pinkerton, J. "Differences in the Reporting of Persistent Bioaccumulative Toxics Under the TRI and NPRI Programs", NCASI National Meeting, Charlotte, NC (2001).
- Santoleri, J., "Chlorine vs. Dioxins – Control Methods to Minimize Emissions", Proceedings of the 17<sup>th</sup> Biennial Waste Processing Conference, ASME (1996).
- Schatowitz, B., Brandt, G., Gafner, F., Schlumpf, E., Buhler, R., Hasler, P. et Nussbaumer, T., "Dioxin Emissions from Wood Combustion", *Chemosphere*, 29 (9-11): 2005 – 2013 (1994).
- Stanmore, B. R. et Clunies-Ross, C., "An Empirical Model for the De Novo Formation of PCDD/F in Medical Waste Incinerators", *Environmental Science and Technology*, 34(21): 4538 – 4544 (2000).
- Takehita, R., Akimoto, Y. et Nito, S., "Relationship Between the Formation of Polychlorinated-P-Dioxins and Dibenzofurans and the Control of Combustion, Hydrogen Chloride Level in Flue Gas and Gas Temperature in a Municipal Waste Incinerator", *Chemosphere*, 24(5) ; 589 – 598 (1992).
- Uloth, V., "Facteurs d'émission pour les dioxines et les furannes produits par combustion dans les usines de pâtes et papiers", préparé pour Environnement Canada (mars 2002).
- Umweltbundesamt, "Determination of requirements to limit emissions of dioxins and furans". Report from the Working Group of the Subcommittee on Air/Technology of the Federal Government/Federal States Immission Control Committee. Berlin, Allemagne (1996).
- Valttila, O., "Combustion of Biosludge" in the Leikki Combustion research Program Technical Review, 1988 – 1992. Abo Akademi. (1993).
- Vesterinen, R. et Flyktman, M., "organic Emissions from Co-Combustion of RDF with Wood Chips and Milled Peat in a Bubbling Fluid Bed Boiler", *Chemosphere*, 32(4): 681 – 689 (1996).
- Wunsch, P., Leichsenring, S., Schramm, K-W. et Kettrup, A., "Temperature Dependence of PCDD/F Formation in Boiler Ash", *Chemosphere*, 29(6) ; 1235 – 1243 (1994).
- Zimmerman, R., Blumenstock, M., Heger, H., Schramm, K. et Kettrup, A., "Emission of Nonchlorinated and Chlorinated Aromatics in the Flue Gas of Incineration Plants During and After Disturbances of Combustion Conditions: Delayed Emission Effects", *Environmental Science and Technology*, 35: 1019 – 1030 (2001).

Pour obtenir les appendices de A à F, il vous suffit de contacter le bureau régional de l'INRP le plus près de chez vous.