UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES DU RECYCLAGE ET DE LA VALORISATION ÉNERGÉTIQUE DU BOIS TRAITÉ

CATHERINE GOYER
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 1998

©Catherine Goyer, 1998.

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Acquisitions and Bibliographic Services
Acquisitions et services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-38683-X

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION DES INCIDENCES
ENVIRONNEMENTALES DU RECYCLAGE ET
DE LA VALORISATION ÉNERGÉTIQUE
DU BOIS TRAITÉ

présenté par : GOYER Catherine
en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. DELISLE Claude, Ph.D., président
M. BRIÈRE François G., M.E., membre et directeur de recherche
M. HAUSLER Robert, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma gratitude à mon directeur de recherche, monsieur François G. Brière pour l'aide et le support tout au long de ma maîtrise. Je tiens à souligner l'importante contribution de messieurs Marc Duchesne et de Robert Hausler qui ont toujours été disponibles, accueillants et encourageants. Je désire également souligner l'aide et la participation de monsieur Claude Delisle. Je remercie chaleureusement mes confrères et consoeurs de la *STEPPE-UQAM* pour leur soutien.

Cette recherche a été rendue possible grâce au regroupement des milieux industriel et universitaire dans le but de vérifier les possibilités de recycler et de valoriser le bois traité. Les participants à ce projet, André Auger et Pierre Beaulieu de *Ciment S-Laurent*, René Rheault et Michel Landry de *Les Poteaux LPB inc.*, Louise Millette et Marc Lapointe de *Bell Canada*, Gilbert Beaulieu d'*Hydro-Québec*, Richard Masterton du *Canadien National*, André Lapalme du *Chemin de fer Canadien Pacifique*, Jean Lapointe d'*Environnment Canada* et Ève Bélanger du *MEF*, ont gentiment accepté la réalisation de ce projet de maîtrise. À vous tous, merci pour cette aventure.

À toutes les autres personnes qui ont contribué de près ou de loin à ce projet : merci.

Le plus grand des mercis va sans contredit à ma famille : merci de votre confiance et de vos encouragements.

RÉSUMÉ

En 1997, plus de 20 000 tonnes de bois traité d'usage industriel a été éliminé dans des sites d'enfouissement. Ce bois, traité avec du pentachlorophénol (PCP), de la créosote ou de l'arséniate de cuivre chromaté (ACC), requiert une attention particulière lors de son élimination afin de minimiser la dispersion des contaminants dans l'environnement. Dans une optique de développement durable, le recyclage et la valorisation énergétique en cimenterie s'inscrivent comme des alternatives à l'enfouissement pour la gestion de cette matière. Ces deux activités sont de nouvelles avenues pour lesquelles aucune étude environnementale n'avait été réalisée. Des essais de recyclage qui consistaient à transformer en madriers de dimensions commercialisables les poteaux traités retirés des réseaux de télécommunication et de distribution d'électricité, et des essais de valorisation énergétique, en utilisant les traverses de chemins de fer et les résidus de recyclage comme combustible de remplacement au charbon dans une cimenterie, ont été entrepris en 1996.

Le but de ce projet de maîtrise est de tenter d'évaluer si ces deux nouveaux modes de gestion du bois traité entraînent des incidences sur l'environnement et d'étudier plus particulièrement le sort des dioxines et des furannes dans chacun des procédés.

Un total de trois journées complètes de sciage de poteaux de bois traité ont été réalisées et une autre journée a été allouée au sciage de bois non traité afin de servir de témoin pour l'interprétation des résultats. Durant les essais, des échantillons de poteaux, de sciures produites et d'émissions générées ont été prélevés pour fin d'analyse.

Dans le cas de la valorisation énergétique, les essais se sont déroulés pour deux conditions extrêmes d'opération du four à ciment. Cinq essais ont été entrepris pour chacune des conditions, dont un témoin effectué avec les combustibles usuels de la cimenterie et les autres avec une alimentation en bois traité, à raison de 2,84 tonnes par heure. Les intrants et les extrants du procédé ont été prélevés en vue d'être analysés.

Les essais de recyclage ont permis de constater que le sciage du bois traité a une certaine influence sur la qualité des émissions atmosphériques puisque les concentrations des différents contaminants ont pour la plupart augmenté légèrement par rapport aux concentrations obtenues lors du sciage du bois non traité. Les conditions d'échantillonnage expliquent une bonne partie de ces résultats puisque toutes les poussières et tous les gaz dégagés par le sciage du bois ont été prélevés et aucun dépoussiéreur n'était employé. D'ailleurs, la concentration en particules dans les émissions lors des essais de bois traité est inférieure à celle de l'essai témoin, mais elle excède le Règlement sur la qualité de l'air ambiant, suggérant ainsi l'utilisation d'un dépoussiéreur à la sortie des émissions de la scierie. Ce dépoussiéreur limiterait également l'émission des contaminants dans l'atmosphère, ce qui diminuerait l'écart entre les deux types d'essais. D'autre part, une comparaison avec le Règlement 90 de la CUM a permis de conclure que le recyclage du bois traité, même sans dépoussiéreur n'entraîne pas de répercussions considérables sur l'environnement. Au niveau de la qualité de l'air du milieu de travail, l'estimation réalisée semble démontrer que l'emploi d'un système d'aspiration des gaz à la scie permettrait de réduire les risques de contamination.

L'étude réalisée sur le sort des dioxines et des furannes lors du sciage du bois traité a permis de confirmer que cette activité n'entraîne ni la formation ni la destruction de ces composés. Ce phénomène s'explique par les conditions présentes, dont principalement la température qui était au maximum de 39 °C au niveau de la scie. La plus grande part des dioxines et furannes sont mesurées dans les résidus solides (sciures et croûtes) dont les furannes représentent 99 % de la masse totale. D'ailleurs, ce sont les octa-, hepta- et hexa-chlorodibenzofurannes qui ont été retrouvés en plus grande concentration dans les résidus solides. Dans les émissions atmosphériques, les octa- et hepta-chlorodibenzofurannes et l'octa-chlorodibenzodioxine sont les congénères présentant les masses les plus importantes. La molécule reconnue comme la plus toxique, la 2,3,7,8TCDD fait partie du groupe de congénères ayant été mesurée en plus faible concentration dans les émissions.

Le recyclage de tous les poteaux éliminés par les services publics et les réseaux ferroviaires au Québec en 1997 aurait émis 0,05 kg de dioxines et furannes ou 0,6 g-FET (facteur d'équivalence toxique) dans l'environnement. En tenant compte d'une certaine dispersion des dioxines et furannes dans l'air ambiant, leur concentration suite au recyclage semble relativement élevée comparée à celles mesurées dans l'air ambiant canadien et à la masse quotidienne acceptable pouvant être inhalée par un homme se situant au point d'impact. Toutefois, l'emploi d'un dépoussiéreur à la scierie rendrait négligeable les concentrations rejetées dans l'environnement.

Les essais réalisés à la cimenterie ont permis de constater que l'utilisation du bois traité comme combustible de remplacement avait une influence mineure sur la plupart des composés mesurés dans les extrants. Au niveau des émissions atmosphériques, une augmentation des concentrations en PCP, en dioxines et furannes et en chlore gazeux a été observée. Les différentes concentrations enregistrées dans les émissions sont toutes amplement inférieures aux valeurs du Règlement sur la qualité de l'air ambiant ainsi qu'aux lignes directrices du CCME. De plus, les efficacités d'enlèvement et de destruction ont démontrées que le four possède les capacités pour détruire les composés organiques.

Les conditions présentes dans le four à ciment ont permis de détruire la majeure partie des dioxines et des furannes introduites dans le procédé et de limiter leur formation. En fait, 99,9567 % en équivalent de toxicité et 99,9899 % en masse totale a été enlevé ou détruit. Néanmoins, la quantité totale émise lorsque du bois traité est employé comme combustible de remplacement a été multiplié par un facteur de 7,5 par rapport au témoin. Cette différence est attribuable aux modifications des intrants puisque les conditions d'opération du four sont demeurées inchangées durant tous les essais. La variation des concentrations dans les intrants peut avoir favorisé la formation de dioxines et de furannes, ou peut avoir inhibé une partie de leur destruction. Mentionnons l'augmentation de la concentration de certains précurseurs (dont le chlore et le PCP), des dioxines et furannes, de catalyseurs (dont le cuivre) et de la quantité de matière organique. Globalement, les dioxines et furannes ont

tendance à se retrouver principalement dans les émissions atmosphériques où les dioxines en composent 90 % de la masse. Les principaux groupes de congénères dans les émissions sont d'ailleurs les octa- et les hepta-chlorodibenzodioxines. La molécule 2,3,7,8TCDD, considérée comme la plus toxique, fait partie du groupe ayant été mesuré en plus faible concentration. Comparativement au témoin, ce sont les congénères les moins toxiques qui présentent les masses les plus importantes dans les émissions suite à la valorisation du bois traité. D'ailleurs, en équivalent de toxicité, la masse dans les émissions avec bois traité a un peu plus que doublé comparativement à celle du témoin alors qu'elle était 7,5 fois plus élevée en considérant la masse totale des dioxines et des furannes.

Si les quatre fours de la cimenterie étaient alimentés en continu avec du bois traité et fonctionnaient dans les conditions d'essais, 0,6 kg de dioxines et furannes totaux, soit 0,8 g-FET seraient émis annuellement dans l'environnement. Cette masse, dispersée dans l'air ambiant, est près de quatre fois inférieure à la limite supérieure enregistrée dans l'air ambiant canadien et 35 fois inférieure à la concentration quotidienne acceptable pour un homme respirant la concentration au point d'impact.

L'étude des différentes alternatives pour l'élimination du bois traité a révélé que deux modes de gestion sont particulièrement intéressants : le recyclage suivi de la valorisation qui émet dans l'environnement 1,04 mg de dioxines et de furannes par tonne de bois traité et la valorisation de tous les résidus qui entraîne la dispersion de 0,94 mg de dioxines et de furannes par tonne. Le choix d'une technologie, basée sur une vision à long terme, équivaut donc soit à utiliser le plein potentiel de la ressource du bois traité, soit à diminuer la dispersion de contaminants et éviter le retour du bois traité dans l'environnement.

ABSTRACT

In 1997, more than 20 000 tons of treated wood from industrial uses were eliminated in landfill. This wood, teated with pentachlorophenol (PCP), creosote or chromated copper arseniate (CCA), need a particular care for its elimination to minimize the dispersion of contaminants in the environment. In a long terme substainement, recycling and energy recovery are alternatives to landfilling for the elimination of treated wood. Both are new activities for which environmental studies have yet to be done. Recycling tests consisting in sawing utility poles coming from the electrical and telecommunications networks in reusable beams were conducted in 1996 as were energy recovery tests using the residues of the recycling and railroad ties as replacement fuel in a cement plant.

The goal of this master's project is to evaluate the environmental feasibility of these two new management solutions for treated wood and also study the respectives fates of dioxins and furans in these two processes.

Four full days of sawing utility poles were done. One of the latter was conducted on non non treated wood in order to serve as a reference point during data analysis. During the test, utility poles, sawdust and air emissions were sampled and analysed. In the case of the energy recovery tests, two operating conditions of the kiln's were tested, and for each one, four tests using treated wood at a rate of 2.84 tons per hour and one using the usual fuels were done. All of the incomes and the outcomes were sampled and analysed.

Recycling tests indicated that the sawing of treated wood has a certain influence on air emissions quality because most of the contaminant's concentration increased slightly. Sampling conditions explain a good part of these results because the particles and gas freed during the sawing were sampled and no filter was used. However, the particle concentrations in the emissions during the treated wood tests were lower than that obtained

when sawing non treated wood. However, they were still higher thant the concentration permitted by the provincial regulation (Règlement sur la qualité de l'atmosphère, Q-2, r.20), suggesting the use of a filter for air emissions. This filter would also reduce the difference between the results of sawing treated and non treated wood. A comparison with By-law 90 from the MUC concluded that the recycling of treated wood does not have considerable impacts on the environment. The results of the evaluation of air quality at the workplace suggest the installation of a gas aspiration system near the sawing facility to minimise the risks of contamination in the workplace.

The study on the fate of the dioxins and furans during the sawing of treated wood showed that this activity does not create or destroy these compounds. These results are due to the sawing conditions, and, in particular, to the maximum temperature which was reached (39°C) during the activity. The dioxins and furans were mostly found in solid residues and in beams and were composed of furans at 99 %. The octa, hepta, and hexa-chlorodibenzofurans were the homologues found in the highest concentration in the solids residues. In the air emissions, the octa-, hepta-chlorodibenzofuranns and the octa-chlorodibenzodioxins were present in the highest concentrations. The 2.3.7.8TCDD molecule, which is recognised as the most toxic form, was in the homologue group who measured the lowest concentration in the emissions.

If all the utility poles withdrew from service in electrical and telecommunications networks would have been recycled, 0.05 kg of total dioxins and furans, or 0.6 g-TEF, would have been emitted in the environment in 1997. When considering an atmospheric dispersion, the concentration emitted from the sawing of utility poles seems to be slightly higher than the average concentration found in the Canadian environment and the daily acceptable breathing of a human at the impact point. However, the use of a filter at the sawmill would render negligible the masses emitted in the environment.

Tests realised at the cement plant showed that the use of treated wood as replacement fuel has a minor influence on most of the compounds measured in the outcomes. In air emissions, an increase of PCP, dioxins, furans, and chlorine in the gas phase were noticed. The air emissions conform to all the parameters regulated by the CCME and the provincial law (Règlement sur la qualité de l'atmosphère, Q-2, r.20). Also, the removal and destruction efficiency (RDE) criterion concluded that the cement kiln has the capacity to destroy organic compounds.

Conditions present in the cement kiln are capable of destroying most of the dioxins and furans as well as limit their production. In fact, the RDE was 99.9567 % when considering the toxicity equivalent and 99.9899 % for the total mass. However, the total mass emitted when treated wood was used as a fuel was 7.5 times higher when compared to the reference test. This difference is due to the modification of the incomes because the operating conditions were the same for all the tests. Concentration variations in the incomes may have helped to increase dioxin and furans formation, or inhibit a part of their destruction, and this may be due to an increase in precursors increase, such as chlorine, PCP, dioxins and furans, or an increase in catalysts, such as copper, or the increase of organic matter. Overall, dioxins and furans tended to accumulate mostly in the air emissions, where dioxins represent 90 % of the total mass. The main homologues in the air emissions were the octa and the hepta-chlorodibenzodioxins and the 2.3.7.8TCDD, the molecule considered to be the more toxic, is in the lower concentration group. In fact, the less toxic homologues present the higher masses, so compared to the reference test, the mass of dioxins and furans is only two times greater instead of 7.5 times when considering the total mass.

If all of the four kilns at the cement plant would use treated wood as fuel, 0.06 kg of total dioxins and furans or 0.8 g-TEF would be emitted each year in the environment. This mass, scattered in the air is near four times lower that the higher limits found in the Canadian air and 35 times lower then the daily acceptable concentration that could be breathed by a man at the impact point.

The interactive evaluation of the management solution for treated wood, based on the case of dioxins and furans, show that two technologies are interesting : the recycling followed by energy recovery which emits 1.04 mg of dioxins and furans per ton of treated wood in the environment or the energy recovery of all residues which scatters 0.94 mg of dioxins and furans per ton. In fact, the choice of an elimination technology, based on a long term vision, is to advocate the useful life of a natural resource or the maximum reduction of contaminants scattered and the elimination of a certain quantity of the treated wood from the environment.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS iv
RÉSUMÉ v
ABSTRACT ix
TABLE DES MATIÈRES xiii
LISTE DES TABLEAUX xvi
LISTE DES FIGURES xix
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS xx
LISTE DES ANNEXES xxii
GLOSSAIRE xxiii
INTRODUCTION 1
CHAPITRE 1 : REVUE DE LA LITTÉRATURE 3
1.1 BOIS TRAITÉ 3
1.1.1 Bois traité au pentachlorophénol (PCP) 3
1.1.2 Bois traité à la créosote 5
1.1.3 Bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC) 6
1.1.4 Modes actuels de gestion du bois traité 6
1.2 RECYCLAGE DU BOIS TRAITÉ 7
1.3 VALORISATION ÉNERGÉTIQUE EN CIMENTERIE 9
1.3.1 Incinération du bois traité 9
1.3.2 Essais de valorisation énergétique des résidus 11
1.4 LES DIOXINES ET LES FURANNES 15
1.4.1 Généralités 15
1.4.2 Propriétés 16
1.4.3 Toxicité 18
1.4.4 Sources 22
1.4.5 Mécanismes de formation dans les procédés de combustion 26
1.4.6 Incinération du bois traité au PCP 28

1.5 SYNTHÈSE 30
CHAPITRE 2 : MÉTHODOLOGIE 32
2.1 PROVENANCE DU BOIS TRAITÉ 32
2.2 ESSAIS DE RECYCLAGE 32
2.2.1 Conditions expérimentales 32
2.2.2 Échantillons prélevés et paramètres analysés 35
2.3 ESSAIS DE VALORISATION ÉNERGÉTIQUE 39
2.3.1 Conditions expérimentales 39
2.3.2 Équipements de la cimenterie 42
2.3.3 Échantillons prélevés et paramètres analysés 43
CHAPITRE 3 : RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX 51
3.1 GÉNÉRALITÉS 51
3.2 ÉVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES EN FONCTION DES ESSAIS TÉMOINS 51
3.2.1 Recyclage 52
3.2.1.1 Données de production 52
3.2.1.2 Résidus solides 53
3.2.1.3 Émissions atmosphériques 55
3.2.1.4 Synthèse 58
3.2.2 Valorisation énergétique en cimenterie 59
3.2.2.1 Données de production 59
3.2.2.2 Intrants 59
3.2.2.3 Extrants autres que les émissions atmosphériques . . 63
3.2.2.4 Émissions atmosphériques 66
3.2.2.5 Synthèse 70
CHAPITRE 4 : DISCUSSION 71
4.1 GÉNÉRALITÉS 71
4.2 ÉVALUATION DES INCIDENCES EN REGARD DU RESPECT DES RÈGLEMENTS 72

4.2.1 Recyclage 72
4.2.1.1 Résidus solides 72
4.2.1.2 Émissions atmosphériques 72
4.2.2 Valorisation énergétique en cimenterie 77
4.2.2.1 Poussières du four 77
4.2.2.2 Émissions atmosphériques 79
4.3 SORT DES DIOXINES ET FURANNES DANS LES PROCÉDÉS 80
4.3.1 Recyclage 81
4.3.1.1 Masse totale de dioxines et de furannes 81
4.3.1.2 Proportion de dioxines et de furannes 83
4.3.1.3 Congénères et groupes de congénères 85
4.3.2 Valorisation énergétique 92
4.3.2.1 Masse totale de dioxines et de furannes 92
4.3.2.2 Proportion de dioxines et de furannes 96
4.3.2.3 Congénères et groupes de congénères 97
4.4 ESTIMATION DE LA MASSE DE DIOXINES ET DE FURANNES ÉMISE DANS L'ENVIRONNEMENT 102
4.4.1 Masse totale de dioxines et de furannes émise dans l'environnement 102
4.4.2 Concentrations de dioxines et de furannes au point d'impact 106
4.5 ÉVALUATION INTERACTIVE DES MODES D'ÉLIMINATION DU BOIS TRAITÉ 110
4.6 ASPECTS TECHNIQUES ET ÉCONOMIQUES 115
CONCLUSIONS 118
BIBLIOGRAPHIE 122
ANNEXES 134

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Concentrations de dioxines et de furannes dans la solution de PCP 4
Tableau 1.2 : Concentrations de dioxines et de furannes dans du bois traité avec 4,5 % de PCP 5
Tableau 1.3 : Nombre d'isomères pour chacun des congénères des dioxines et des furannes 16
Tableau 1.4 : Propriétés des dioxines 18
Tableau 1.5 : Facteurs de pondération pour la détermination du facteur d'équivalence toxique (FET) 19
Tableau 1.6 : Doses létales (DL_{50}) pour la 2,3,7,8TCDD chez certaines espèces 20
Tableau 1.7 : Concentration en dioxines et en furannes dans les aliments 25
Tableau 2.1 : Équipements employés lors des essais de sciage 34
Tableau 2.2 : Méthodes d'échantillonnage et volumes prélevés 36
Tableau 2.3 : Nombre d'analyses effectuées par paramètres 37
Tableau 2.4 : Méthodes d'analyse des échantillons solides 38
Tableau 2.5 : Méthodes d'analyse des émissions atmosphériques 39
Tableau 2.6 : Horaire du déroulement des essais 40
Tableau 2.7 : Méthodes d'échantillonnage et volumes prélevés 44
Tableau 2.8 : Nombre d'analyses effectuées par paramètres pour les intrants et les extrants autres que les émissions atmosphériques 45
Tableau 2.9 : Nombre d'analyses effectuées par paramètre pour les émissions atmosphériques 46
Tableau 2.10 : Méthodes d'analyse des échantillons de bois, de charbon, d'huiles, de cru, de clinker et de poussières 47
Tableau 2.11 : Méthodes d'analyse des émissions atmosphériques 49

Tableau 2.12 : Méthodes d'analyse de l'eau 50
Tableau 3.1 : Détail des productions journalières 53
Tableau 3.2 : Températures moyennes enregistrées durant le sciage 53
Tableau 3.3 : Composés organiques dans les échantillons solides, recyclage . . 54
Tableau 3.4 : Composés inorganiques dans les échantillons solides, recyclage 55
Tableau 3.5 : Composés organiques dans les émissions atmosphériques, recyclage 56
Tableau 3.6 : Métaux dans les émissions atmosphériques, recyclage 57
Tableau 3.7 : Particules et autres composés inorganiques dans les émissions atmosphériques, recyclage 58
Tableau 3.8 : Débit des intrants et des extrants dans le four à ciment 59
Tableau 3.9 : Composés organiques dans les intrants, valorisation 60
Tableau 3.10 : Composés inorganiques dans les intrants, valorisation 62
Tableau 3.11 : Données complémentaires dans les intrants, valorisation 63
Tableau 3.12 : Apport énergétique des combustibles 63
Tableau 3.13 : Composés organiques dans les extrants autres que les émissions atmosphériques, valorisation 64
Tableau 3.14 : Composés inorganiques dans les extrants autres que les émissions atmosphériques, valorisation 65
Tableau 3.15 : Composés organiques dans les émissions atmosphériques, valorisation 66
Tableau 3.16 : Métaux dans les émissions atmosphériques, valorisation 69
Tableau 3.17 : Particules et autres composés inorganiques dans les émissions atmosphériques, valorisation 69
Tableau 4.1 : Comparaison des émissions atmosphériques avec les valeurs maximales du Règlement 90 de la CUM 75
Tableau 4.2 : Concentrations des contaminants dans l'air du milieu de travail 76
Tableau 4.3 : Résultats de lixiviation des poussières du précipitateurs 78

Tableau 4.4 : Concentrations de métaux dans les poussières 78
Tableau 4.5 : Émissions atmosphériques en regard des valeurs du Règlement sur la qualité de l'air ambiant 79
Tableau 4.6 : Émissions atmosphériques en regard des critères du CCME . . . 79
Tableau 4.7 : Efficacités d'enlèvement et de destruction 80
Tableau 4.8 : Masse des congénères dans les échantillons 91
Tableau 4.9 : Masse des congénères dans les échantillons 101
Tableau 4.10 : Masse de dioxines et de furannes émise dans l'environnement 104
Tableau 4.11 : Activités entraînant l'émission de dioxines et de furannes 105
Tableau 4.12 : Concentrations de dioxines et de furannes au point d'impact selon le modèle gaussien 107
Tableau 4.13 : Masse de dioxines et de furannes dans les résidus à gérer par activités 111
Tableau 4.14 : Masse de dioxines et de furannes émise dans l'environnement par les différents modes de gestion 113
Tableau 4.15 : Coût pour le recyclage et la valorisation énergétique du bois traité 117

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Schéma des molécules de base de la dioxine et du furanne 16

Figure 1.2 : Cas sévère de chloracné 21

Figure 2.1 : Schéma de la scierie 34

Figure 2.2 : Vue en plan de la cimenterie 43

Figure 4.1 : Masse totale de dioxines et de furannes 82

Figure 4.2 : Pourcentage de dioxines et de furannes dans les échantillons .. 84

Figure 4.3 : Masse de chacun des congénères dans les poteaux 85

Figure 4.4 : Masse de chacun des congénères dans les résidus solides 88

Figure 4.5 : Masse de chacun des congénères dans les émissions atmosphériques 90

Figure 4.6 : Masse totale de dioxines et de furannes dans les extrants 93

Figure 4.7 : Proportion de dioxines et de furannes dans le échantillons 96

Figure 4.8 : Masse de chacun des congénères dans les émissions atmosphériques 97

Figure 4.9 : Masse de chacun des congénères dans les poussières 100

Figure 4.10 : Comparaison des concentrations émises par le recyclage et la valorisation énergétique du bois traité avec celles mesurées dans l'environnement canadien 109

Figure 4.11 : Comparaison des masses de dioxines et de furannes inhalées quotidiennement par un homme respirant l'air au point d'impact avec celle qui est acceptable 110

Figure 4.12 : Fractions de bois dans les étapes du recyclage et de la valorisation 112

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

< :	valeur sous la limite de détection de la méthode analytique employée
3RV :	réduction à la source, réemploi, recyclage, valorisation énergétique
ACC :	arseniate de cuivre chromaté
ASTM :	Association for Standards Testing Materials
BPC :	biphénylpolychlorés
CCME :	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDD :	chloro-dibenzo-para-dioxine
CUM :	Communauté Urbaine de Montréal
COSV :	composé organique semi-volatil
COV :	composé organique volatil
Dioxine :	chloro-dibenzo-para-dioxine
DL_{50} :	dose létale 50
EED :	efficacité d'enlèvement et de destruction
EPA :	Environmental Protection Agency
FET :	facteur d'équivalence toxique
Furanne :	chloro-dibenzo-furanne
Hepta-dioxine :	hepta-chloro-dibenzo-para-dioxine
Hepta-furanne :	hepta-chloro-dibenzo-furanne
Hexa-dioxine :	hexa-chloro-dibenzo-para-dioxine
Hexa-furanne :	hexa-chloro-dibenzo-furanne
MEF :	Ministère de l'environnement et de la faune du Québec
Nm^3 :	un mètre cube de gaz dans les conditions normalisées : 101,3 kPa et 25 °C
Octa-dioxine :	octa-chloro-dibenzo-para-dioxine
Octa-furanne :	octa-chloro-dibenzo-furanne
PCDD :	polychloro-dibenzo-para-dioxines
PCDF :	polychloro-dibenzo-furanne

Penta-dioxine :	penta-chloro-dibenzo-para-dioxine
Penta-furanne :	penta-chloro-dibenzo-furanne
PCP :	pentachlorophénol
pmp :	pieds mesure de planche (2,54 cm x 30,48 cm x 30,48 cm)
TCDD :	tétra-chloro-dibenzo-para-dioxine
Tétra-dioxine :	tétra-chloro-dibenzo-para-dioxine
Tétra-furanne :	tétra-chloro-dibenzo-furanne
TRI :	taux de rendement interne

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Liste des congénères de dioxines et de furannes 135

Annexe B : Reportage photographique des essais de recyclage 137

Annexe C : Détails des caractéristiques des trains d'échantillonnage 141

Annexe D : Reportage photographique des essais de valorisation 143

Annexe E : Résultats détaillés du recyclage 146

Annexe F : Caractéristiques d'échantillonnage des émissions, recyclage .. 151

Annexe G : Résultats détaillés de la valorisation 153

Annexe H : Composition moyenne des pneus 167

Annexe I : Détails des valeurs calorifiques 169

Annexe J : Données relatives à la production de l'échantillonnage 171

Annexe K : Calculs pour bilans de masse 173

Annexe L : Calculs des masses de dioxines et de furannes émises dans l'environnement 175

Annexe M : Calculs des concentrations au point d'impact 178

Annexe N : Calculs des masses inhalées par l'homme 181

GLOSSAIRE

Air secondaire : Air chaud récupéré lors du refroidissement du clinker et retourné dans le four à ciment.

Amendement : Matière incorporée à un sol pour en améliorer les qualités physiques, en atténuer les défauts et le rendre plus productif.

Chlore gazeux : Chlore passant au travers d'un filtre de porosité égale à 0,3 µm.

Cru : Mélange de matières premières employées pour fabriquer le clinker.

Démétalliser : Enlever les clous, boulons et autres pièces de métal pouvant se trouver dans un poteau ou une traverse de chemin de fer en bois traité.

Métaux gazeux : Métaux passant au travers d'un filtre de porosité égale à 0,3 µm.

Point d'impact : Endroit, au niveau du sol, où la concentration est maximale en considérant une dispersion des contaminants dans l'air ambiant.

Tuyère : Conduite munie d'une flamme servant à introduire les combustibles dans le four de la cimenterie.

INTRODUCTION

L'expansion industrielle de la société est à l'origine de différents problèmes environnementaux. Dans le but de les contrôler et de les résoudre à long terme, les gouvernements et les groupes environnementaux ont mis de l'avant des principes de gestion axés sur la prévention et le potentiel économique des résidus. La politique élaborée par le gouvernement du Québec propose des principes privilégiant, par ordre de priorité, la réduction à la source, la réutilisation, le recyclage et la valorisation énergétique qui sont représentés par le sigle 3RV. Cette approche considère les résidus comme une ressource plutôt que comme un déchet. Les différents projets qui respectent les principes des 3RV s'inscrivent dans un cadre de développement durable.

Le bois traité est une matière première pour les réseaux de télécommunications, de distribution d'électricité et de transport ferroviaire, dont le mode d'élimination est actuellement limité à l'enfouissement. La réutilisation est souvent employée par les propriétaires de ce matériau, mais les masses qui doivent être éliminées demeurent importantes et le bois traité a des caractéristiques avantageuses pour son recyclage et sa valorisation énergétique.

La problématique entourant le bois traité réside dans le fait que des agents de préservation résistants à la dégradation naturelle sont employés pour augmenter la durée de vie du bois. Ces produits toxiques entraînent des problèmes lors de l'élimination finale de ce bois. Au Québec, trois principaux agents de préservation sont utilisés pour le traitement du bois d'usage industriel, soit le pentachlorophénol (PCP), la créosote et l'arséniate de cuivre chromaté (ACC). Ces agents de préservation sont présent dans le bois traité en diverses concentrations et entraînent aussi avec eux la présence de différents contaminants.

Selon la littérature colligée, le recyclage du bois traité en madriers est une pratique déjà en cours. Toutefois, aucune étude n'a été réalisée afin de vérifier si cette activité entraîne des incidences majeures sur l'environnement. Selon les instigateurs des programmes recensés, le sciage de bois traité n'est pas une activité pouvant affecter notre milieu. Quant à la valorisation énergétique en cimenterie, le bois traité ne semble pas être présentement employé comme combustible de remplacement. Néanmoins, de nombreux résidus déjà utilisés, dont des huiles chlorées n'affectent pas la qualité des émissions. De tels résultats sont attribuables aux conditions spécifiques présentes dans les four à ciment, dont notamment la température, le temps de résidence, l'environnement alcalin et la présence d'oxygène, qui assurent la destruction des composés organiques.

La présente recherche vise à examiner l'incidence sur notre environnement des activités de recyclage de poteaux traités en madriers et de valorisation énergétique en cimenterie des résidus de bois traité. De plus, un accent est porté sur le sort des dioxines et des furannes dans ces procédés. Ces contaminants, reconnus comme étant très toxiques, se retrouvent dans le bois traité au PCP et peuvent se former durant la combustion.

Ce mémoire se divise en cinq sections : la revue de la littérature scientifique, la méthodologie de la recherche, la présentation des résultats expérimentaux, la discussion qui tente de répondre à l'objectif de la recherche et la conclusion.

CHAPITRE I
REVUE DE LA LITTÉRATURE

La revue de la littérature scientifique portant sur la problématique du recyclage et de la valorisation énergétique en cimenterie du bois traité est présentée ici en cinq principales sections. La première expose la problématique associée au bois traité et les principaux modes de gestion employés pour son élimination. Les deuxième et troisième sections présentent un recensement des programmes de recyclage et de valorisation énergétique en cimenterie du bois traité. La quatrième porte sur les dioxines et les furannes en abordant, entre autres, leurs différentes propriétés et leurs mécanismes de formation. Finalement, la dernière section propose une brève synthèse des sujets traités.

1.1 BOIS TRAITÉ

Au Québec, trois principaux agents de préservation sont utilisés pour le traitement du bois d'usage industriel : le pentachlorophénol (PCP), la créosote et l'arséniate de cuivre chromaté (ACC). Chacun de ces agents de préservation est présent dans le bois à diverses concentrations et entraîne aussi avec lui la présence de différents contaminants. Globalement, les traverses de chemins de fer sont traitées exclusivement à la créosote, alors que les poteaux peuvent être traités au PCP ou à l'ACC.

1.1.1 Bois traité au pentachlorophénol (PCP)

Le pentachlorophénol (PCP) est obtenu par la chloration catalytique des phénols en milieu basique chauffés à haute température. Pour le traitement du bois, une solution composée d'huile et de 5% de PCP de grade technique est utilisée (Environnement Canada, 1981, Analex, 1990) et appliquée uniquement sur l'extérieur du poteau. Cette solution de PCP technique est pure à près de 90% (Goldstein *et al.* 1977, Firestone 1972). Ainsi, la

concentration finale en PCP dans un poteau neuf est donc d'environ 5 000 mg/kg (Crosby *et al.* 1981). Les différentes impuretés présentes dans la solution de PCP employée pour traiter le bois sont les suivantes : les chrorophénols, principalement les tri et les tétrachlorophénols, les chlorobenzènes, les phénoxyphénols, les éthers biphénylpolychlorés, les cyclohexadienones chlorés, les dioxines et les furannes (Nilsson *et al.* 1977, Analex 1990, Environnement Canada 1981). D'ailleurs, à titre d'information, le tableau 1.1 présente les concentrations de dioxines et de furannes dans la solution de PCP pour certains congénères et le tableau 1.2 fournit les concentrations de ces composés mesurées dans du bois traité avec une solution contenant 4,5 % de PCP.

Tableau 1.1: Concentrations de dioxines et de furannes dans la solution de PCP

Composés	Concentrations dans la solution PCP
octachlorodibenzodioxine	1 380 mg/L
heptachlorodibenzodioxine	520 mg/L
hexachlorodibenzodioxine	8 mg/L
octachlorodibenzofuranne	260 mg/L
heptachlorodibenzofuranne	400 mg/L
hexachlorodibenzofuranne	90 mg/L
pentachlorodibenzofuranne	40 mg/L

Source: Goldstein *et al.* 1977

Les différentes concentrations de PCP et d'impuretés dans les poteaux traités varient en fonction de la qualité de la solution de PCP utilisée, du mode d'imprégnation employée, de l'essence du bois et de l'âge du poteau. Dans ce dernier cas, des études ont prouvé que le PCP contenu dans le bois traité avait tendance à lixivier et à se volatiliser (Chinkin *et al.* 1987), tout comme les dioxines et les furannes (Mukerjee *et al.* 1989, Cull et Dobbs 1984).

Tableau 1.2 : Concentrations de dioxines et de furannes dans du bois traité avec 4,5 % de PCP

Congénères	Concentrations µg/kg	Congénères	Concentrations µg/kg
mono-CDDD	1,5	mono-CDDF	2,0
di-CDD	2,0	di-CDF	2,0
tri-CDD	3,5	tri-CDF	10
tétra-CDD	1,1	tétra-CDF	18
penta-CDD	33	penta-CDF	137
Hexa-CDD	574	Hexa-CDF	1813
Hepta-CDD	256	Hepta-CDF	114
Octa-CDD	3996	Octa-CDF	711

Source : Taylor *et al.* 1983

1.1.2 Bois traité à la créosote

La créosote est définie par *l'American Wood Preservation Association* comme étant un distillat de goudron de houille obtenu par la carbonisation à haute température du charbon bitumineux, consistant principalement d'hydrocarbures aromatiques liquides et solides et renfermant des quantités appréciables d'acides et de bases de goudron. La créosote renferme donc principalement des hydrocarbures aromatiques composées à 90% de HAP et également des produits dérivés du phénol, des composés hétérocycliques azotés, hétérocycliques soufrés et hétérocycliques oxygénés. Le bois est traité à la créosote en injectant sous pression une solution de gazole composée à 30% de créosote.

Tout comme dans le cas du bois traité au PCP, les concentrations des substances mesurées dans le bois créosoté sont fonction de la qualité de la solution de créosote employée, de l'essence du bois et de l'âge du bois de la traverse de chemin de fer.

1.1.3 Bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté (ACC)

L'arséniate de cuivre chromaté (ACC), utilisé depuis les années 1970, est l'agent de préservation le plus récent. L'ACC est un mélange, comme son nom l'indique, de trois principaux métaux, soit l'oxyde d'arsenic (V), l'oxyde de cuivre (II) et l'oxyde de chrome (VI). Ces composés sont présents dans la solution en différentes concentrations. La solution utilisée pour imprégner le bois est composée de 1 à 7% (p/p) d'ACC dilué dans l'eau. Les principaux composés toxiques contenus dans l'ACC sont des métaux lourds : le cuivre, le chrome et l'arsenic.

Comme dans le cas du PCP et de la créosote, la qualité de la solution d'ACC, son mode d'imprégnation, l'essence du bois et même l'âge du bois du poteau sont des facteurs affectant les concentrations mesurées dans le bois traité.

1.1.4 Modes actuels de gestion du bois traité

Le problème de la gestion du bois traité origine des agents de préservation résistant à la biodégradation naturelle qui sont employés pour augmenter la durée de vie du bois. L'utilisation étendue du bois traité liée à son caractère toxique entraîne donc une nécessité de gérer adéquatement cette matière avant, durant et après son utilisation. Les pratiques actuellement employées pour l'élimination du bois traité sont principalement la réutilisation, le recyclage, l'enfouissement, l'incinération et la valorisation énergétique. Par ailleurs, de nouvelles techniques de décontamination du bois traité se développent à travers le monde pour tenter de régler les impacts environnementaux reliée à l'élimination du bois traité. C'est notamment le cas de la pyrolyse (Fransham *et al.* 1993), des traitements biologiques (McBain *et al.* 1995, Hu *et al.* 1994, Logan *et al.* 1994, Ryding *et al.* 1994, Kudo 1989), de l'oxydation chimique (Lee *et al.* 1992 et Kuo 1990), de l'extraction par fluide supercritique (Hossain *et al* 1991 et 1993 et Blaney *et al.* 1991 dans Ruddick et Cui 1995) et du lavage

(Gilbert *et al.* 1993). Toutefois, les méthodes énumérées sont soit encore à l'état de développement, soit techniquement laborieuses soit économiquement peu rentables, ou tout au moins peu répandues.

La réutilisation est une des pratiques courantes des gestionnaires de bois traité. Elle consiste simplement à remettre en usage les poteaux ou les traverses de chemin de fer usagés qui sont encore en bon état. Ils proviennent généralement d'un changement dans la configuration des lignes ou encore, dans le cas des poteaux, d'une augmentation de la charge à supporter. Quelques projets de recyclage ont été mis sur pied. Ils sont peu nombreux et sont discutés plus en détail à la prochaine section (1.2.1). L'enfouissement du bois traité est probablement le mode de gestion le plus répandu et cette matière doit être enfouie exclusivement dans des sites qui effectuent le captage et le traitement des lixiviats.

Finalement, les impacts environnementaux de la valorisation énergétique sont étroitement liés à ceux de l'incinération puisque ces deux pratiques ne diffèrent que par leur but, celui de l'incinération étant de réduire les résidus en cendre alors que celui de la valorisation est de produire de l'énergie à partir de résidus. Globalement, l'incinération du bois traité est une pratique acceptée presque mondialement tout en étant très réglementée. L'incinération à ciel ouvert est interdite dans presque tous les pays alors qu'un permis est généralement requis pour brûler du bois traité dans un incinérateur ou une fournaise industrielle.

Parmi les pratiques de gestion énumérées, aucune ne résout intégralement le problème de la gestion du bois traité. Le choix d'une technologie est généralement un compromis entre les facteurs économiques, environnementaux, techniques et sociaux.

1.2 RECYCLAGE DU BOIS TRAITÉ

Selon la documentation scientifique très peu de programmes de recyclage du bois traité ont été mis de l'avant. En fait, bien que les gouvernements, les associations de bois traité et les groupes environnementaux s'entendent sur la nécessité et les bienfaits du recyclage du bois

traité, les informations recueillies laissent croire, qu'à l'heure actuelle, peu d'efforts y sont consacrés. En fait, uniquement trois programmes ont été répertoriés, dont deux ont été réalisés au Canada et un aux États-Unis.

Un premier projet a été initié par la compagnie albertaine *TWT Products Inc.* Le programme développé est le plus exhaustif des programmes répertoriés jusqu'à présent. En effet, une fois arrivés au site de la *TWT Products Inc.*, les poteaux sont démétallisés, inspectés puis classés en fonction de leur état (aspect physique, niveau de détérioration). Les poteaux en excellente condition sont remis en service en ne subissant aucune modification. Les poteaux en mauvais état ne pouvant être ni réutilisés, ni recyclés, sont déchiquetés et les copeaux de bois produits sont décontaminés par thermolyse grâce à laquelle l'agent de préservation (PCP) contenu dans les copeaux est évaporé puis récupéré. Le PCP est ensuite vendu pour le traitement du bois alors que les copeaux de bois sont vendus à une cimenterie qui les utilise comme combustible dans un procédé de production d'un ciment ayant un haut taux de cendres volantes (la cimenterie a breveté ce procédé). Finalement, les poteaux abîmés en surface sont recyclés : la couche extérieure du poteau est enlevée (environ un centimètre d'épaisseur) afin d'en exposer les fibres de bois saines puis les poteaux de faibles dimensions sont sciés et vendus pour la réalisation de projets d'aménagements extérieurs, alors que les poteaux ayant toujours une dimension importante sont retraités puis réutilisés comme poteaux neufs. Les sections de bois enlevées et les sciures produites sont envoyées au procédé de thermolyse. Bien que ce programme de recyclage des poteaux traités puisse être considéré comme complet, aucune étude d'incidences environnementales n'a été présentée et ce, pour toutes les étapes du programme.

Le deuxième projet canadien de recyclage de poteaux, réalisé en Colombie-Britanique en 1994, a été développé grâce au partenariat créé entre *BC Hydro* et *BC Wood Recycling Ltd.* Le projet consiste à scier les poteaux en pièces de bois conventionnelles (5,08 cm X 10,16 cm, 10,16 cm X 10,16 cm, etc.) en supprimant les portions de bois traitées ou encore abîmées, ce qui permet de vendre les pièces de bois pour des usages sans restriction. La

problématique en Colombie-Britanique est cependant très différente de celle du Québec. En effet, à cause de la douceur du climat et de la disponibilité de cèdre, peu de poteaux sont traités par des agents de préservation.

Aux États-Unis, un programme de recyclage des poteaux est implanté dans la région de Kansas City depuis 1994. Le projet consiste simplement à scier les poteaux en pièces de bois commercialisables et les sciures produites sont recueillies puis envoyées dans un site d'enfouissement. Cependant, la *KCPL* songe à utiliser les résidus du sciage pour alimenter ses fournaises. Dans le cadre de cette étude de faisabilité, aucune évaluation des incidences environnementales n'a été réalisée. Les compagnies se sont appuyées sur le fait que la loi fédérale américaine considère que le bois traité n'est pas un déchet dangereux et que le département d'écologie de l'État de Washington, en consultation avec l'*EPA*, soutient que le bois traité est destiné à être recyclé.

1.3 VALORISATION ÉNERGÉTIQUE EN CIMENTERIE

Le bois traité ne semble pas faire partie de la panoplie de matières dangereuses ou non utilisées comme combustible de remplacement dans les fours à ciment. Néanmoins, des recherches réalisées sur l'incinération du bois traité et des études sur la valorisation en cimenterie de déchets chlorés ou sur le comportement des métaux dans le four permettent de prédire les résultats de la valorisation énergétique en cimenterie du bois traité.

1.3.1 Incinération du bois traité

Le bois traité n'étant pas, selon la littérature colligée, employé comme combustible de remplacement, cette sous-section précise l'incidence de l'incinération de ce résidus en présentant sommairement les résultats d'études sur l'incinération du bois traité.
L'inquiétude que pose l'utilisation du bois traité au PCP provient particulièrement du fait qu'il contient des dioxines et des furannes et également des précurseurs à la formation de ces

deux composés. La section 1.4.6 détaille les conséquences découlant de l'incinération de bois traité au PCP.

Lors de l'incinération du bois traité à la créosote, le problème le plus critique est l'émission de HAP qui sont déjà présents en quantité considérable dans les émissions de bois non traité. La créosote, composée en majeure partie de HAP, contribue notamment à en augmenter l'émission lors de la combustion à ciel ouvert du bois traité (Becker *et al.*, 1994).

La problématique de l'incinération du bois traité à l'arséniate de cuivre chromaté est totalement différente de l'incinération du bois traité au PCP ou à la créosote. Les émissions critiques sont celles de l'arsenic, du chrome et du cuivre et la plus grande fraction des émissions de ces métaux se retrouve sous forme particulaire. McMahon et son équipe (1986) ont étudié l'effet des changements de conditions d'incinération sur l'émission des métaux lors de l'incinération de l'ACC. L'étude a démontré que les émissions de cuivre et de chrome ne varient pas, peu importe les conditions d'opération du four. Elles sont respectivement égales à 11 % et 15 % de la quantité contenue dans le bois traité. Toutefois, dans le cas de l'arsenic, ils ont trouvé que les conditions d'incinération avaient une grande influence sur la concentration mesurée dans les émissions. Lorsque la température se situait entre 400 °C et 800 °C, 22 % de la quantité initiale d'arsenic était émise alors qu'à des températures entre 800 °C et 1000 °C les émissions ont augmenté jusqu'à 40 % et 77 % de la masse des intrants.

L'équipe de Pohlandt (1993) a, quant à elle, caractérisé les cendres produites lors de l'incinération du bois traité à l'aide d'agents de préservation inorganiques dont l'ACC. Trois types de cendres ont été étudiées, soit les cendres de fournaise, de chaudière et les cendres volantes. La plus grande concentration d'arsenic se retrouve dans les cendres volantes et a tendance à lixivier. Le chrome et le cuivre ne sont pas très volatiles, ils se retrouvent donc principalement dans les cendres de fournaise. Le chrome apparaît en concentration 100 fois

plus élevée dans les cendres de fournaise que dans les cendres volantes et le cuivre en concentration de 10 à 100 fois plus élevée. Une fois lixiviée, la concentration de chrome atteint 1000 mg/L alors que la concentration de cuivre est sous la limite de détection.

1.3.2 Essais de valorisation énergétique des résidus

Les différentes conditions dans un four à ciment offrent de nombreux avantages pour la destruction sécuritaire des résidus. Les températures élevées constituent un facteur dominant qui combinées à la longue période de rétention des gaz, permettent la destruction complète de presque tous les composés organiques (Mckendry-Smith 1989, Jones et Herat 1994, Anonyme 1988, Nisbet 1990, Sarofim *et al.* 1994). Selon l'*EPA*, pour que cette dégradation se réalise, les substances doivent se trouver dans un milieu enrichi en oxygène et soumises à une température supérieure à 980 °C pendant deux secondes (Morton 1993). L'environnement alcalin du four offre aussi un avantage significatif puisqu'il a tendance à immobiliser certains gaz de combustion dans le clinker ou les poussières (Nisbet 1990, Karstensen 1994, Jones *et al.* 1994, Anonyme 1988). En plus, la grande stabilité de température des fours maintient un niveau élevé de performances du procédé. Enfin, la valorisation des résidus dans les fours à ciment produit peu de sous-produits. Les poussières sont les seuls résidus solides dont il faut disposer et elles peuvent être utilisées pour l'épandage agricole.

La valorisation énergétique de résidus chlorés dans les fours à ciment mène ultimement à la formation de CO_2, H_2O, Cl_2 et HCl. Parmi ces composés, l'acide chlorhydrique peut s'avérer inquiétant puisqu'il contribue à la formation des pluies acides lorsqu'il est émis dans l'atmosphère. Toutefois, le HCl produit dans le four à ciment est oxydé par le calcium, le potassium ou le sodium pour former des sels alcalins (chlorures de calcium, de potassium ou de sodium) qui sont de fines particules ayant une résistance électro-magnétique différente des particules normalement émises par un four (Mckendry-Smith 1989, Weitzman 1983, Jones *et al.* 1994, Lauber 1982, Karstensen 1994). D'ailleurs, Jones *et al.* (1994) ont évalué que

95 % à 99 % du chlore entrant dans le four était retenu par les particules. Cette évaluation est confirmée par Peters *et al* (1984) ainsi que par Lauber (1982) qui ont observé qu'environ 99,7 % du HCl formé lors de la combustion de résidus chlorés avait été adsorbé. L'utilisation de résidus chlorés entraîne une augmentation de la production de particules dans le four, mais la quantité de particules émises dans l'atmosphère ne sera pas nécessairement supérieure. En effet, les filtres à manches ne sont pas affectés par le changement de résistance électromagnétique des particules (Peters *et al.* 1984, Jones *et al.* 1994) et les précipitateurs électrostatiques, plus sensibles à ce changement de résistance, peuvent être ajustés aux nouvelles caractéristiques des particules et ainsi maintenir les mêmes performances (Mckendry-Smith 1989, Weitzman 1983, Jones *et al.* 1994).

Dans l'ensemble, d'après les essais de Jones *et al.* (1994), Weitzman (1983) et Peters *et al.* (1984) portant sur la valorisation des mélanges de substances chlorées dans des fours à ciment, aucune combustion incomplète de composés n'a été détectée. Ahling (1979) a toutefois décelé, par chromatographie gazeuse, dans un essai utilisant des résidus contenant des chlorophénols et des acides phénoxychlorés, de très petites quantités d'hepta et d'octa-dioxines ainsi que d'octa-furanne. Les concentrations étaient cependant trop faibles pour être quantifiées précisément. Ahling (1979) a aussi valorisé des résidus contenant des composés aliphatiques chlorés ou aromatiques chlorés et dans ces deux cas, aucune trace de contaminant n'a été détectée. L'efficacité d'enlèvement et de destruction de résidus aliphatiques chlorés atteint 99,995 % à 99,9998 % et ces résultats sont confirmés par Lauber (1982). Enfin, Peters *et al.* (1984) n'ont pas détecté de dioxines ou de furannes, mais ils ont observé une augmentation de la concentration de dioxyde de soufre, d'hydrocarbone total et de chlorure d'hydrogène et une diminution des dioxydes d'azote. Ils croient cependant que la concentration de dioxyde de soufre n'aurait pas augmenté si l'environnement du four avait été plus basique.

Un rapport préparé par *The Hazardous Waste Consultant* (Salthammer *et al.* 1995) présente une étude sur les émissions de dioxines et de furannes. La présence de ces composés dans

les émissions s'explique selon trois hypothèses. Premièrement, les dioxines et les furannes présentes dans les intrants peuvent ressortir intactes du four; deuxièmement, la présence de précurseurs dans les intrants peut mener à la formation des dioxines et des furannes et troisièmement, il peut y avoir une formation catalytique de dioxines et de furannes à partir de matériaux organiques et inorganiques se retrouvant dans les intrants. Globalement, les auteurs et le groupe de recherche de Sarofim *et al.* (1994) ont observé que l'émission des dioxines et des furannes est fonction des conditions d'opération du four à ciment, bien qu'il ne soit pas possible de connaître la source exacte de ces dioxines et de ces furannes. Différentes corrélations entre la présence de certains composés et celle des dioxines et des furannes ont été établies. Par exemple, l'émission élevée de monoxyde de carbone et la présence d'une grande quantité de particules dans le four favorisent la formation des dioxines et furannes; par contre, l'augmentation d'oxygène ou de la température dans le four abaisse l'émission des dioxines. Notons enfin, qu'aucune corrélation n'a été remarquée entre le HCl ou le HC et les dioxines.

Les hydrocarbones chlorés, et particulièrement les BPC, ont été étudiés par plusieurs chercheurs. En général, l'efficacité d'enlèvement et de destruction des BPC dans les fours à ciment excède 99,999 % (Holden *et al.* 1983), 99,9999 % (Lauber 1982, Jones *et al.* 1994), 99,99997 % (Benestad 1989) et 99,99998 % (Ahling 1979, Weitzman 1983), alors que pour la famille des hydrocarbones chlorés, elle peut aller jusqu'à 99,9999 % (McKendry-Smith 1989). Ces résultats ne sont pas surprenants puisque les conditions requises pour détruire les BPC, c'est-à-dire une température de 1 200 °C pendant une période minimum de deux secondes, sont aisément rencontrées dans les fours à ciment (Anonyme 1981, Jones *et al.* 1994).

Plusieurs recherches ont été menées à terme dans le but d'examiner le comportement des métaux dans un four à ciment. D'une façon générale, outre les métaux très volatils, la plupart de ceux-ci ne sont pas émis dans l'atmosphère; ils sont retenus dans les poussières ou le clinker. Von Seebach et Tomkins (1991) ont observé que dans différents types de

fours, l'antimoine, l'arsenic, le baryum, le cadmium, le chrome, le plomb, le nickel, le sélénium, le vanadium et le zinc étaient tous retenus à un minimum de 99%. Sarofim *et al.* (1994) ont précisé ces résultats en montrant que les métaux réfractaires ou non-volatils, dont le chrome, l'arsenic, le nickel, le vanadium, le manganèse et le cuivre sont émis à moins de 0,1% et même à moins de 0,0001 % de leur concentration initiale. L'émission des métaux semi-volatils, dont l'antimoine, le cadmium, le plomb, le sélénium et le zinc est généralement inférieure à 0,5% de la concentration dans les intrants. En ce qui concerne les métaux volatils, ils ne peuvent pas être retenus aussi facilement dans les solides; c'est le cas du mercure (Sarofim *et al.* 1994, Von Seebach et Tomkins 1991, Mix et Murphy 1984) dont la rétention moyenne dans les fours à ciment est de 61% (Von Seebach et Tomkins 1991) et du thallium (Sarofim *et al.* 1994, Sprung, 1985, Von Seebach et Tomkins 1991) dont la rétention moyenne est de 90% (Von Seebach et Tomkins 1991).

La répartition des métaux retenus dans le four sous forme de particules ou avec le clinker peut varier en fonction du métal, de sa concentration, de la concentration de chlore dans le four et du type de procédé employé pour la fabrication du clinker. Comme exemples, l'arsenic, le chrome, le nickel et le zinc sont principalement retenus dans le clinker peu importe la concentration de chlore dans le four ou le procédé utilisé. Par contre, le cadmium et le plomb sont influencés par la concentration de chlore et le type de four (Sprung, 1985). D'ailleurs, Branscome et Mounighan (1987) ont accentué leurs recherches sur le comportement du plomb dans les fours à ciment. Ils ont trouvé que 99 % du plomb entrant était retenu majoritairement dans le clinker lorsque les concentrations de plomb étaient importantes et qu'il était en présence de peu d'halogènes. Cependant, lors de l'incinération de résidus chlorés avec du plomb, l'émission de plomb pouvait augmenter légèrement et la fraction retenue se retrouvait principalement dans les poussières du four. Ces observations s'expliquent par la tendance qu'a le chlore à réagir avec le plomb pour former des chlorures de plomb qui sont plus volatils que le plomb seul.

La rétention des métaux dans les fours à ciment est due encore une fois à l'environnement alcalin du four qui favorise les réactions menant à l'immobilisation des métaux volatils. De plus, la grande concentration de particules et la turbulence dans le four permettent aux métaux volatils de s'adsorber aux particules pour être par la suite captés par les précipitateurs (Sarofim *et al.* 1994).

1.4 LES DIOXINES ET LES FURANNES

Cette quatrième section propose un survol de la problématique liée aux dioxines et furannes. Elle présente notamment leurs structures, leurs principales propriétés avec un accent sur leur toxicité, leurs sources ainsi que leurs mécanismes de formation.

1.4.1 Généralités

Les polychloro-dibenzo-para-dioxines, surnommées "dioxines" et les dibenzo-furannes polychlorées, appelées plus simplement "furannes", sont deux groupes de composés organiques aromatiques tricycliques. Leurs structures et leurs propriétés étant semblables, ces deux composés sont souvent traités ensemble. D'ailleurs, le terme «*dioxine*» est souvent utilisé pour désigner à la fois les dioxines et les furannes.

La structure moléculaire de ces composés est constituée de deux anneaux de benzène qui sont reliés, dans le cas des dioxines, par deux atomes d'oxygène et, dans le cas des furannes, par un seul atome d'oxygène. Sur ces molécules, huit places sont disponibles pour recevoir des atomes de chlore. La figure 1.1 illustre les structures de bases pour la dioxine et le furanne. En fonction du nombre d'atomes de chlore greffés aux molécules de bases et de leur position, un total de 75 différentes dioxines existent; pour les furannes, le nombre de congénères s'élève à 135 en raison de sa structure dissymétrique. Le tableau 1.3 présente le nombre de congénères possibles en fonction du nombre d'atomes de chlore alors que l'annexe A présente, à titre d'information, la liste complète de tous les congénères.

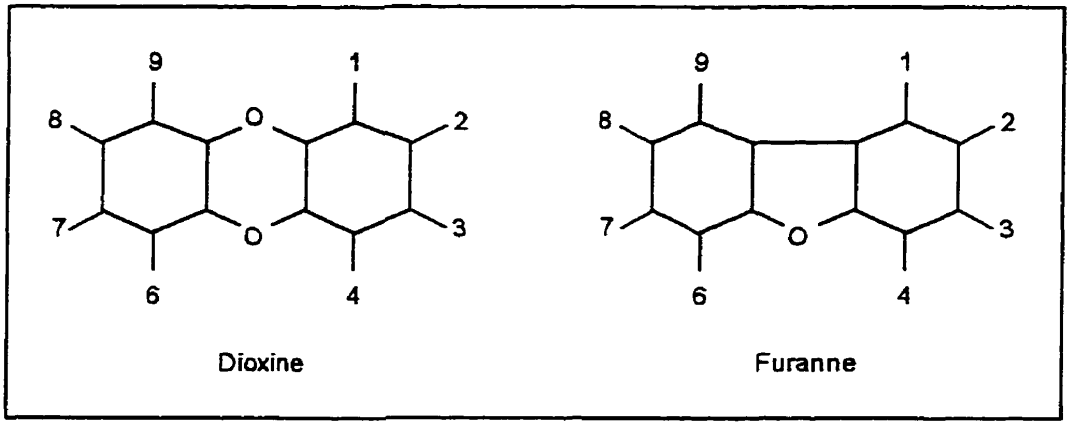


Figure 1.1: Schéma des molécules de base de la dioxine et du furanne

Tableau 1.3 : Nombres d'isomères pour chacun des congénères des dioxines et des furannes

Nombre d'atomes de chlore	Appellation	Nombre d'isomères	
		Dioxines	Furannes
1	mono-	2	4
2	di-	10	16
3	tri-	14	28
4	tétra-	22	38
5	penta-	14	28
6	hexa-	10	16
7	hepta-	2	4
8	octa-	1	1
Total		75	135

1.4.2 Propriétés

Les dioxines et les furannes possèdent des propriétés physiques, chimiques, biologiques et toxicologiques similaires. Par contre, ces propriétés varient légèrement d'un congénère à l'autre principalement en fonction du nombre d'atomes de chlore présents dans la molécule.

L'une des principales propriétés des dioxines et des furannes est leur stabilité, tant physique que chimique et biologique. Au niveau physique, les dioxines et les furannes sont présentes dans l'environnement presque exclusivement à l'état solide. Elles possèdent d'ailleurs une grande stabilité thermique, leurs points de fusion et d'ébullition étant très élevés.

Les dioxines et furannes sont résistantes à des procédés chimiques comme l'hydrolyse et la photolyse. Au niveau biologique, elles sont reconnues comme étant résistantes à la biodégradation. Toutefois, certaines moisissures et bactéries, telles la *Phanerochaete chrysosporium*, la *Beijerinckia* et la *Cunninghamella elegans*, ont démontré une habileté à les dégrader (Bumpus *et al.* 1985). Néanmoins, dans les cas des sols contaminés aux dioxines et aux furannes, la biodégradation n'est pas un procédé reconnu à grande échelle.

Les dioxines et les furannes possèdent également des propriétés particulières au niveau de la mobilité. Leur solubilité dans l'eau, tout comme dans l'air est très faible. Ces composés ont donc tendance à s'accumuler sur les particules de sols, les sédiments ou encore dans les tissus des organismes. D'ailleurs, les coefficients de partition octanol/eau (log K_{ow}) sont relativement élevés pour l'ensemble des congénères, expliquant ainsi leur forte adsorption sur les particules de sol. L'*EPA* a d'ailleurs estimé la demi-vie de la molécule 2,3,7,8TCDD dans un sol entre 10 et 30 ans (Gouvernement du Canada 1990). Les dioxines et les furannes ont également la propriété d'être très lipophiles. Ainsi, dans la chaîne alimentaire, ces composés ont tendance à se concentrer dans les graisses. En raison de leurs propriétés, les dioxines et les furannes sont dispersés dans l'environnement principalement par le déplacement de particules sur lesquelles elles sont fixées. Le tableau 1.4 présente quelques paramètres caractérisant les dioxines.

Afin de bien cerner la problématique entourant les dioxines et les furannes, les propriétés toxicologiques de ces composés sont traitées plus en détail dans la prochaine section.

Tableau 1.4 : Propriétés des dioxines

Isomères	Poids moléculaire (g/mol)	Tension de vapeur ($Pa*10^{-3}$)	Solubilité aqueuse (mg/m^3)	Log K_{ow}
mono-CDD	218,5	73-75	295-417	4,75-5,00
di-CDD	253	2,47-9,24	3,75-16,7	5,60-5,75
tri-CDD	287,5	1,07	8,41	6,35
tétra-CDD	322	0,00284-0,275	0,0193-0,55	6,60-7,10
penta-CDD	356,4	0,00423	0,188	7,4
hexa-CDD	391	0,00145	0,00442	7,8
hepta-CDD	425,2	0,000177	0,0024	8
octa-CDD	460	0,000953	0,000074	8,2

Source : Ritter *et al.* 1995

1.4.3 Toxicité

Contrairement aux propriétés vues précédemment, la toxicité des dioxines et des furannes varie grandement d'un congénère à l'autre. En fait, sur les 210 congénères, uniquement 17 sont reconnus comme contribuant de façon significative à la toxicité d'un mélange de dioxines et de furannes. Parmi ces 17 congénères, la toxicité est également très variable et le congénère le plus toxique est le 2,3,7,8TCDD (2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine). La plupart des études toxicologiques ont d'ailleurs porté sur l'impact particulier de cette molécule.

Les dioxines et les furannes étant retrouvées dans l'environnement sous forme de mélange complexe, les communautés scientifiques d'un grand nombre de pays industrialisés (Canada, Danemark, République fédérale d'Allemagne, Italie, Pays-Bas, Norvège, Royaume-Uni, États-Unis) de même que les organismes réglementaires de ces pays ont élaboré un outil de gestion du risque qui permet de simplifier l'analyse de ces composés et l'interprétation des résultats. Cet outil, réalisé à partir d'études toxicologiques en laboratoire sur différentes espèces, établit des facteurs de pondération pour chacun des congénères contribuant

significativement à la toxicité. À partir de ces facteurs de pondération, un *facteur d'équivalence toxique* (FET) est obtenu en faisant la somme de la concentration de chacun des congénères multipliée par son facteur de pondération. Le tableau 1.5 présente le facteur de pondération de chacun des 17 congénères contribuant à la toxicité. Le FET permet donc d'obtenir un résultat unique représentatif de la toxicité d'un mélange de dioxines et de furannes. L'utilisation de ce facteur d'équivalence est un outil qui permet de simplifier l'interprétation des résultats, mais qui ne représente pas nécessairement la vraie toxicité d'un mélange. D'ailleurs, certains auteurs (Ritter *et al.* 1995) soutiennent que la pondération employée tend à surestimer la toxicité des mélanges.

Tableau 1.5 : Facteurs de pondération pour la détermination du facteur d'équivalence toxique (FET)

Congénères	Facteurs de pondération
2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine	1
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzodioxine	0,5
2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuranne	
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzodioxine	0,1
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzodioxine	
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzodioxine	
2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne	
1,2,3,4,7,8-hexachlorodibenzofuranne	
1,2,3,7,8,9-hexachlorodibenzofuranne	
1,2,3,6,7,8-hexachlorodibenzofuranne	
2,3,4,6,7,8-hexachlorodibenzofuranne	
1,2,3,7,8-pentachlorodibenzofuranne	0,05
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzodioxine	0,01
1,2,3,4,6,7,8-heptachlorodibenzofuranne	
1,2,3,4,7,8,9-heptachlorodibenzofuranne	
octachlorodibenzodioxine	0,001
octachlorodibenzofuranne	

Source : Gouvernement du Canada 1990

De nombreuses études en laboratoires ont démontré la toxicité des dioxines et des furannes sur différentes espèces d'animaux. D'ailleurs, des doses létales (DL_{50}) de la 2,3,7,8TCDD ont pu être établies pour plusieurs espèces; les données sont résumées au tableau 1.6.

Tableau 1.6 : Doses létales (DL_{50}) pour la 2,3,7,8TCDD chez certaines espèces

Espèces testées	Voie de contamination	DL_{50}
Lapin	cutanée	275 µg/kg
Souris	orale	114 à 2 570 µg/kg
Lapin	orale	115 à 275 µg/kg
Chien	orale	500 µg/kg
Hamster	orale	1 157 à 5 050 µg/kg

Les études ont permis de cerner quelques problèmes de santé découlant de l'exposition des animaux aux dioxines et furannes. En raison de leur aisance à s'accumuler dans les graisses, ces molécules affectent principalement le foie. Parmi les symptômes reconnus, signalons: lésion du foie, troubles cutanés, pertes de poids, effets sur le système immunitaire, induction d'enzyme, plus grande fréquence de tumeurs, cancers (foie, glande thyroïde) et également des problèmes de reproduction, dont malformations congénitales, portée plus petite, avortement spontané et poids plus faible chez les nouveaux-nés (Gouvernement du Canada 1990, Paddock 1989, Cook et Bodner 1981, Santé Canada 1990, Académie des sciences CADAS 1994). Ces problèmes de santé varient en fonction de l'espèce et de la concentration étudiée. Dans l'ensemble, ils disparaissent après l'exposition si la dose appliquée est inférieure à la dose létale (Paddock 1989). Néanmoins, ces composés reconnus comme étant persistants sont excrétés par l'organisme, mais le processus est relativement lent. Le Gouvernement du Canada (1990) rapporte qu'une fois absorbée, la demi-vie de la 2,3,7,8TCDD est de 17,4 à 31 jours chez le rat, de 9,6 à 24,4 jours chez la souris, de 22 à 93,7 jours chez le cobaye, de 12 à 15 jours chez le hamster et finalement d'environ un an chez le singe. Enfin, peu d'études ont pu démontrer les conséquences des dioxines et des furannes sur les animaux dans leur environnement naturel, si bien que l'impact réel suite à une exposition à ces composés n'est pas connu (Paddock 1989).

La corrélation entre la toxicité chez les espèces animales et celle chez l'humain est relativement difficile à établir. D'une façon générale, les humains semblent beaucoup moins sensibles à ces composés que les animaux (Cook et Bodner 1981, Paddock 1989). En dépit de nombreuses études et de multiples effets observés chez les animaux, une seule conséquence a été prouvée chez l'humain: la chloracné. Cette maladie est une forme d'acné qui apparaît après contact avec divers produits chimiques organochlorés. La figure 1.2 montre un cas sévère de chloracné. Dans tous les cas rapportés, quand le contact cessait, les symptômes de la chloracné se sont estompés en quelques jours, quelques mois ou même quelques années selon le degré d'exposition. À titre d'information, la demi-vie chez l'homme a été estimée entre 5 et 8 ans pour la 2,3,7,8TCDD et entre un et deux ans pour la 2,3,7,8,TCDF.

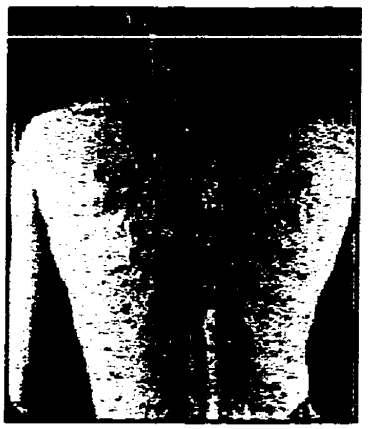


Figure 1.2 : Cas sévère de chloracné

Plusieurs autres réactions suite à l'exposition à des concentrations variables de dioxines et de furannes ont été rapportées par des chercheurs. Toutefois, celles-ci ne peuvent pas être attribuées, hors de tout doute, comme dans le cas de la chloracné, à une exposition à ces composés. En effet, des études ont été entreprises sur des populations suite à une exposition accidentelle ou encore sur des travailleurs soumis à des concentrations élevées en dioxines et furannes dans leur milieu de travail. Dans ces deux cas, la concentration de dioxines et

de furannes et l'interférence attribuable aux autres composés chimiques présents sont difficiles à évaluer avec exactitude. Certaines études ont obtenu des résultats significatifs qu'aucune autre recherche n'a pu corroborer, si bien que les conclusions obtenues ne peuvent être généralisées. En dépit de ces imprécisions, voici quelques unes des incidences potentielles rapportées suite à une exposition aux dioxines et aux furannes: avortements spontanés, malformations congénitales, réduction de la fertilité, cancers (dont celui de la vessie et des poumons), modifications du système immunitaire, fatigue, irritabilité, dépression, perte ou diminution de la libido, vertige, hépatite, hypertrophisation du foie et taux d'enzymes anormal (Cook et Bodner 1981, Paddock 1989, Zach et Gaffey 1981, Ritter *et al.* 1995, Santé Canada 1990).

En fonction des résultats obtenus en laboratoire chez les animaux, l'*EPA* a décidé de considérer les dioxines potentiellement cancérigènes pour l'humain. Dans cette même optique, le Gouvernement du Canada (1990) considère que les dioxines et les furannes sont "toxiques" dans la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*. Il a même classé ces composés au premier rang sur la *Liste des substances d'intérêt prioritaire*. Finalement, une étude réalisée par Longstreth et Hudson (1981) a estimé la dose quotidienne de dioxines et de furannes pouvant être ingérée, tout en représentant un risque acceptable pour l'humain, à 1pg-FET par kg de masse corporelle.

1.4.4 Sources

Les dioxines sont partout dans environnement mondial: dans l'air, l'eau, les sols, les tissus humains et animaux, la graisse, le sang, le lait ainsi que dans la végétation. Birmingham *et al.* (1989) ont d'ailleurs réalisé pour le compte du gouvernement fédéral et celui de l'Ontario une vaste caractérisation de l'étendue de la contamination de l'environnement canadien par les dioxines et les furannes. Cette étude a confirmé l'omniprésence de ces contaminants dans notre environnement: dans l'air ambiant, les concentrations varient de 0,4 à 36,7 pg-dioxines

et furannes totaux/m³, dans les sols des cours arrières des résidences, des endroits publics, des forêts et des parcs, les concentrations varient ente 50 et 14 100 pg-dioxines et furannes totaux/m³ alors que dans l'eau potable de l'Ontario, elles peuvent être sous la limite de détection ou atteindre 46 pg-OCDD/L. Il est important de mentionner que l'obtention de tels résultats est explicable par les faibles limites de détection des appareils analytiques disponibles pour l'analyse des dioxines et des furannes. Ces dernières sont de l'ordre des nanogrammes par grammes (ng/g).

La contamination due aux dioxines et aux furannes est attribuable à trois principales sources: la combustion, la production de composés chimiques et les procédés naturels. De plus, dans ces trois cas, les dioxines et les furannes ne sont jamais produites intentionnellement; ils résultent toujours des sous-produits d'autres réactions et aucune utilité ne leur est connue.

Dans le cas de la combustion, tous les procédés entraînent la production de dioxines et de furannes. À titre d'exemple, les incinérateurs, les fournaises, les foyers résidentiels, les poêles à bois, la cigarette, les barbecues, l'essence et le gazole engendrent des dioxines et des furannes. Naturellement, leur émission est fonction du procédé lui-même et du système d'épuration des émissions employé. Parmi toutes les sources de combustion, les incinérateurs municipaux sont sans contredit la source majeure d'émission de dioxines et de furannes dans l'environnement (Hill 1996, Somers et Douglas 1981, Weerasinghe et Gross 1985). Au Canada, en 1981, la quantité totale de dioxines et de furannes émise dans l'environnement a été estimée, à partir du niveau de contamination des produits commerciaux, à 1,5 tonne/an, alors que l'incinération municipale contribuait, à elle seule, à la production annuelle de 13,4 kg de dioxines et de furanne (Gouvernement du Canada 1981). Cependant, en raison de l'amélioration des systèmes de combustion et d'épuration des émissions, les concentrations en dioxines et en furannes dues à l'incinération ont grandement diminué (Académie des sciences CADAS 1994).

Les procédés de combustion contaminent principalement l'air ambiant. Comme les dioxines et les furannes sont peu volatiles, mais s'adsorbent fortement aux particules, elles se retrouvent principalement dans les cendres volantes (Weerasinghe et Gross 1985). Bien que les procédés de combustion utilisent des systèmes d'épuration, ces derniers ne récupèrent pas la totalité des cendres volantes et spécifiquement les particules très fines (30 µm). Weerasinghe et Gross (1985), ont ainsi évalué les pertes entre 1 et 5 % du débit traité. Cette contamination atmosphérique entraîne la dispersion des dioxines et des furannes sur de très grandes superficies expliquant ainsi la contamination des sols et des eaux à l'échelle mondiale (Santé Canada 1990, Gouvernement du Canada 1990). Outre la contamination directe de l'atmosphère, les procédés de combustion peuvent contaminer l'eau et les sols lorsque les cendres sont utilisées comme amendement agricole. Les prochaines sections (1.4.5 et 1.4.6) élaborent sur les mécanismes de formation des dioxines et des furannes durant la combustion.

La production de composés chimiques, principalement la synthèse de pesticides et d'herbicides contenant du chlore, est également une source importante de contamination. Des dioxines et des furannes sont produites lors de la fabrication notamment, du PCP, du 2,4,5-T (acide acétique 2,4,5-trichlorophénoxy), de l'hexachlorobenzène, du PCV (polychlorures de vinyle), des composés phénoliques chlorés, des BPC et également lors du blanchiment de la pulpe de bois et de la pâte à papier. Les dioxines et les furannes issues de ces sources contaminent principalement l'atmosphère, mais aussi l'eau et les sols.

Finalement la formation de dioxines et de furannes peut également provenir de sources naturelles comme les feux de forêts et la décomposition du bois par des champignons. Cette dernière source peut paraître légèrement surprenante. Pourtant, près de la moitié des champignons, dont le "wood rotting fungi", utilisent des composés chlorés oxydants pour briser la lignine et ainsi atteindre la cellulose (Hill 1996). Ils transforment le chlore inorganique, provenant de divers types de sels, en composés organo-chlorés, principalement en méthyle chloré, mais également en phénols chlorés qui une fois couplés à du peroxyde

d'hydrogène produit par un grand nombre de micro-organismes, sont transformés en dioxines.

Quelques études ont été menées afin de déterminer les principales sources d'exposition aux dioxines et furannes chez l'humain. Selon divers résultats colligés dans la littérature (Hill 1996, Gouvernement du Canada 1990), de 90 % à 98 % de l'exposition humaine aux dioxines et furannes serait attribuable à l'alimentation, alors que 2 % serait attribuable à l'air ambiant. Cette dernière proportion augmente toutefois chez les fumeurs ou chez les personnes en contact avec la fumée de cigarette. Le tableau 1.7 fournit les concentrations en dioxines et furannes mesurées dans divers aliments canadiens.

Tableau 1.7 : Concentration de dioxines et de furannes dans les aliments

Aliments	Concentrations
Gaspareau des Grands Lacs	< 2 pg-2,3,7,8-TCDD/ < 2 pg-PCDD/g
Boeuf haché	non-détectable à 6,2 pg-HpCDD/g-poids frais 3 à 12 pg-OCDD/g-poids frais
Steak de boeuf	non-détectable à 24 pg-OCDD/g-poids frais
Porc frais	non-détectable à 1,1 pg-HxCDD/g-poids frais 9,8 pg-OCDD/g-poids frais
Volaille	non-détectable à 15 pg-HpCDD/g-poids frais 17 à 210 pg-OCDD/g-poids frais
Oeufs	non-détectable à 8,8 pgHpCDD/g-poids frais 8 à 44 pg-OCDD/g-poids frais 5 pg-HxCDF/g-poids frais 7 pg-HpCDF/g-poids frais 12 pg-OCDF/g-poids frais
Lait & produits laitiers	non-détectable à 0,43 pg-HpCDD/g-poids frais 1 pg-OCDD/g-poids frais
Pommes, pêches et poires	non-détectable à 46 pg-OCDD/g-poids frais
Tomates et pommes de terre	non-détectable à 3 pg-OCDD/g-poids frais
Blé de l'Ontario	non-détectable à 0,7 pg-OCDD/g-poids frais

Source : Gouvernement du Canada, 1990

Compte tenu des sources de production de dioxines et de furannes, l'objectif «zéro dioxine», prôné par certains groupes environnementaux ou sociaux, est irréalisable. Toutefois, il est possible de réduire, voire de minimiser la production et surtout l'émission des dioxines et des furannes dans l'environnement.

1.4.5 Mécanismes de formation dans les procédés de combustion

Dans les procédés de combustion, cinq critères de bases régissent la formation de dioxines et de furannes : présence de matière organique dans les intrants, température de combustion insuffisante, concentration d'oxygène déficiente, mélange insuffisant et temps de résidence trop court.

Tel que présenté précédemment, les dioxines et les furannes sont des sous-produits d'une combustion incomplète. Elles sont donc formés lorsque la température de combustion est relativement faible, soit de l'ordre de 200 à 600 °C. En contrepartie, des températures élevées détruiront les dioxines et les furannes ou empêcheront leur formation (Somers et Douglas 1981). Des études ont été entreprises par plusieurs chercheurs afin de déterminer la température minimale de combustion souhaitable pour limiter l'émission de dioxines et de furannes. Ainsi, selon un rapport produit par l'*EPA*, la température pour la destruction à 99,9 % du T_4CDD est de 1273 °C. Englebeen (1996) rapporte qu'une température supérieure à 950 °C détruit les dioxines formées. Stehl *et al.* (1973) ont, quant à eux, uniquement étudié la stabilité thermique du congénère le plus toxique, le 2,3,7,8 TCDD; ils ont déterminé qu'à près de 700 °C, cette molécule est stable et que sa décomposition est complète à 800 °C.

Outre les cinq critères de bases, certains auteurs soutiennent que la présence de chlore dans les intrants contribue à la formation de dioxines et de furannes. Plus précisément, des études portant sur des incinérateurs municipaux et des foyers résidentiels ont conclu que

l'incinération du bois non traité en présence d'un donneur de chlore conduisait à la formation de dioxines et de furannes (Hill 1996, Olie *et al.* 1983). En contrepartie, d'autres études ont conclu qu'aucune relation ne pouvait être établie entre la concentration de chlore dans les intrants et l'émission de dioxines et de furannes. Entre autres, Engelbeen (1996) rapporte qu'une étude réalisée par l'*American Society of Mechanical Engineers* a trouvé que, sur les 72 incinérateurs testés, les concentrations en dioxines et furannes dans les émissions avaient augmenté uniquement pour 10 incinérateurs lorsque du chlore avait été ajouté dans les intrants. Nestrick et Lamparski (1983) rapportent que l'incinération de bois dans des foyers résidentiels, sans trace de contamination avec du chlore, est aussi une source de dioxines et furannes. Dans un dernier cas, Tiernan (1983) et son équipe ont démontré en réalisant un essai comparatif avec du bois non-traité incinéré à l'air normale et à l'air saturé en acide chlorhydrique que l'émission de dioxines et furannes n'était pas uniquement fonction du combustible, mais aussi des conditions de combustion. Dans le premier cas, la concentration de dioxines et de furannes était sous la limite de détection alors que dans le deuxième, une quantité importante de dioxines et de furannes avait été détectée.

D'autres facteurs secondaires peuvent aussi affecter l'émission de dioxines et de furannes, notamment, la concentration de l'intrant en dioxines et furannes, ou encore en précurseurs, tels le pentachlorophénol, les chlorophénols, les herbicides chlrorophenoxy, les chlorobenzènes et les BPC (Somers et Douglas 1981, Shaub et Tsang 1983, Dickson *et al.* 1989). Langer *et al.* (1973) ont pour leur part démontré que les phénoxyphénols sont des précurseurs de dioxines et de furannes. Leur formation se produirait uniquement lorsque les phénoxyphénols sont maintenus dans une configuration moléculaire spéciale empêchant les différentes réactions compétitives menant à d'autres produits que les dioxines. Cette observation a été soutenue par d'autres chercheurs, dont Nilsson *et al.* 1977. La présence de certains composés catalyseurs pourrait également expliquer la formation des dioxines et des furannes. L'Académie des Sciences CADAS (1994) mentionne entre autres le cuivre comme catalyseur, particulièrement en milieu basique.

Un autre facteur pouvant influencer l'émission de dioxines et de furannes lors de l'incinération est le débit d'alimentation du combustible. La formation de ces substances étant favorisée par la présence de cendres partiellement consumées, un débit adéquat est donc celui qui permet la combustion complète de ces cendres avant l'introduction de nouveau combustible. Toute suralimentation doit aussi être évitée parce qu'elle peut diminuer la quantité d'oxygène présente dans la chambre de combustion et ainsi favoriser la production de dioxines et de furannes (Stretz *et al.* 1982). De même, une alimentation en continu réduit la production de cendres volantes et atténue les fluctuations de température permettant ainsi d'obtenir une plus grande stabilité d'opération (Engelbeen 1996).

Des équipes de recherches ont étudié plus spécialement l'endroit de formation des dioxines et furannes, ou encore les possibilités de leur reformation. Dickson *et al.* (1989) ont découvert que les réactions catalytiques survenant à la surface des cendres volantes contribuent majoritairement à la formation des dioxines et furannes. De leur côté, Shaub et Tsang (1983) ont plutôt démontré qu'un mélange homogène des résidus contaminés par des chlorophénols soumis à une température supérieure à 927 °C ne favorisait pas la formation de dioxines dans les gaz. Engelbeen (1996) rapporte que des dioxines et furannes peuvent se reformer, spécialement à la surface des cendres volantes, lors du refroidissement des gaz. Ce phénomène peut se produire en fonction de la vitesse de refroidissement des gaz (particulièrement à une température de 300 °C), de la quantité de cendres volantes et de leur concentration en carbone et en chlore, de la présence de certains métaux traces, spécialement le cuivre et de la carence en oxygène.

La prochaine section aborde spécialement le cas de la combustion du bois traité au PCP.

1.4.6 Incinération du bois traité au PCP

L'incinération du bois traité au pentachlorophénol a été étudiée par plusieurs chercheurs dans le but de connaître les conséquences d'une telle pratique. Dans l'ensemble, l'emphase a

toujours porté sur l'émission de dioxines et de furannes étant donné leur présence dans le PCP, leur caractère toxique et leur formation lors de la combustion.

Les réactions et les conditions favorisant l'émission de dioxines et furannes sont relativement bien connues en laboratoire. Bridle *et al.* (1984) ont démontré que les dioxines et furannes possèdent une plus grande stabilité thermique que les autres composés toxiques contenus dans le bois traité. L'incinération, à 900 °C, pendant 3 secondes, de résidus de bois contaminés par les chlorophénols n'a laissé aucune trace de ce composé alors que des dioxines et des furannes ont été produits aux taux respectifs de 0,9 et 1,7 % de la concentration initiale en chlorophénols.

Parmi les études réalisées spécifiquement sur la combustion du bois traité au PCP, des dioxines et furannes ont été mesurées lors de l'incinération à des températures variant entre 760 °C et 870 °C, avec un temps de résidence des gaz de 0,3 seconde et un excès d'air élevé. Les émissions variaient entre 0,002 et 0,325 $\mu g/Nm^3$, en fonction de l'âge du bois traité (Guinivan *et al.* 1985).

Jansson et ses coéquipiers (1978) ont procédé à l'incinération de copeaux de bois non traité mélangés à une solution de PCP, à des températures variant entre 500 °C et 800 °C. Les résultats ont démontré, qu'à ces températures, les émissions de dioxines sont principalement fonction de la quantité d'oxygène disponible lors de la combustion. Les émissions mesurées étaient de l'ordre de quelques μg par gramme de combustible lorsque l'oxygène dans la chambre de combustion variait entre 8,5 % et 13,5 %, et de l'ordre de 40 $\mu g/g$ lorsqu'uniquement 1,5 % d'oxygène était disponible, et ce même si le temps de résidence avait plus que doublé (2 secondes au lieu de 0,7).

D'autres chercheurs ont étudié différentes conditions d'incinération avec lesquelles ils ont obtenu des résultats laissant croire à la destruction complète des dioxines et des furannes, puisque ces dernières étaient toutes sous la limite de détection des appareils analytiques.

C'est le cas des recherches de Stretz *et al.* (1982) qui a incinéré des palettes de bois traité au PCP dans un incinérateur où les conditions d'opération étaient contrôlées : les températures d'incinération fluctuaient entre 910 °C et 1025 °C, le temps de rétention minimal des gaz était de 2,5 secondes et l'excès d'air, d'un minimum de 20 %. De même, l'équipe de Eduljee *et al.*(1986) a utilisé un incinérateur de déchets chimiques pour brûler des résidus de compost ayant une concentration de PCP de 2,6 %. Les essais ont démontré qu'à une température d'environ 1100 °C, toutes les émissions de dioxines et furannes étaient sous les limites de détection, la plus élevée était de $8{,}7 \times 10^{-4}$ g/h.

Il est important de rappeler que les différentes caractéristiques du bois du poteau traité, de même que son âge, influencent les concentrations en polluants émises. Selon les données déjà présentées, plus le bois traité est âgé, plus les émissions de PCP lors de l'incinération devraient être faibles puisqu'une part de ce composé s'est volatilisé ou a lixivié. Il faut toutefois reconnaître que des poteaux plus âgés pourraient avoir été traités avec du PCP de moindre qualité et ainsi entraîner une plus grande contamination.

1.5 SYNTHÈSE

La synthèse de l'information retrouvée dans la documentation scientifique permet de prendre conscience que les moyens acceptables d'élimination du bois traité sont en nombre plutôt limités. En ce qui concerne le recyclage, les expériences sont peu nombreuses et aucune étude n'a été réalisée pour étudier les incidences reliées au sciage du bois traité. Au niveau de la valorisation énergétique en cimenterie, le bois traité ne semble pas être un résidu employé comme combustible de remplacement. Toutefois, grâce à la multitude de produits qui s'apparentent aux agents de préservation et qui ont été employés comme combustible dans les fours à ciment, les résultats du projet qui a fait l'objet de la présente étude ont pu être anticipés.

L'information colligée permet de conclure que le bois traité au pentachlorophénol est une source de dioxines et de furannes. D'abord par leur présence dans la solution utilisée pour traiter le bois, mais également par le potentiel de formation de ces composés lors de l'incinération du bois traité au PCP. De plus, la toxicité reconnue des dioxines et de furannes font que leur émission dans l'environnement doit être minimisée.

CHAPITRE 2
MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre élabore la méthodologie employée. Il précise la provenance du bois traité ainsi que le déroulement des essais de recyclage et de valorisation énergétique. Il indique également les conditions d'échantillonnages et les paramètres analysés.

2.1 PROVENANCE DU BOIS TRAITÉ

Pour la réalisation des essais de recyclage, des poteaux retirés des réseaux de services publics ont été utilisés. Ils étaient à l'origine des résineux de pin rouge, de pin jaune du sud, de pin gris ou de cèdre rouge et âgés entre seize et vingt-cinq ans. Selon l'inventaire des poteaux transportés à la scierie et des produits finis, 95,5 % du bois scié était traité au PCP, 0,5 % à la créosote et 4,0 % à l'ACC.

Pour la valorisation énergétique, le bois utilisé comme combustible était composé d'un mélange de résidus de sciage, traité principalement au PCP, et de traverses de chemin de fer imprégnés exclusivement de créosote. Une certaine quantité de bois provenant du recyclage et traité à l'ACC a également été valorisée. En résumé, 68 % du bois utilisé pour les essais de valorisation était traité au PCP, 29 % à la créosote et 3 % à l'ACC.

2.2 ESSAIS DE RECYCLAGE

2.2.1 Conditions expérimentales

La première étape des essais de recyclage a consisté en la cueillette et la préparation des poteaux. Les poteaux retirés des réseaux ont été rassemblés et triés, ceux qui ne pouvaient pas être recyclés en raison de leur trop grande détérioration ont été mis de côté, alors que

les autres ont été éboutés, puis coupés en longueurs de 2,44 m ou de 4,88 m afin de répondre aux demandes du marché. Par la suite, avant leur transport à la scierie pour la production de madriers, une inspection visuelle des tronçons de poteaux a été effectuée afin d'enlever les pièces de métal pouvant causer des bris mécaniques. Les pièces de bois ainsi préparées ont été acheminées à la scierie, environ 500 morceaux à la fois, et entreposées sur une toile de polyéthylène afin de réduire les risques de contamination du sol.

Une fois arrivés sur le site de la scierie une démétallisation plus poussée des poteaux a été effectuée à l'aide d'un détecteur de métal. Le bois était ensuite introduit dans le moulin par la chaîne normale de production. La figure 2.1 schématise la scierie et des photographies des activités du recyclage sont présentées à l'annexe B. Globalement, les poteaux étaient entraînés sur un chariot mobile puis sciés à l'aide d'une scie à ruban. Les pièces de bois fini, tout comme les croûtes, étaient dirigées vers la table de triage. Le bois recyclé était alors mis en palette puis retourné sur le site identifié pour la vente. Quant aux résidus de bois, ils étaient mis dans des conteneurs et envoyés dans un site d'enfouissement protégé selon les recommandations du *MEF*. Toutefois, près de 500 tonnes de résidus de coupe ont été conservées afin de réaliser les essais de valorisation énergétique. Le tableau 2.1 décrit les équipements utilisés durant les essais de recyclage. Parmi ceux-ci, l'appareil de mise en copeaux n'a pas été employé durant les essais, mais il a été utilisé pour broyer les disques prélevés sur les poteaux en vue des analyses à effectuer.

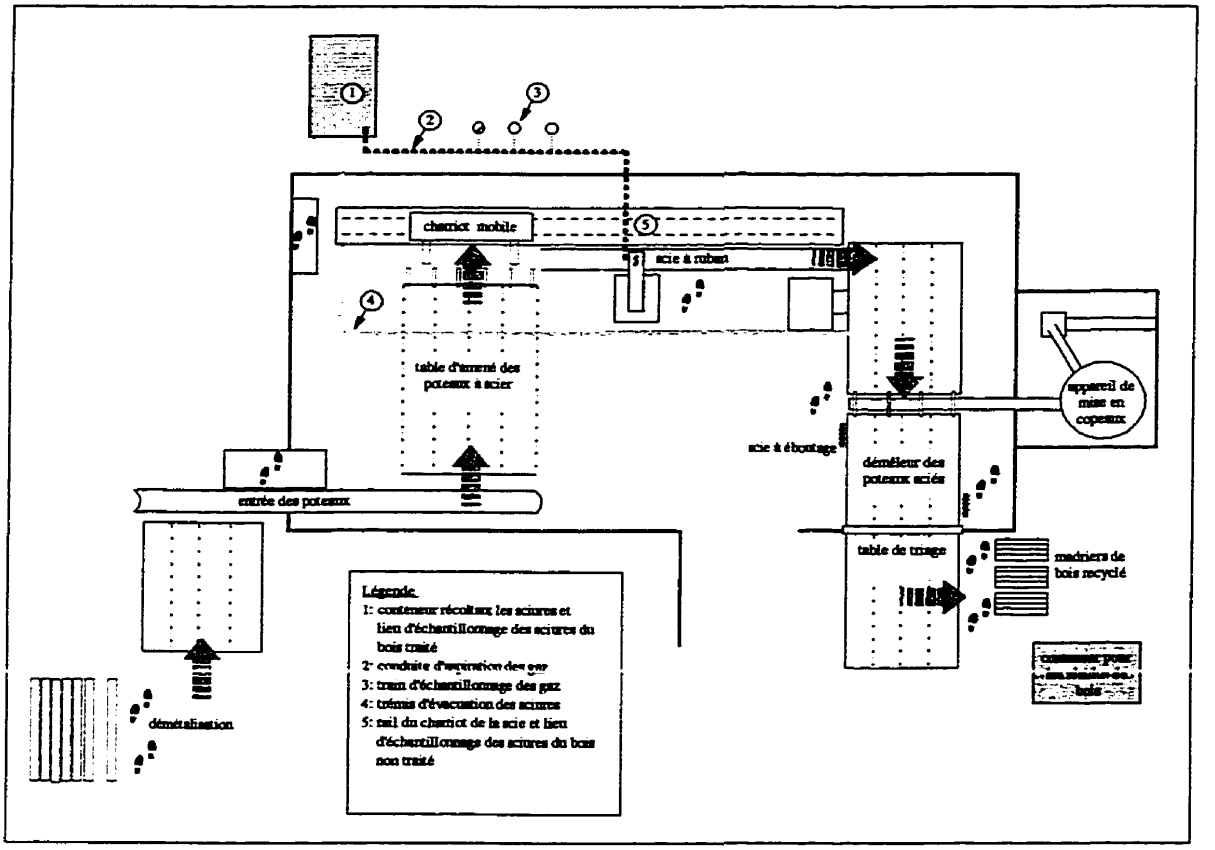


Figure 2.1 : Schéma de la scierie

Tableau 2.1 : Équipements employés lors des essais de sciage

Équipements	Marque et modèle	Spécificités
Détecteur de métal	MDI, modèle Probe 2000	----
Scie à ruban	Danckert	Volants de 1,52 m⌀ Longueur : 9,30 m
Lame de scie à ruban	Antoine Rébéron	Largeur : 24,76 cm Épaisseur : 32 mm Dents : 5,08 cm * 0,79 cm de
Appareil de mise en copeaux	Morbark, modèle 348	Trois couteaux

Dans le but de cerner les incidences du recyclage du bois traité sur l'environnement, quatre journées d'essais ont été réalisées, soit les 15 et 16 mai et les 3 et 5 juillet 1996. Durant chacune de ces journées, la scierie opérait à plein rendement. Lors des trois premières journées, du bois traité a été recyclé alors qu'à la quatrième journée, du bois non traité a été scié et a servi de témoin pour l'interprétation des résultats.

Préalablement aux essais, la scierie ainsi que tous ses équipements ont été nettoyés afin d'éviter toute contamination des échantillons. De plus, entre les jours 3 et 4, les équipements ont été nettoyés à nouveau et une journée complète de sciage de bois non traité a été réalisée dans le but de limiter l'apport de particules contaminées par des agents de préservation dans les échantillons témoins.

2.2.2 Échantillons prélevés et paramètres analysés

Durant les quatre journées de sciage, des échantillons de sciures et d'émissions gazeuses ont été prélevés. Toutes les sciures dans la scierie étaient ramassées dans une trémie où une vis sans fin les acheminait vers un convoyeur qui servait à remplir le conteneur dans lequel les échantillons de sciures ont été prélevés (point 4 et point 1 de la figure 2.1). Pour ce qui est du bois non traité, les sciures ont été prélevées directement sous la scie afin d'éviter toute contamination (point 5 de la figure 2.1).

Les émissions gazeuses et les particules dans l'air ont été prélevées par des trains d'échantillonnage raccordés à un système d'aspiration (point 3 de la figure 2.1) qui soutirait l'air de part et d'autre de la scie. Un train d'échantillonnage était réservé aux composés organiques semi-volatils, un second aux métaux et finalement un troisième au formaldéhyde, au chlore, au souffre et aux particules. Les composés organiques volatils ont été échantillonnés à partir de trappes Tenax installées sur la conduite d'aspiration des gaz (point 2, figure 2.1).

En plus, des échantillons de bois provenant des poteaux entreposés ont été prélevés. Toutefois, en raison de contraintes techniques, cet échantillonnage a été réalisé après les essais et non parallèlement aux poteaux entrant dans la scierie. Pour ces échantillons, des disques ont été prélevés aux extrémités des poteaux éboutés. Un nombre total de 60 disques a été échantillonné sur des poteaux traités uniquement au PCP et 25 disques sur des poteaux de bois non traité. En vue de produire une matrice adéquate à l'analyse des échantillons, les disques ont été mis en copeaux dans l'appareil décrit au tableau 2.1. Les copeaux produits ont été récupérés pour fin d'analyse.

L'échantillonnage et l'analyse ont été réalisés par des firmes indépendantes accréditées pour cette expertise. Le tableau 2.2 résume les méthodes d'échantillonnage employées et les volumes prélevés. De plus, l'annexe C présente le détail des composantes des trains d'échantillonnage pour les émissions.

Tableau 2.2 : Méthodes d'échantillonnage et volumes prélevés

Types d'échantillon	Méthodes d'échantillonnage	Volumes prélevés
Solides		
Poteaux	Inspirées des méthodes ASTM E 300, D 346, D 2234	1 litre
Sciures		1 litre
Émissions atmosphériques		
Métaux	USEPA	> 4 m³
Particules	EPS-1/RM/8	> 4 m³
COV	Vost train (3 à 4 tubes par essai)	0,03 à 0,06 m³
COSV	EPS/1/RM/2	> 4 m³

Le tableau 2.3 présente quant à lui, pour chacun des paramètres, le nombre total d'analyses réalisées en fonction des types d'échantillons prélevés. Pour les sciures et les émissions atmosphérique, la valeur présentée pour le bois traité doit être divisée par trois pour connaître le nombre d'analyses effectuées par jour d'essai.

Tableau 2.3 : Nombre d'analyses effectuées par paramètres

Paramètres	Poteaux		Sciures		Émissions atmosphériques	
	traité	témoin	traité	témoin	traité	témoin
Chlorures	36	12	9	3	3	1
Composés organo-halogénés adsorbables (AOX)	36	12	9	3	0	0
Dioxines et furannes	27	9	9	3	3	1
Chlorophénols	36	12	9	3	3	1
Cendres à 500 et 950 °C	12	3	3	1	0	0
Soufre	12	3	3	1	3	1
Métaux: arsenic, cadmium, chrome, cuivre, mercure, plomb	12	3	3	1	3	1
HAP	12	3	3	1	3	1
BPC	12	3	3	1	3	1
COV	12	3	3	1	12	4
COT	12	3	3	1	3	1
Formaldéhyde	3	1	3	1	3	1
Chlorbenzènes	0	0	0	0	3	1

Finalement, les tableaux 2.4 et 2.5 spécifient les méthodes d'analyse employées respectivement pour les échantillons solides puis pour les émissions atmosphériques.

Tableau 2.4 : Méthodes d'analyse des échantillons solides

Paramètres	Méthodes	Références
HAP	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, purification sur silice, dosage GC/MS	EPA 3540, MEF 90.02/410-HAP 1.2 EPA 8270
Chlorophénols	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, dosage GC/MS	EPA 3540 EPA 8270
Dioxines et furannes	EPA méthode 1613	EPS 1/RM/19 US
COV	Extraction avec méthanol, dosage par "purge and trap" - GC/MS	EPA 8260
COT	Traitement HC et dosage au four LECO-1	CRM
Cendres	Solides totaux brûlés à 550 °C	SM 2540 E (18e ED, 1992)
Chlorures	Dosage par colorimétrie au thiocyanate ferrique	ASTM 1987 - D 512-C
Soufre	Four LECO SC-432 et CS-132	CRM
AOX	Combustion avec bombe calorimétrique, dosage par colorimétrie au thiocyanate ferrique	MENVIQ 89.11/414-Hal. 1.1 ASTM 1987 - D 512-C
Cd, Cr, Cu, Pb	Digestion HNO3/HCl à 100 °C, analyse par adsorption atomique	MENVIQ 90.03/210- méthode 1.3 SM 3111D - 3111B (18e ED, 1992)
As, Se	Digestion HNO3/Mg(NO3)2 à 100 °C, perte au feu à 550 °C pendant 12 heures, analyse par absorption atomique avec génération des hydrures	MENVIQ 90.02/210 AD 1.1 et SE 1.1 SM 3114 C (18e ED, 1992)
Hg	Digestion H2SO4/HNO3/KMnO4/K2S2O8 à 95 °C, analyse par absorption atomique - vapeurs froides	SM 3112 (18e ED, 1992)

Tableau 2.5 : Méthodes d'analyse des émissions atmosphériques

Paramètres	Méthodes	Références
HAP, CP, CB, PCDD/PCDF, BPC	Dosage par GC/MS	Laboratoires Zénon
COV	Désorption thermique, dosage GC/MS	Laboratoires Zénon
COT	Traitement HC et dosage au four LECO-1	CRM
Particules	Détermination gravimétrique	EPS 1/RM/8
Formaldéhyde	Dosage par colorimétrie à l'acide chromotropique et à l'acide sulfurique	NIOSH 3500
Chlorures	Dosage par colorimétrie au thiocyanate ferrique	ASTM 1987 - D 512-C
Sulfates	Turbidimétrie	SM 4500-SO421 (18e ED, 1992)
Cd, Cr, Cu, Pb	Digestion HNO3/HCl à 100 °C, analyse par four au graphite ou analyse par absorption atomique	MENVIQ 90.03/210 - méthode 1.3, SM 3113B (18e ED, 1992), EPA SW-846 méthodes de la série 7000
As	Digestion HNO3/Mg(NO3)2 à 100 °C, perte au feu à 550 °C pendant 12 heures, analyse par absorption atomique avec génération des hydrures ou analyse par four au graphite	MENVIQ 90.02/210 AD 1.1 et SE 1.1 SM 3114 C (18e ED, 1992) EPA SW-846 méthodes de la série 7000
Hg	Digestion H2SO4/HNO3/KMnO4/K2S2O8 à 95 °C, analyse par absorption atomique - vapeurs froides	SM 3112 (18e ED, 1992) EPA SW-846 méthode 7470 SM 303F (15e ED)

2.3 ESSAIS DE VALORISATION ÉNERGÉTIQUE

2.3.1 Conditions expérimentales

Les essais de valorisation énergétique se sont déroulés du 2 au 13 décembre 1996. Ils ont été réalisés pour deux conditions d'opération extrêmes du four à ciment : une teneur en oxygène de 1,5% et une température de l'air secondaire de 1029°C; puis une teneur en oxygène de 2,3% et une température de l'air secondaire de 946°C. À noter que l'air secondaire est l'air chaud récupéré lors du refroidissement du clinker qui est retourné dans

le four à ciment. Le protocole a été planifié de cette façon puisque le *MEF* n'accorde un certificat d'autorisation que pour les plages de conditions d'opération testées. Ainsi, la cimenterie s'assure d'une certaine flexibilité lors de l'opération éventuelle des fours avec du bois traité comme combustible.

Un essai témoin employant les combustibles usuels de la cimenterie, à savoir du charbon, des huiles usées et des pneus, ainsi que quatre essais de valorisation de bois traité où ce combustible remplaçait une part du charbon, ont été effectués pour chacune des conditions d'opération du four. Durant chacun des essais, la cimenterie opérait normalement et des échantillons d'intrants et d'extrants ont été prélevés pour fin d'analyse. L'horaire du déroulement des essais est présenté au tableau 2.6 où les chiffres en exposant correspondent au numéro des essais.

Tableau 2.6 : Horaire du déroulement des essais

PREMIÈRE SEMAINE					
Date	**2 déc**	**3 déc**	**4 déc**	**5 déc**	**6 déc**
	lundi	mardi	mercredi	jeudi	vendredi
Essais	**Témoin** 1,5% O_2 air: 1033°C	**Bois traité** 1,6% O_2 air: 1024°C	Modification de la buse	Installation de la nouvelle buse	Test de la nouvelle buse
AM	2 h [1]	3 h [2]	—	—	—
PM	2 h [1]	—	—	—	—
DEUXIÈME SEMAINE					
Date	**9 déc**	**10 déc**	**11 déc**	**12 déc**	**13 déc**
	lundi	mardi	mercredi	jeudi	vendredi
Essais	**Bois traité** 1,6% O_2 air: 1028°C	**Bois traité** 1,5% O_2 air: 1030°C	**Bois traité** 2,2% O_2 air: 944°C	**Bois traité** 2,4% O_2 air: 952°C	**Témoin** 2,4% O_2 air: 964°C
AM	—	4 h [4]	4 h [6]	4 h [8]	4 h [10]
PM	4 h [3]	4 h [5]	4 h [7]	4 h [9]	—

Lors de la première journée, le 2 décembre, l'essai a été interrompu par un bris mécanique au niveau de l'introduction des pneus dans le four et l'échantillonnage a dû être effectué en deux étapes. Le 3 décembre, l'essai a été arrêté après 3 heures, le bois ayant colmaté la tuyère du four. Suite à ce problème, les essais ont été reportés à la semaine suivante afin de procéder à des changements au niveau de l'alimentation du bois traité. Entre temps, la buse de la tuyère a été modifiée afin d'augmenter de 20 mm à 40 mm l'espace disponible pour le passage du bois. Les essais réalisés les 2, 3, 9 et 10 décembre ont servi à recueillir les résultats pour la première condition d'opération du four et celles des 11, 12 et 13 décembre, les résultats pour la deuxième condition. Dans le cas des émissions atmosphériques, les échantillons des essais # 2 et # 9 n'ont pas été analysés; ils ont été conservés pour validation ultérieure au besoin, et pour l'essai # 4, ils ont été analysés par le *MEF* pour fin de contrôle.

Afin d'optimiser l'utilisation du bois et de minimiser les nouvelles infrastructures à la cimenterie, le bois a été ajouté à même la conduite pneumatique servant à l'injection du charbon dans le four. À cette fin, le bois a dû être broyé à deux reprises et tamisé. Le broyage a été réalisé à l'aide d'un "tub grinder" installé sur un site d'enfouissement. Au total, 368 tonnes de résidus issus du recyclage et 147 tonnes de traverses de chemin de fer traitées à la créosote ont été broyées. Suite au broyage, les sciures ont été mélangées, transportées et entreposées à la cimenterie. Des chargeuses ont été utilisées pour alimenter la trémie du système d'introduction de bois traité de façon à assurer une alimentation moyenne de 2,84 tonnes par heure.

Pour évaluer l'efficacité d'enlèvement et de destruction des composés organiques par le four de la cimenterie, de l'ortho-dichlorobenzène (DCB) a été ajouté dans les huiles usées en quantité suffisamment importante pour s'assurer de sa présence dans les émissions prélevées à la cheminée. Le DCB a été choisi comme produit de contrôle, selon l'article de Taylor *et al.* (1990) intitulé "*Development of a Thermal Stability Based Ranking of Hazardous Organic Compound Incinerability*", en raison de sa grande stabilité thermique.

2.3.2 Équipements de la cimenterie

La cimenterie dans laquelle les essais se sont déroulés en est une à voie sèche qui produit approximativement un million de tonnes de ciment par année à l'aide de quatre fours semblables. Chacun des fours est muni d'un brûleur *Pillard* dont la flamme atteint environ 2000°C. Cette flamme est essentielle pour maintenir la température du four aux environs de celle requise pour la formation du clinker, soit approximativement 1450°C.

Les quatre fours de marque *Fuller* ont tous 3,66 m de diamètre et mesurent 121,92 m de long. Chaque four est alimenté en cru par une balance *Milltronics*. La poussière contenue dans les gaz d'échappement est récupérée au moyen de multicyclones *Fuller* et de précipitateurs électrostatiques *Buell*. Les gaz sont émis dans l'environnement après avoir circulé dans une cheminée d'une hauteur de 61 mètres et dont le diamètre intérieur est de 3,5 m. À l'autre extrémité du four se trouve un refroidisseur à clinker *Fuller* #744. L'air chaud récupéré à la sortie du clinker est retourné dans le four et sert d'air secondaire à la combustion. La figure 2.2 schématise les équipements d'un four de la cimenterie et l'annexe D présente un reportage photographique réalisé durant les essais.

Tel que mentionné précédemment, le bois traité est introduit dans le four par le système d'injection du charbon. À cette fin, des équipements supplémentaires ont dû être installés dans le circuit du charbon : un système comprenant une trémie, deux vis sans fin, un convoyeur balance et une valve rotative a été mis en place dans le but de régulariser et de contrôler l'entrée du bois traité.

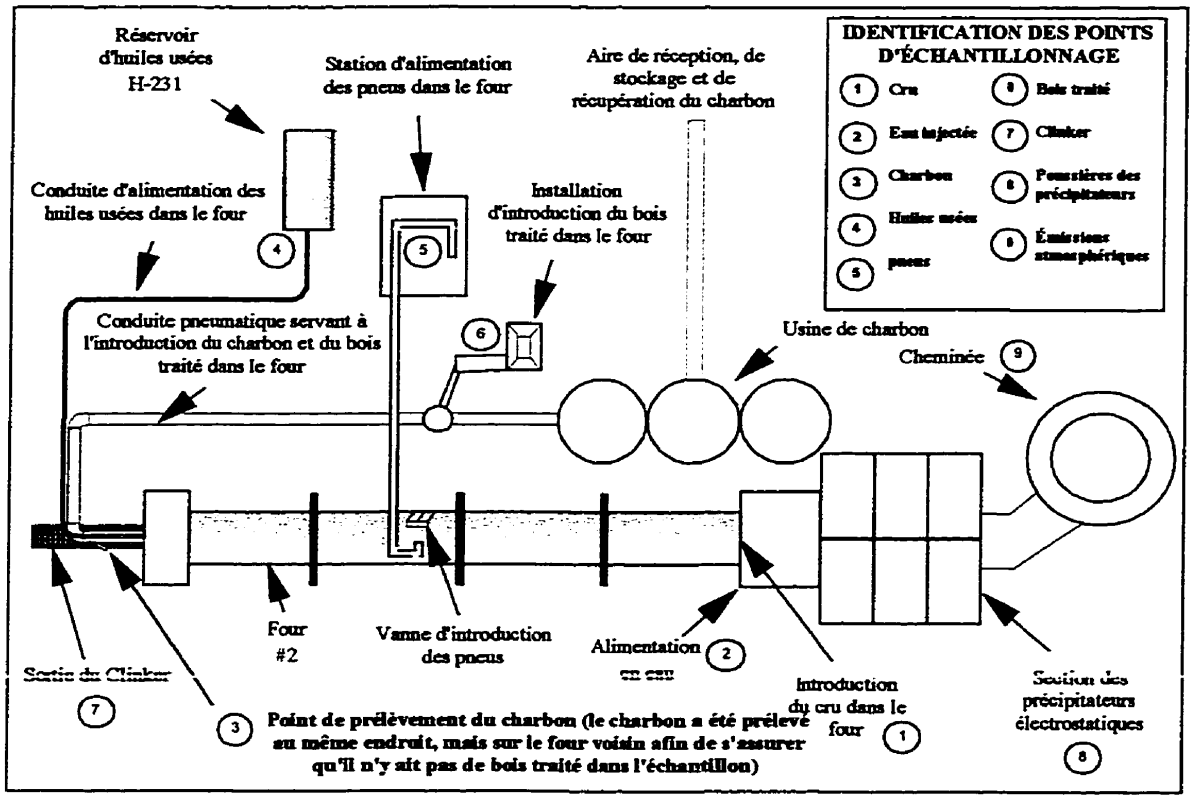


Figure 2.2 : Vue en plan de la cimenterie

2.3.3 Échantillons prélevés et paramètres analysés

Le schéma de la cimenterie présenté à la figure 2.2 montre le lieu de chacun des points d'échantillonnage. En ce qui concerne les intrants : le cru, l'eau, le charbon, les huiles usées et le bois traité ont été échantillonnés. Le cru a été prélevé directement sur la balance d'alimentation du four. L'eau injectée a été échantillonnée à la valve du système de mesure de débit. Les huiles usées ont été prélevées sur la conduite d'alimentation du four, à la sortie du réservoir H-231. Le bois traité a été prélevé sur le convoyeur-balance servant à alimenter la conduite pneumatique. Le charbon a été prélevé à l'entrée de la tuyère d'un autre four fonctionnant en parallèle, mais sans bois traité puisqu'il a dû être mélangé au charbon pour être introduit dans le four. Les pneus n'ont pas été échantillonnés en raison de contraintes techniques.

Pour les extrants, le clinker a été prélevé sur le convoyeur situé à la sortie du four. Les poussières du four ont été échantillonnées sur les vis est et ouest des précipitateurs électrostatiques. Finalement, les émissions atmosphériques ont été échantillonnées à la sortie de la cheminée.

L'ensemble de l'échantillonnage, de même que l'analyse des échantillons ont été assumés par un laboratoire externe indépendant accrédité pour cette expertise. Le tableau 2.7 résume les méthodes d'échantillonnage employées et les volumes prélevés.

Tableau 2.7 : Méthodes d'échantillonnage et volumes prélevés

TYPES D'ÉCHANTILLON	MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE	VOLUMES PRÉLEVÉS
SOLIDES / LIQUIDES		
Cru	Inspirées des méthodes ASTM E 300, D 346 et D 2234	500 mL
Eau		500 mL
Charbon		1 litre
Huiles usées		500 mL
Bois traité		3 litres
Clinker		3 litres
Poussières de four		500 mL x 2
ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES		
Métaux	USEPA	4 m^3
Particules	EPS-1/RM/8	4 m^3
COV	Vost train	0,25 m^3
COSV	EPS/1/RM/2	4 m^3
SO_2, NO_2, NO_x, THC, CO,	ACNOR, Norme CAN/CSA-	10 litres par minute

Le tableau 2.8 résume le nombre d'analyses effectuées par paramètres sur les échantillons de cru, de charbon, d'huiles, de bois traité, d'eau, de clinker et de poussières. En ce qui a trait aux pneus, des données recueillies dans la littérature ont été employées pour fin de caractérisation.

Tableau 2.8 : Nombre d'analyses effectuées par paramètres pour les intrants et les extrants autres que les émissions atmosphériques

PARAMÈTRES	INTRANTS				EXTRANTS		TOTAL
	Cru	Charbon Huiles	Bois traité	Eau	Clinker	Poussières	
Valeur calorifique		7 x 2	23				37
Alcalinité	31		23		31	31	116
Humidité (H_2O)	7	7 x 2	5			7	33
Cendres à 500 & 950 °C	7	7 x 2	5		7	7	40
C, H, O, N	7	7 x 2	5		7	7	40
Teneur en Cl, F & Br	31	31 x 2	23	31	31	31	209
Teneur en S	7	7 x 2	5	7	7	7	47
Métaux (15)	7	7 x 2	23	7	31	31	65
Organo-chlorés totaux (AOX)	31	31 x 2	23	7	7	7	137
COSV (balayage)	7	7 x 2		7	7		35
HAP			5			7	12
PCDD/PCDF			5			7	12
BPC			5			7	12
CB & CP (Pentachlorophénol)			23			7	30
COV (balayage)	7	7 x 2	5	7	7	7	47
Carbone total (CT)				7		7	14
Carbone organique total (COT)	7			7		7	21
Formaldéhyde	7			7			14
Solides totaux				7			7
Halogènes totaux	7	7 x 2	5	7	7		40
pH				7			7
Lixiviation (Classe I-annexe III)						7	7

Les chiffres présentés dans le tableau correspondent au nombre total d'analyses effectuées sur l'ensemble des dix essais (huit avec bois traité et deux témoins) qui ont été réalisés durant les sept jours d'échantillonnage. Des d'essais, deux ont été réalisées uniquement avec les combustibles usuels de la cimenterie et cinq avec du bois traité. Le chiffre 7 implique que sept analyses ont été réalisées à raison d'une analyse par jour d'essai. Le chiffre 5 spécifie que cinq analyses ont été effectuées, soit une par jour d'essai où du bois traité était employé comme combustible de remplacement. Le chiffre 31 indique qu'un total de trente et une analyses ont été faites dont 21 ont été réalisées sur des échantillons composés (3 analyses par

jour d'essai) et 10 ont été effectuées sur des échantillons ponctuels (1 par essai). Finalement, le chiffre 23 implique que vingt-trois analyses au total ont été entreprises, dont 15 sur des échantillons composés pour les jours où du bois traité avait été employé comme combustible (3 analyses par jour d'essai), et 8 sur des échantillons ponctuels (1 par essai avec bois traité).

Le tableau 2.9 présente la liste des paramètres ainsi que le nombre d'analyses qui ont été effectuées sur les échantillons d'émissions atmosphériques.

Tableau 2.9 : Nombre d'analyses effectuées par paramètre pour les émissions atmosphériques

Paramètres	Analyses			Total
	Essais	Témoin	Standard	
Particules	8			8
Cendres à 500 & 950 °C	8			8
Teneur en Cl, F & Br	8	2	2	12
Métaux	8	2	4	14
PCDD/PCDF HAP BPC CP & CB	8	2	1	11
COV (Vost)	32	10		42
SO_2, NO_2, NO_x, THC, CO, CO_2, O_2	Analyses en continu aux 5 minutes			

Dans le tableau précédent, le nombre 8 situé dans la colonne «essais» signifie qu'une analyse a été effectuée pour chacun des 6 essais de valorisation du bois traité où les émissions ont été analysées (les 2 essais de sécurité supplémentaires non pas été analysés) et pour chacun des 2 essais témoins. De la même façon, le nombre 32 signifie que 4 échantillons ont été analysés pour les mêmes essais énumérés précédemment. Le nombre de témoins et standards analysés est dicté par les procédures de contrôle de qualité employées lors des tests.

Les analyses de C, H, O, N, F, S, CT, COT, AOX et de formaldéhyde prévues sur les particules échantillonnées dans les émissions atmosphériques à la cheminée n'ont pas été

réalisées étant donné la très faible quantité de particules émises dans l'atmosphère. Les résultats obtenus dans les poussières du précipitateur pourront servir de référence pour ces paramètres. Toutefois, afin de pouvoir apprécier la composition des particules émises et de vérifier leur similitude avec les poussières du précipitateur, les chlorures ont été analysés dans chacun des échantillons de particules et de poussières. L'analyse des chlorures est d'autant plus pertinente que les produits introduits sont principalement des contaminants chlorés (PCP, DCB, etc.).

En ce qui concerne les tableaux 2.10, 2.11 et 2.12, ils présentent les méthodes analytiques employées pour les différents types d'échantillons. Le détail des composantes des trains d'échantillonnage pour les émissions est présenté à l'annexe C.

Tableau 2.10 : Méthodes d'analyse des échantillons de bois, de charbon, d'huiles, de cru, de clinker et de poussières

Paramètres	Méthodes	Références
HAP	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, purification sur silice, dosage GC/MS	EPA 3540, MEF 90.02/410-HAP 1.2 EPA 8270
Chlorophénols	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, dosage GC/MS	EPA 3540 EPA 8270
Chlorobenzènes	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, dosage GC/MS	EPA 3540 EPA 8270
BPC	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, dosage GC/MS	EPA 3540 EPA 8270
Dioxines et furannes	EPA méthode 1613	EPS 1/RM/19 US
COV	Extraction avec méthanol, dosage par "purge and trap" - GC/MS	EPA 8260
COSV	Extraction au soxhelt avec dichlorométhane, dosage GC/MS	EPA 3540 EPA 8270

Tableau 2.10 : Méthodes d'analyse des échantillons de bois, de charbon, d'huiles, de cru, de clinker et de poussières (suite)

Paramètres	Méthodes	Références
Valeur calorifique	Combustion à l'aide d'une bombe calorimétrique	PARR
COT	Traitement HC et dosage au four LECO-1	CRM
CT	Four LECO CR-12	CRM
C, H, N, O	Four LECO	Université Laval
Humidité (%eau)	Matières totales séchés à 103-105 °C	SM 2540 B (18e ED, 1992)
Cendres	Matières totales brûlés à 550 °C	SM 2540 E (18e ED, 1992)
Chlorures	Dosage par colorimétrie au thiocyanate ferrique	ASTM 1987 - D 512-C
Florures	Électrode spécifique	SM 4500-F-B (18e ED, 1992)
Alcalinité	Titrage à pH 8,3 et 4,5	SM 2320 B (18e ED, 1992)
Soufre	Four LECO SC-432 et CS-132	CRM
Chlore	Méthode au DPD	SM 4540 Cl-F (18ie ED, 1992)
AOX	Combustion avec bombe calorimétrique, dosage par colorimétrie au thiocyanate ferrique	MENVIQ 89.11/414-Hal. 1.1 ASTM 1987 - D 512-C
Cd, Cr, Cu, Pb, Co, Sb, Mn, Ni, Te, Tl, V, Zn	Digestion HNO3/HCl à 100 °C, analyse par adsorption atomique	MENVIQ 90.03/210- méthode 1.3 SM 3111D - 3111B (18e ED, 1992)
As, Se	Digestion HNO3/Mg(NO3)2 à 100 °C, perte au feu à 550 °C pendant 12 heures, analyse par absorption atomique avec génération des hydrures	MENVIQ 90.02/210 AD 1.1 et SE 1.1 SM 3114 C (18e ED, 1992)
Hg	Digestion H2SO4/HNO3/KMnO4/K2S2O8 à 95 °C, analyse par absorption atomique - vapeurs froides	SM 3112 (18e ED, 1992)

Tableau 2.11 : Méthodes d'analyse des émissions atmosphériques

Paramètres	Méthodes	Références
HAP, CP, CB, PCDD/PCDF, BPC	Dosage par GC/MS	Laboratoires Zénon
COV	Désorption thermique, dosage GC/MS	Laboratoires Zénon
COT	Traitement HC et dosage au four LECO-1	CRM
Bromures	Colorimétrie au phénol rouge	SM 4540 Br-B (18e ED, 1992)
Particules	Détermination gravimétrique	EPS 1/RM/8
Formaldéhyde	Dosage par colorimétrie à l'acide chromotropique et à l'acide sulfurique	NIOSH 3500
Chlorures	Dosage par colirimétrie au thiocyanate ferrique	ASTM 1987 - D 512-C
Sulfates	Turbidimétrie	SM 4500-SO421 (18e ED, 1992)
Fluorures	Électrode spécifique	SM 4500-F-B (18e ED,1992)
Cd, Cr, Cu, Pb, Co, Sb, Mn, Ni, Te, Tl, V, Zn	Digestion HNO3/HCl à 100 °C, analyse par four au graphite ou analyse par absorption atomique	MENVIQ 90.03/210 - méthode 1.3, SM 3113B (18e ED, 1992), EPA SW-846 méthodes de la série 7000
As, Se	Digestion HNO3/Mg(NO3)2 à 100 °C, perte au feu à 550 °C pendant 12 heures, analyse par absorption atomique avec génération des hydrures ou analyse par four au graphite	MENVIQ 90.02/210 AD 1.1 et SE 1.1 SM 3114 C (18e ED, 1992) EPA SW-846 méthodes de la série 7000
Hg	Digestion H2SO4/HNO3/KMnO4/K2S2O8 à 95 °C, analyse par absorption atomique - vapeurs froides	SM 3112 (18e ED, 1992) EPA SW-846 méthode 7470 SM 303F (15e ED)

Tableau 2.12 : Méthodes d'analyse de l'eau

Paramètres	Méthodes	Références
COSV	Extraction au soxhlet avec dichlorométhane, dosage par GC/MS	EPA 3540 EPA 8270
COV	Extraction avec méthanol, dosage par purge and trap - GC/MS	EPA 8260
Formaldéhyde	Colorimétrie à l'acide chromotropique - acide sulfurique	NIOSH 1977 vol 1 No 125
COT	Traitement HC et dosage au four LECO-1	CRM
CT	Four LECO CR-12	CRM
Particules	Gravimétrie à 103 - 105 °C	SM 2540 B (18e ED, 1992)
Chlorures	Dosage par colirimétrie au thiocyanate ferrique	ASTM 1987 - D 512-C
Sulfures	Colorimétrie au bleu de méthylène	SM 4500-S2-D (18e ED, 1992)
Fluorures	Électrode spécifique	SM 4500-F-B (18e ED,1992)
AOX	Combustion avec bombe calorimétrique, dosage colorimétrie au thiocyanate ferrique	MENVIQ 89.11/414-Hal.1.1 ASTM 1987 - D 512-C
Cd, Cr, Cu, Pb, Co, Sb, Mn, Ni, Te, Tl, V, Zn	Digestion HNO3/HCl à 100 °C, analyse par four au graphite	MENVIQ 90.03/210 - méthode 1.3, SM 3113B (18e ED, 1992)
As, Se	Digestion HNO3/Mg(NO3)2 à 100 °C, perte au feu à 550 °C pendant 12 heures, analyse par absorption atomique avec génération des hydrures	MENVIQ 90.02/210 AD 1.1 et SE 1.1 SM 3114 C (18e ED, 1992)
Hg	Digestion H2SO4/HNO3/KMnO4/K2S2O8 à 95 °C, analyse par absorption atomique - vapeurs froides	SM 3112 (18e ED, 1992)

CHAPITRE 3
RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

Ce troisième chapitre présente les résultats expérimentaux obtenus au cours de cette recherche. Ceux-ci permettent de conclure quant à l'influence du bois traité dans les procédés de recyclage et de valorisation énergétique en cimenterie.

3.1 GÉNÉRALITÉS

Dans ce chapitre, à moins d'avis contraire, les valeurs présentées correspondent aux moyennes arithmétiques des résultats obtenus pour les essais avec bois traité et les essais témoins. Des résultats plus détaillés sont présentés dans les annexes E et G.

Dans les tableaux, la mention «n.d.» (non détecté) signifie que le résultat obtenu se situe sous la limite de détection de la méthode d'analyse employée et lors du calcul des moyennes, ces valeurs n'ont pas été considérées. Les résultats présentés peuvent donc être considérés comme sécuritaires. La mention «n.a.» (non applicable) indique que le paramètre n'a pas été analysé pour cet échantillon. Finalement, dans cette recherche, les composés dits «gazeux» correspondent à la fraction passant au travers d'un filtre de porosité égale à 0,3 µm.

3.2 ÉVALUATION DES INCIDENCES ENVIRONNEMENTALES EN FONCTION DES ESSAIS TÉMOINS

Cette section présente l'ensemble des résultats expérimentaux découlant de l'analyse des échantillons prélevés durant les essais de recyclage et de valorisation énergétique en cimenterie du bois traité. Afin de pouvoir saisir l'influence de cette matière dans les procédés, les résultats des essais avec bois traité sont présentés parallèlement à ceux des témoins. Une telle évaluation permet de juger des incidences potentielles de ces activités en

se basant sur l'hypothèse que le sciage du bois et la production de clinker n'entraînent pas de risques environnementaux, voir n'engendrent pas d'incidences notables sur l'environnement.

3.2.1 Recyclage

3.2.1.1 Données de production

Le détail des productions journalières sont présentées au tableau 3.1 et l'annexe F fournit les caractéristiques des émissions. La variation importante du débit de production entre les essais avec bois traité et l'essai témoin s'explique par le fait que dans le premier cas, les poteaux étaient sciés en recherchant la plus grande pièce de bois à produire dans le diamètre du poteau, alors que dans le cas du bois non traité, les pièces de bois ont été sciées en maximisant la quantité de produit fini. Dans un même ordre d'idée, l'atteinte d'une production totale plus élevée lors des jours 3 et 4 peut être attribuable au sciage de poteaux d'une plus grande longueur que lors des deux premiers jours, soit 4,88 m comparativement à 2,44 m. D'autre part, les arrêts de production imprévus survenus durant les essais sont attribuables à des bris de la scie causés par une mauvaise démétallisation des poteaux.

Les températures moyennes durant les essais sont résumées au tableau 3.2. Ces dernières, mesurées à l'aide d'un système de thermographie (caméra infra-rouge), ne sont pas très élevées. Ces résultats s'expliquent probablement par le fait que la scie soit très longue (9,30 m) comparativement au diamètre d'un poteau (0,24 m), permettant à la lame d'évacuer une partie de sa chaleur dans l'air. D'une façon générale, la température de l'air ambiant est de 15 ou 16° C plus faible que celle de la lame de la scie et de 1 ou 2 ° inférieure à celle du bois au niveau de la scie. De tels résultats ont aussi été obtenus lors du sciage de bois non traité même si la scie coupait dans les deux sens (avant et arrière), laissant ainsi moins de temps à la lame pour se refroidir.

Tableau 3.1 : Détail des productions journalières

Journée Type de bois scié Date	Jour 1 bois traité 15 mai 1996	Jour 2 bois traité 16 mai 1996	Jour 3 bois traité 3 juillet 1996	Jour 4 bois nontraité 5 juillet 1996
Durée normale de production	8 h 30	8 h 30	8 h 30	7 h 30
Temps d'arrêts non prévus	40 min	40 min	30 min	aucun
Durée de production réelle	7 h 50	7 h 50	8 h 00	7 h 30
Nombre de poteaux	500	502	487	242
Longueur des poteaux	2,44 m	2,44 m	4,88 m	3,66 à 4,88m
Production totale de pièce de bois fini	11 462 pmp	11 306 pmp	14 460 pmp	19 695 pmp
Débit de production des produits finis	1 463 pmp/h	1 443 pmp/h	1 830 pmp/h	2 626 pmp/h

pmp = pieds mesure de planche = 2.54 cm x 30.48 cm x 30.48 cm

Tableau 3.2 : Températures moyennes enregistrées durant le sciage

Températures	Bois traité	Témoin
Date des essais :	15 et 16 mai	35980
Température ambiante	19 ± 2,0 °C	23 ± 2,0 °C
T° de la lame de la scie	34 ± 2,0 °C	39 ± 2,0 °C
T° du bois au niveau de la scie	20 ● 2,0 °C	20 ± 2,0 °C

3.2.1.2 Résidus solides

L'analyse des résultats des échantillons de poteaux et de sciures révèlent que des composés phénoliques, des HAP, des dioxines et des furannes ainsi que certains composés organiques volatils, des composés organo-halogénés adsorbables, de même que de l'arsenic, du chrome, du cuivre, des chlorures et du soufre sont en concentration plus élevées dans les échantillons de bois traité que dans ceux de bois non traité (témoin). Les tableaux 3.3 et 3.4 présentent respectivement les résultats pour les paramètres organiques et les paramètres inorganiques.

Tableau 3.3 : Composés organiques dans les échantillons solides, recyclage

Paramètres	précision	Poteaux		Sciures	
		bois traité	témoin	bois traité	témoin
Composés organiques semi-volatils (mg/kg)					
Pentachlorophénol	40 %	1 046	1,5	1 356	8,7
autres chlorophénols totaux	40 %	82,5	n.d.	64	n.d.
Autres composés phénoliques (totaux)	40 %	49	n.d.	86	1,6
BPC totaux	40 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HAP totaux	40 %	2 020	2,5	3 130	52
Dioxines et furannes (ug-FET/kg)	40 %	42	0,11	24	0,44
Composés organiques volatils (mg/kg)					
Éthylbenzènes	25 %	1,4	n.d.	0,6	n.d.
Xylènes	25 %	3,4	n.d.	2,9	n.d.
1,2,4 Triméthylbenzène	25 %	1,9	n.d.	10	n.d.
sec-Butylbenzène	25 %	n.d.	n.d.	2,7	n.d.
autres composés organiques volatils	25 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Autres composés organiques					
AOX (mg/kg)	20 %	3 300	130	2 500	170
Carbone organique total (COT) (g/kg)	4 %	361	362	369	341
Formaldéhyde (mg/kg)	20 %	n.d.	n.d.	5,5	4
% de matière organique	20 %	99	99	99	99

Globalement, les contaminants mesurés dans les poteaux sont les mêmes que ceux retrouvés dans les sciures. Néanmoins, dans certains cas, des concentrations plus élevées dans les sciures ont été observées, ce qui peut être attribué au fait que les sciures proviennent exclusivement de l'extérieur des poteaux et qu'elles ont une granulométrie plus fine que celle des échantillons de poteaux. En effet, pour être analysés, les poteaux ont été réduits en copeaux dont la taille était nettement supérieure à celle des sciures produites par le sciage du bois. Les variations entre les résultats peuvent également s'expliquer par le fait que les

échantillons de poteaux étaient composés uniquement de bois traité au PCP, alors que les échantillons de sciures pouvaient contenir du bois traité à l'ACC ou à la créosote. En effet, tel que mentionné au deuxième chapitre, 4 % des poteaux recyclés étaient traités à l'ACC et 0,5 % à la créosote.

Tableau 3.4 : Composés inorganiques dans les échantillons solides, recyclage

		Poteaux		Sciures	
Paramètres	précision	bois traité	témoin	bois traité	témoin
Métaux (mg/kg)					
Arsenic	30 %	1,5	0,8	88	2,4
Cadmium	20 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chrome	20 %	3	n.d.	180	11
Cuivre	20 %	8	2	106	6
Mercure	30 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Plomb	20 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Composés inorganiques (mg/kg)					
Chlorures	15 %	200	71	177	64
Soufre	10 %	500	100	533	n.d.

La présence des composés mesurés dans les résidus solides s'explique par l'utilisation d'agents de préservation pour le traitement du bois et démontre que les résidus de bois traité doivent être gérés de façon à minimiser leur propagation dans l'environnement.

3.2.1.3 Émissions atmosphériques

Les concentrations des paramètres organiques mesurés dans les émissions atmosphériques sont présentées au tableau 3.5. Parmi les composés mesurés, les chlorobenzènes, les chlorophénols, dont le pentachlorophénol, les HAP, les dioxines et les furannes, le benzène,

les xylènes, le formaldéhyde et les AOX ont été enregistrés en plus forte concentration lors du sciage du bois traité. Parmi les composés organiques volatils analysés, du toluène et du tétrachloroéthylène ont été mesurés en concentrations supérieures à la limite de détection de la méthode d'analyse. Cependant, leur concentration n'a pas augmentée lors du sciage du bois traité.

Tableau 3.5 : Composés organiques dans les émissions atmosphériques, recyclage

		Émissions	
Paramètres	précision	bois traité	témoin
Composés organiques semi-volatils (µg/Nm³)			
Pentachlorophénol	40 %	12 601	317
autres chlorophénols totaux	40 %	1 002	22
Chlorobenzènes totaux	40 %	1,02	0,46
BPC totaux	40 %	n.d.	n.d.
HAP totaux	40 %	6 605	220
Dioxines et furannes (FET) (ng-FET/Nm³)	40 %	23	0,6
Composés organiques volatils (µg/Nm³)			
Benzène	40 %	12,4	3,63
Toluène	40 %	72,4	115,1
Tétrachloroéthylène	40 %	2,06	1,21
Xylènes	40 %	268,5	33,5
autres composés organiques volatils	40 %	n.d.	n.d.
Autres composés organiques			
AOX (µg/Nm³)	20 %	6 639	377
Formaldéhyde (mg/Nm³)	10 %	22	3

Le tableau 3.6 fournit les résultats suite à l'analyse des métaux dans les émissions atmosphériques. Les valeurs sont présentées pour la phase totale et la phase gazeuse (métaux non retenus sur un filtre de porosité égale à 0,3 µm). Le tableau montre que le recyclage du bois traité a augmenté les concentrations d'arsenic, de chrome, de cuivre et de

plomb dans les émission. Néanmoins, les métaux sont majoritairement sous forme particulaire puisque dans la phase gazeuse, seul du cadmium et du chrome ont été détectés.

Tableau 3.6 : Métaux dans les émissions atmosphériques, recyclage

Paramètres	précision	Émissions			
		bois traité		témoin	
Métaux (µg/Nm³)					
		totaux	gazeux	totaux	gazeux
Arsenic	30 %	306	n.d.	3,7	n.d.
Cadmium	20 %	n.d.	1,2	n.d.	n.d.
Chrome	20 %	456	1,5	7,4	n.d.
Cuivre	20 %	298	n.d.	7,9	n.d.
Mercure	30 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Plomb	20 %	14	n.d.	n.d.	n.d.

Finalement, le tableau 3.7 présente les résultats des particules et des autres composés inorganiques mesurés dans les émissions atmosphériques. Il permet de voir que la concentration des particules émises lors du recyclage du bois traité est de dix fois inférieure au résultat obtenu lors du sciage de poteaux non traités. Ceci peut s'expliquer par le fait que l'agent de préservation joue le rôle d'un liant qui empêche l'émission d'une concentration élevée de particules et qu'il rend les particules plus lourdes, donc moins volatiles. Dans le cas des chlorures et du soufre, les concentrations émises lors du recyclage du bois traité sont nettement supérieures à celles enregistrées lors de l'essai témoin.

Dans les émissions atmosphériques, l'ensemble des variations enregistrées entre les essais de sciage de bois traité et de bois non traité s'expliquent par la présence d'agents de préservation dans le bois. Les substances contenues dans ces agents se sont volatilisées ou étaient adsorbées sur les particules dégagées lors du sciage. Pour certains paramètres, l'écart entre les deux types d'essais peut sembler important, mais les conditions d'échantillonnage représentent le cas extrême puisque les émissions ont été prélevées de part et d'autre de la

scie en s'assurant de récolter toutes les particules et tous les composés dégagés lors du sciage du bois. La formation ou la destruction de composés organiques est peu probable en raison des températures mesurées à la scie durant les essais. Celles-ci étaient, au niveau de la scie, de l'ordre de 34 à 39° C et, pour les poteaux, d'un maximum de 25 °C (voir le tableau 3.2).

Tableau 3.7 : Particules et autres composés inorganiques dans les émissions atmosphériques, recyclage

Paramètres	précision	Émissions	
		bois traité	témoin
Autres composés inorganiques			
Chlorures (µg/Nm³)	15 %	647	108
Soufre (mg/Nm³)	10 %	479	0,2
Particules (g/Nm³)	15 %	1,6	16,8

Les résultats obtenus permettent de conclure que l'utilisation d'un dépoussiéreur aurait pour effet de rendre négligeable l'émission de métaux dans l'air ambiant. De plus, le dépoussiéreur diminuerait sûrement l'émission d'un bon nombre d'autres composés qui sont eux aussi adsorbés aux particules. Ceci aurait pour effet de réduire considérablement l'écart entre les résultats lors des essais avec bois traité et l'essai témoin.

3.2.1.4 Synthèse

Les essais ont confirmé que les résidus solides contiennent des concentrations importantes de contaminants. Ils doivent donc être gérés de sorte à minimiser leur propagation dans l'environnement. Les essais ont également permis de démonter que le sciage du bois traité modifiait la qualité des émissions atmosphériques. Néanmoins, les essais ont été réalisés en conditions extrêmes : les émissions étaient prélevées de part et d'autre de la scie et aucun système d'épuration n'avait été employé. L'utilisation d'un dépoussiéreur permettrait sûrement de réduire l'émission de plusieurs paramètres.

3.2.2 Valorisation énergétique en cimenterie

3.2.2.1 Données de production

Le tableau 3.8 fournit les débits moyen des intrants et des extrants pour les essais témoins et les essais de valorisation énergétique du bois traité. Les valeurs plus détaillées sont présentées à l'annexe J.

Tableau 3.8 : Débit des intrants et des extrants dans le four à ciment

Échantillons	Unités	Essais témoins	Essais avec bois traité
Cru	t/h	49,83	49,05
Charbon	t/h	2,91	1,84
Bois traité	t/h	0	2,84
Huiles usées	L/h	464,8	460,8
Pneus	kg/h	701	727
Eau	L/min	20	23
Clinker produits	t/h	30	30
Poussières récupérées	t/h	2,5	2,5
Émissions atmosphériques	Nm^3/h	103 074	102 785

3.2.2.2 Intrants

Les tableaux 3.9, 3.10 et 3.11 présentent les résultats de l'analyse des intrants. Puisque les pneus n'ont pas été analysés, l'annexe H fournit une synthèse de leur composition et ces valeurs indiquent des tendances qui doivent être interprétées avec circonspection.

Les résultats obtenus permettent de conclure que l'emploi du bois traité comme combustible de remplacement au charbon entraîne dans les intrants une augmentation du PCP, des HAP,

des dioxines et furannes, de l'isopropylbenzène, des AOX, du chlore, de l'arsenic, du chrome, du cuivre et du zinc. En contrepartie, ce nouveau combustible diminue les concentrations en bis(2-éthylhexyl)phtalate, benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes, soufre, nickel et vanadium.

Tableau 3.9 : Composés organiques dans les intrants, valorisation

Paramètres	Cru mg/kg	Charbon mg/kg	Huiles mg/L	Eau µg/L	Bois traité mg/kg
Composés organiques semi-volatils					
1,2 dichlorobenzènes	n.d.	n.d.	9 006	n.d.	n.d.
1,3 dichlorobenzènes	n.d.	n.d.	339	n.d.	n.d.
1,dichlorobenzènes	n.d.	n.d.	1 616	n.d.	n.d.
autres chlorobenzènes	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Pentachlorophénol	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2 716
autres composés phénoliques	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HAP totaux	n.d.	249	n.d.	n.d.	5 670
BPC	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.d.
Dioxines & furannes (µg-FET/kg)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	19,2
Bis(2-éthylhexyl)phtalate	2,22	6,9	n.d.	n.d.	2,22
autres COSV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Composés organiques volatils					
Benzène	n.d.	1,9	51	n.d.	n.d.
Trichloroéthylène	n.d.	n.d.	17	n.d.	n.d.
Toluène	n.d.	6,5	589	n.d.	n.d.
Tétrachloroéthylène	n.d.	n.d.	81	n.d.	n.d.
Éthylbenzène	n.d.	1,2	183	n.d.	n.d.
P, M-Xylènes	n.d.	6,9	714	n.d.	n.d.
O-Xylènes	n.d.	4	330	n.d.	n.d.
Styrène	n.d.	n.d.	16	n.d.	n.d.
Isopropylbenzène	n.d.	n.d.	34	n.d.	12,8

Tableau 3.9 : Composés organiques dans les intrants, valorisation (suite)

Paramètres	Cru mg/kg	Charbon mg/kg	Huiles mg/L	Eau µg/L	Bois traité mg/kg
Composés organiques volatils (suite)					
N-propylbenzène	n.d.	n.d.	114	n.d.	n.d.
1,3,4-triméthylbenzène	n.d.	n.d.	193	n.d.	n.d.
1,2,4-triméthylbenzène	n.d.	3,2	726	n.d.	5,4
autres COV	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Autres composés organiques					
Formaldéhyde	1,7	n.a.	n.a.	n.d.	n.a.
AOX	294	869	6 227	n.d.	4 632
COT	2 171	n.a.	n.a.	0,4	n.a.

L'analyse des intrants a permis de calculer la valeur calorifique de chacun des combustibles employés et ainsi de déterminer la proportion d'énergie qu'ils fournissent. Globalement, la valeur calorifique du bois représente près de 63 % de celle du charbon. Ainsi, en alimentant le four à ciment avec du bois traité, à un débit de près de trois tonnes par heure, le bois comble 35 % des besoins énergétiques, soit près de l'équivalent du charbon qui fournit 37 % des besoins en énergie alors que les huiles usées et les pneus comblent respectivement 12 % et 16 % des besoins énergétiques. Lors des essais témoins, 68 % de l'énergie requise était fournie par le charbon, 14 % par les huiles usées et 18 % par les pneus. Ces résultats sont présentés au tableau 3.12 et leurs détails à l'annexe I.

Tableau 3.10 : Composés inorganiques dans les intrants, valorisation

Paramètres	Cru mg/kg	Charbon mg/kg	Huiles mg/L	Eau µg/L	Bois traité mg/kg
Métaux					
Antimoine	0,2	1,3	0,77	n.d.	2
Arsenic	1,9	4	0,08	n.d.	379
Cadmium	0,3	0,4	0,4	n.d.	0,5
Cobalt	n.d.	5	n.d.	n.d.	2
Chrome	10	16	2,1	0,002	443
Cuivre	10	18	33	0,005	253
Manganèse	180	19	63	n.d.	78
Mercure	n.d.	n.d.	0,1	n.d.	0,45
Nickel	3	50	0,8	0,044	6
Plomb	15	19	23	n.d.	18
Sélénium	n.d.	2,3	n.d.	0,001	n.d.
Tellure	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Thallium	50	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Vanadium	30	139	n.d.	0,05	23
Zinc	113	46	78	0,12	159
Autres éléments					
Azote	n.d.	1,1	n.d.	n.d.	n.d.
Brome	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carbone	10,3	70,2	75,5	n.d.	48,2
Chlore	383	959	6 315	31	4 900
Hydrogène	n.d.	4,2	12,6	n.d.	6
Soufre	3 000	21 000	2 900	n.d.	900
Fluor	n.d.	n.d.	n.d.	0,8	n.d.

Tableau 3.11 : Données complémentaires dans les intrants, valorisation

	Cru	Charbon	Huiles	Eau	Bois traité
Données complémentaires					
Halogènes totaux (mg/kg)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Alcalinité (mg/kg)	373	n.a.	n.a.	n.a.	60
Humidité (%)	n.d.	n.d.	4,43	n.a.	26,4
Cendres (%)	1,8	75,1	99,4	n.a.	95,5

Tableau 3.12 : Apport énergétique des combustibles

	Charbon	Huiles usées	Pneus	Bois traité
Valeurs calorifiques (Mj/kg)	29,11	37,03	n.a.	18,19
Pourcentage d'énergie fournie				
Essais avec bois traité	37 %	12 %	16 %	35 %
Essais témoins	68 %	14 %	18 %	0 %

3.2.2.3 Extrants autres que les émissions atmosphériques

Dans l'ensemble, les valeurs de tous les paramètres mesurés dans les extrants ont été les mêmes quelles que soient les conditions d'opération du four. Par conséquent, puisqu'aucune tendance n'a été observée, le calcul des moyennes ne tient pas compte des conditions d'opération du four dans la présentation des résultats.

Les tableaux 3.13 et 3.14 fournissent les résultats obtenus pour les extrants autres que les émissions atmosphériques, soit les poussières et le clinker.

Dans les poussières récupérées dans les précipitateurs électrostatiques, seuls des dioxines et des furannes, des AOX et du COT ont été détectés parmi la panoplie de composés organiques analysés. Toutefois les résultats démontrent que les dioxines et les furannes et le COT ne sont pas présents en plus grande quantité lorsque le bois traité est utilisé comme

combustible. En ce qui a trait aux composés inorganiques, les concentrations d'arsenic, de zinc et de chlore mesurées sont légèrement supérieures pour les essais réalisés avec le bois traité. Toutefois, les concentrations de nickel et de sélénium sont légèrement plus faibles.

Tableau 3.13 : Composés organiques dans les extrants autres que les émissions atmosphériques, valorisation

Paramètres	précision	Poussières		Clinker	
		bois traité	témoin	bois traité	témoin
Composés organiques semi-volatils (mg/kg)					
Chlorobenzènes	40 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chlorophénols	40 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
HAP totaux	40 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BPC	40 %	n.d.	n.d.	n.a.	n.a.
Dioxines et furannes (FET)	40 %	0,07	0,3	n.a.	n.a.
autres COSV	40 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Autres composés organiques (mg/kg)					
COV	25 %	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
AOX	20 %	1 425	500	n.d.	n.d.
COT	4 %	925	925	n.a.	n.a.

Dans le cas du clinker, aucun composé organique n'a été retrouvé au-dessus des limites de détection des analyses. Pour ce qui est des composés inorganiques, les résultats montrent que des augmentations significatives ont été observées pour l'arsenic, le chrome et le cuivre, et ces résultats s'expliquent par la présence de ces métaux dans le bois traité introduit lors des essais.

Tableau 3.14 : Composés inorganiques dans les extrants autres que émissions atmosphériques, valorisation

Paramètres	précision	Poussières		Clinker	
		bois traité	témoin	bois traité	témoin
Métaux (mg/kg)					
Antimoine	30 %	0,2	0,3	0,6	0,5
Arsenic	30	3,8	1,2	18	1,7
Cadmium	20	5,5	5,4	n.d.	n.d.
Cobalt	25	3	3	5	5
Chrome	20	18	19	64	44
Cuivre	20	18	19	37	24
Manganèse	14	188	200	306	295
Mercure	30	0,04	0,03	0,11	0,07
Nickel	20	2	6	9	13
Plomb	20	367	378	n.d.	n.d.
Sélénium	30	3,8	6,9	n.d.	n.d.
Tellure	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Thallium	20	78	79	94	91
Vanadium	25	40	50	71	73
Zinc	20	1 001	818	480	413
Autres éléments (mg/kg)					
Azote	–	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Brome	30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Carbone	–	6,7	6,7	1,2	1,2
Fluor	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hydrogène	–	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Oxygène	–	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Soufre	10	54,2	46,3	n.d.	n.d.
Humidité	–	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Alcalinité	–	38 000	37 500	8 720	6 800

3.2.2.4 Émissions atmosphériques

Le tableau 3.15 fournit les résultats d'analyse des paramètres organiques pour les émissions atmosphériques prélevées à la sortie de la cheminée de la cimenterie. Globalement, l'utilisation du bois traité comme combustible de remplacement du charbon a peu d'influence sur les composés émis dans l'atmosphère : les concentrations varient légèrement en plus ou en moins selon les paramètres. En fait, parmi les variations observées entre les essais avec le bois traité et les essais témoins, seule l'augmentation des concentrations de PCP et de dioxines et de furannes est significative. Le PCP a été évalué à 0,6 µg/Nm³ lors des essais avec le bois traité alors qu'il était sous la limite de détection des appareils analytiques lors des essais témoins. Dans le cas des dioxines et furannes, la concentration a presque doublé lorsque du bois traité a été employé comme combustible, passant de 0,12 ng-FET/Nm³ à 0,24 ng-FET/Nm³. Selon les résultats observés dans les intrants, l'augmentation de ces deux paramètres peut être directement reliée à l'utilisation du bois traité comme combustible.

Tableau 3.15 : Composés organiques dans les émissions atmosphériques, valorisation

		Émissions	
Paramètres	précision	bois traité	témoin
Composés organiques semi-volatils (µg/Nm³)			
HAP	40 %	7,05	8,7
Pentachlorophénol	40 %	0,55	n.d.
Autres chlrorophénols	40 %	1,58	1,04
BPC totaux	40 %	n.d.	n.d.
Dichlorobenzènes	40 %	0,74	0,87
1,2,4-Trichlorobenzène	40 %	0,09	0,09
Dioxines et furannes FET (ng-FET/Nm³)	40 %	0,24	0,12
autres COSV	40 %	n.d.	n.d.

Tableau 3.15 : Composés organiques dans les émissions atmosphériques, valorisation (suite)

Paramètres	précision	Émissions	
		bois traité	témoin
Composés organiques volatils (µg/Nm³)			
1,1-Dichloroéthène	40 %	178,76	216,3
Chlorure de méthylène	40 %	38,43	51,01
Trans-1,2-dichloroéthylène	40 %	n..d.	123,64
Chloroforme	40 %	65,25	21,17
Bromodichlorométhane	40 %	20,8	19,16
Tétrachloroéthylène	40 %	1,06	0,81
Chlorobenzènes	40 %	8,71	7,1
Éthylbenzènes	40 %	39,3	42,74
Xylènes	40 %	93,1	118,48
Styrène	40 %	16,85	2,51
Propylbenzènes	40 %	6,04	5,72
Triméthylbenzènes	40 %	14,85	12,33
Bromobenzène	40 %	n.d.	0,77
P-isopropyltoluène	40 %	2,23	2,23
N-butylbenzène	40 %	6,4	4,3
1,2-dibromo-3-chloropropane	40 %	n.d.	2,37
Hexachlorobutadiène	40 %	n.d.	1,93
autres COV	40 %	n.d.	n.d.
Autres composés organiques			
Formaldéhyde	20 %	1 786	1 518

Les tableaux 3.16 et 3.17 qui présentent les résultats respectivement pour les métaux et les autres éléments et les particules permettent de confirmer que la tendance pour les composés inorganiques est la même que celle des composés organiques : l'utilisation du bois traité comme combustible de remplacement a peu d'influence sur la concentration des composés émis dans l'atmosphère. En fait, le chlore gazeux est le seul paramètre qui varie de façon importante avec l'utilisation du bois traité. Rappelons qu'à l'intérieur de la présente

recherche, les métaux passant au travers un filtre de porosité égale à 0,3 µm sont considérés comme étant gazeux. Ainsi, une portion d'éléments dits «gazeux» sont en fait fixés à de très fines particules (<0,3 µm). De tels résultats concordent avec la littérature (McKendry-Smith, 1989), selon laquelle une augmentation en chlorures dans les émissions contribue à la formation de particules très fines. Les particules contenant une proportion plus élevée en chlore sont également reconnues comme ayant une résistivité électromagnétique différente des autres particules, elles requièrent généralement un ajustement des précipitateurs pour les éliminer (Jones *et al.* 1994). D'ailleurs, les résultats des particules et du chlore particulaire sont légèrement plus élevés lors des essais avec bois traité, ce qui semble corroborer la littérature, d'autant plus que l'augmentation de ces deux paramètres est sensiblement la même. En comparaison, l'augmentation de la proportion de dioxines et de furannes est un peu plus élevée que celle des particules, ce qui peut confirmer que les dioxines et les furannes ont tendance à s'adsorber sur des particules très fines. Comme dans le cas du PCP, des dioxines et des furannes, l'augmentation de chlore mesuré dans les émissions gazeuses lors des essais avec le bois traité est attribuable à ce nouveau combustible.

Dans le cas des métaux, quelques variations entre les deux types d'essais peuvent être observées. Cependant, les concentrations supplémentaires en métaux apportées par le bois traité se retrouvent majoritairement dans le clinker et non dans les émissions. Le calcul du pourcentage de chacun des métaux présents sous forme gazeuse montre que pour le mercure, l'antimoine et l'arsenic, les proportions sont respectivement de 88 %, 97 % et 97 %. D'autre part, les proportions pour le zinc (32 %), le chrome (36 %), le sélénium (40 %) et le thallium (42 %) sont beaucoup plus faibles. Pour les autres métaux, les proportions varient de 46 % à 75 %. Une comparaison de ces résultats avec les points d'ébullition des différents métaux a permis de voir qu'il existe aucune relation directe entre ces deux paramètres. En effet, les proportions gazeuses retrouvées ne dépendent pas de la qualité plus ou moins volatile des métaux, mais davantage des différents complexes formés avec ces derniers dans le four à ciment.

Tableau 3.16 : Métaux dans les émissions atmosphériques, valorisation

		Émissions			
Paramètres	précision	bois traité		témoin	
Métaux (µg/Nm³)					
		totaux	gazeux	totaux	gazeux
Antimoine	20 %	16,15	15,68	14,25	13,77
Arsenic	15 %	16,16	15,68	14,25	13,77
Cadmium	15 %	1,1	0,86	1,02	0,77
Cobalt	15 %	5,67	3,55	5,3	3,49
Chrome	15 %	9,97	4,25	8,78	3,19
Cuivre	15 %	3,61	1,6	2,62	1,59
Manganèse	10 %	4,35	2,24	3,19	1,9
Mercure	30 %	3,91	3,46	5,58	4,93
Nickel	10 %	6,74	2,03	4,09	1,9
Plomb	15 %	18,09	8,48	14,23	7,47
Sélénium	15 %	3,1	2,36	3,1	1,23
Tellure	15 %	30,86	19,88	28,61	19,03
Thallium	15 %	47,77	19,88	45,76	19,03
Vanadium	15 %	66,31	48,6	55,82	39,94
Zinc	10 %	8,62	2,21	7	2,15

Tableau 3.17 : Particules et autres composés inorganiques dans les émissions atmosphériques, valorisation

Autres éléments (mg/Nm³)			
Chlore particulaire	15 %	1,882	1,502
Chlore gazeux	6 %	11,03	5,58
Fluorures	10 %	0,117	0,08
Bromures	20 %	0,202	0,151
Particules (mg/Nm³)			
Particules	15 %	13,51	10,99

3.2.2.5 Synthèse

Les essais réalisés à la cimenterie ont permis de constater que l'utilisation du bois traité comme combustible avait une influence mineure sur la plupart des composés mesurés dans les extrants. Dans le clinker, ce sont l'arsenic, le chrome et le cuivre qui ont été mesurés en concentration plus élevée. Dans les poussières, le chlore, l'arsenic et le zinc ont augmenté. Finalement, dans les émissions atmosphériques, l'utilisation du bois traité entraîne une augmentation des concentrations de PCP, de dioxines et furannes et de chlore gazeux. En fonction des concentrations mesurées dans les intrants du procédé de la cimenterie, toutes ces variations peuvent être attribuées à l'utilisation du bois traité comme combustible de remplacement au charbon.

CHAPITRE 4
DISCUSSION

Ce chapitre met en perspective les résultats obtenus afin de répondre à l'objectif de cette recherche : évaluer les incidences environnementales liées aux activités de recyclage et de valorisation énergétique en cimenterie du bois traité. Dans un premier temps, une évaluation des incidences est effectuée en comparant les valeurs des paramètres expérimentaux à celles des différentes réglementations. Ensuite, l'accent est mis sur le cas des dioxines et des furannes : présentation de leur sort dans les deux procédés étudiés et estimation de leur masse dans l'environnement. Suit une évaluation interactive des modes d'élimination du bois traité basée sur les émissions de dioxines et de furannes dans l'environnement. Pour terminer, cette section présente quelques aspects techniques et économiques liés au projet.

4.1 GÉNÉRALITÉS

Avant de débuter les différentes évaluations réalisées à partir des résultats expérimentaux, il peut être important de mentionner qu'aucun bilan de masse n'a pu être réalisé dans le but de valider les résultats obtenus. Cet exercice a été omis du protocole initial pour des raisons techniques et économiques, vu la réalisation d'une vaste campagne d'échantillonnage à l'échelle réelle. En fait, au niveau du recyclage, les madriers n'ont pas été échantillonnés et dans le cas de la valorisation énergétique, ce sont les pneus et les émission du refroidisseur à clinker qui n'ont pas été prélevés. Les résultats obtenus au cours de ce projet peuvent être considérés comme valable puisque l'échantillonnage et l'analyse ont été effectuées par des firmes accrédités pour cette expertise. De plus, les résultats ont été validés par le MEF et Environnement Canada.

4.2 ÉVALUATION DES INCIDENCES EN REGARD DU RESPECT DES RÈGLEMENTS

Après avoir constaté que l'utilisation du bois traité dans les activités de recyclage et de valorisation énergétique peut entraîner un surplus de contaminants dans l'environnement, cette section tente d'évaluer les incidences de ces activités en regard des différents règlements ou normes existants.

4.2.1 Recyclage

4.2.1.1 Résidus solides

Le bois traité est classé comme matière non dangereuse selon le Règlement sur les matières dangereuses (8 octobre 1997) et comme mode d'élimination, il peut être enfoui dans un site procédant à la récupération et au traitement du lixiviat. Les résultats obtenus suite à l'analyse des solides (poteaux et sciures) démontrent qu'ils contiennent des concentrations importantes en contaminants, leur gestion doit donc être réalisée de façon à minimiser la dispersion de ces résidus dans l'environnement. D'autre part, les résultats obtenus à la cimenterie laisse entrevoir la valorisation énergétique des résidus de bois traité comme une alternative très intéressante au niveau environnemental. La section 4.4 permettra de mieux comparer les alternatives de gestion pour cette matière.

4.2.1.2 Émissions atmosphériques

À partir des résultats obtenus pour les émissions atmosphériques, une première évaluation peut être effectuée à l'aide du Règlement sur la qualité de l'air ambiant (Q-2, r.20), auquel sont d'ailleurs soumises les scieries. Ce règlement spécifie les concentrations maximales pour huit contaminants, dont les particules qui ont été analysés dans cette recherche. Les concentrations mesurées dans les émissions étaient de 1 600 mg/Nm^3 lors des essais de bois

traité et de 16 800 mg/Nm³ avec l'essai témoin. Bien que les particules émises lors du sciage du bois traité sont un peu plus de dix fois inférieures à la concentration mesurée lors de l'essai témoin, elles sont plus de 30 fois supérieures à la norme québécoise de 50 mg/Nm³ pour une source fixe. Cette évaluation vient confirmer la nécessité d'utiliser un dépoussiéreur à la scierie.

Une autre référence, le Règlement 90 de la CUM, sans être applicable ailleurs que sur ce territoire, peut être utilisé pour évaluer la qualité des émissions atmosphériques. L'aspect intéressant de ce règlement est qu'au lieu de légiférer sur les émissions à la sortie de la cheminée, il tient plutôt compte de l'effet de la dispersion des contaminants dans l'air pour préciser des normes d'air ambiant extérieur. Pour utiliser ce règlement, les concentrations mesurées à la scie ont été appliquées à la formule de dispersion présentée à l'article 3 du règlement. C'est également dans ce même article que se trouve la liste des concentrations maximales pour plusieurs contaminants. Les formules qui suivent ont servi à calculer la concentration des différents contaminants au point d'impact.

$$C = \frac{10^6\ Q}{u}\ e^{(-2{,}5302\ -1{,}5610\log_e H\ -0{,}0934(\log_e H)^2)}$$

$$H = h + \frac{V_s d}{u}\ (1{,}5 + 2{,}68\frac{(T_s - 298)d}{T_s})$$

C = concentration de l'agent polluant (µg/m³)
H = hauteur de panache (m)
Q = débit de l'agent polluant (g/s)
u = vitesse du vent (m/s) = 2 m/s
h = distance du sol au sommet de la cheminée = 4.2672 m
V_s = vitesse de sortie des gaz = 4,55 m/s
d = diamètre intérieur de la cheminée (m) = 0,203 m
T_s = température des gaz dans la cheminée (Kelvin) = 294 K

Pour réaliser le calcul des concentrations des agents polluants, différentes hypothèses ont été émises. La vitesse du vent a été estimée à 2 m/s, vitesse minimale acceptable pour le calcul de la hauteur du panache. La hauteur du bâtiment de la scierie à été utilisée comme distance verticale, la scierie n'ayant pas de cheminée. Le diamètre intérieur choisi pour la cheminée a été celui de la conduite d'aspiration des gaz employée pour l'échantillonnage des émissions et la température des gaz considérée a été celle enregistrée dans cette conduite.

Le tableau 4.1 compare les résultats des émissions de la scierie au point d'impact avec les valeurs du Règlement 90. En fonction des hypothèses mentionnées, il semble que les émissions atmosphériques émises par la scierie n'aient pas d'incidences majeures sur l'environnement. Toutefois, les concentrations calculées sont basées sur les spécifications de la scierie employée durant l'étude, cette évaluation ne peut donc pas être transposée à une scierie ayant des caractéristiques différentes.

Finalement, à partir des résultats des émissions atmosphériques, une dernière évaluation peut être effectuée pour estimer les incidences du sciage de bois traité sur la qualité de l'air du milieu de travail. Cette évaluation se base sur le Règlement sur la qualité du milieu de travail, règlement numéro S-2.1, r.15. Il est extrêmement important de souligner que l'évaluation de la qualité de l'air du milieu de travail a été réalisée uniquement à titre indicatif et que les conclusions doivent être traitées avec prudence. En fait, plusieurs valeurs des paramètres ont été estimées et les méthodes d'échantillonnage et d'analyse employées durant les essais ne correspondent pas à celles prescrites par l'Institut de Recherche en Santé et Sécurité au Travail (IRSST).

La première étape dans l'évaluation de l'air du milieu de travail a été de calculer la ventilation requise à la scierie. La scierie a été considérée comme un bâtiment étanche dans lequel toutes les concentrations mesurées dans les gaz étaient émises. Ainsi, à partir des équations présentées dans le Règlement et en considérant les dimensions de la scierie, la ventilation requise a été établie à 2 500 m^3 d'air frais par heure. Cette valeur a été élaborée pour des activités de sciage de bois non traité seulement, une ventilation supplémentaire pourrait être exigée dans le cas du recyclage du bois traité.

Tableau 4.1 : Comparaison des émissions atmosphériques avec les valeurs maximales du Règlement 90 de la CUM

Paramètres	Concentrations à la scie (mg/Nm³)	Taux d'émission (g/s)	Concentrations calculées au point d'impact (µg/Nm³)	Concentration maximale selon Règlement 90 de la CUM (µg/Nm³)
Arsenic	0,311	$4,3 \times 10^{-5}$	0,11	0,15
Cadmium	0,0022	$3,1 \times 10^{-7}$	$7,9 \times 10^{-4}$	1,5
Chrome	0,458	$6,4 \times 10^{-5}$	0,16	7,5
Cuivre	0,299	$4,2 \times 10^{-5}$	0,108	40
Mercure	0,0008	$1,11 \times 10^{-7}$	$2,86 \times 10^{-4}$	5
Plomb	0,018	$2,6 \times 10^{-6}$	$6,7 \times 10^{-3}$	15
Formaldéhyde	21,7	$3,0 \times 10^{-3}$	7,73	12
Chlorobenzènes	0,0014	$1,9 \times 10^{-7}$	$4,90 \times 10^{-4}$	---
Pentachlorophénol	13,61	$1,82 \times 10^{-3}$	4,69	40
BPC (42% Cl)	$0,03 \times 10^{-6}$	$4,3 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-5}$	0,02
BPC (54% Cl)	$0,03 \times 10^{-6}$	$4,3 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-5}$	0,02
Naphtalène	1,644	$2,37 \times 10^{-4}$	0,61	40
Benzo(a)pyrène	0,04	$5,82 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-2}$	---
Xylènes	0,259	$3,74 \times 10^{-5}$	$9,6 \times 10^{-6}$	2300
Benzène	0,012	$1,73 \times 10^{-6}$	$4,5 \times 10^{-3}$	375
Tétrachloroéthylène	0,001	$1,44 \times 10^{-7}$	$3,7 \times 10^{-4}$	5100
Toluène	0,069	$9,97 \times 10^{-6}$	$2,6 \times 10^{-2}$	2000

Le tableau 4.2 compare les concentrations en contaminants dans la scierie où une ventilation adéquate aurait été appliquée aux valeurs d'exposition maximales prescrites par le Règlement sur la qualité du milieu de travail. Les résultats des concentrations mesurées immédiatement à la sortie de la scie permettent déjà de conclure quant à l'impact de différents composés sur la santé des travailleurs. En effet, parmi les concentrations, certaines sont supérieures aux valeurs d'exposition maximales prescrites par la CSST. C'est le cas de l'arsenic, du cuivre, du formaldéhyde, du pentachlorophénol et du benzo(a)pyrène. En ce qui a trait à l'arsenic et au cuivre, les résultats dans la phase gazeuse étaient sous la limite de détection (< 0,004

pour l'arsenic et < 0,001 pour le cuivre) alors que les concentrations totales étaient de 0,3 mg/Nm³ pour ces deux métaux. Ces résultats permettent de soutenir que l'installation d'un système de dépoussiérage réduirait les probabilités de contamination par ces deux métaux.

Tableau 4.2 : Concentrations des contaminants dans l'air du milieu de travail

Paramètres	Concentrations à la scie (mg/Nm³)	Concentrations avec changement d'air requis (mg/Nm³)	Valeurs d'exposition maximales selon Règlement sur la qualité du milieu de travail (mg/Nm³)
Arsenic	**0,311**	0,063	**0,2**
Cadmium	0,0022	0,0004	0,05
Chrome	0,458	0,093	0,5
Cuivre	**0,299**	0,061	**0,2**
Mercure	0,0008	0,0002	0,05
Plomb	0,018	0,004	0,15
Formaldéhyde	**21,7**	**4,41**	**3**
Chlorobenzènes	0,0014	0,0002	345
Pentachlorophenol	**13,61**	**2,77**	**0,5**
BPC (42% Cl)	$0,03 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-8}$	1
BPC (54% Cl)	$0,03 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-8}$	0,5
Naphtalène	1,644	0,334	52
Benzo(a)pyrène	**0,04**	**0,01**	**0,005**
Xylènes	0,259	0,053	434
Benzène	0,012	0,002	3
Tétrachloroéthylène	0,001	0,0002	339
Toluène	0,069	0,014	377

Après avoir appliqué la ventilation adéquate évaluée pour la scierie (2 500 m³/h), les concentrations de formaldéhyde, de pentachlorophénol et de benzo(a)pyrène sont toujours plus élevées que les valeurs d'exposition permises. Bien que l'estimation de la qualité de l'air ambiant suppose que les émissions sont envoyées uniquement à l'intérieur de la scierie, ces composés doivent être considérés comme pouvant affecter la santé des travailleurs,

d'autant plus qu'elles sont reconnues comme potentiellement cancérigènes chez l'humain (NIOSH 1985, Calabrese et Kenyon 1991). Il est donc recommandé d'installer un système de prélèvement des émissions produites lors du sciage de façon à aspirer les poussières et les gaz produits ou encore d'isoler la scie dans une aire exclue aux travailleurs, ceci afin de minimiser le plus possible les risques de contamination du milieu de travail.

4.2.2 Valorisation énergétique en cimenterie

4.2.2.1 Poussières du four

Les poussières récupérées dans les précipitateurs électrostatiques sont les seuls résidus solides de la cimenterie qui doivent être gérés. Celles-ci peuvent être considérées comme un déchet solide si leurs concentrations en lixiviat respectent l'article 30 du Règlement sur les déchets solides (Q-2, r.3.2), ou encore être employées comme amendement agricole si leurs concentrations en métaux n'excèdent pas la norme NQ 0419-075 *Poussière de four provenant de la fabrication du ciment Portland - utilisation à des fins agricoles* du Bureau de Normalisation du Québec (BNQ). Le tableau 4.3 propose une comparaison des concentrations en lixiviat mesurées dans les poussières avec celle du Règlement sur les déchets solides et le tableau 4.4 compare les concentrations de métaux dans les poussières avec celles de la norme du BNQ.

La comparaison des résultats obtenus dans les poussières avec les deux règlements permet d'affirmer que les concentrations sont en dessous des normes prescrites à l'exception du plomb dans le lixiviat des poussières qui excède légèrement la valeur prescrite par le Règlement sur les déchets solides. Ces résultats impliquent que les poussières ne peuvent être gérées comme un résidu solide en raison de leur concentration en plomb, mais qu'elles peuvent être employées comme amendement agricole.

Tableau 4.3 : Résultats de lixiviation des poussières du précipitateurs

Paramètres	Témoin mg/L	Bois traité mg/L	Règlement déchets solides (Q-2, r.3.2) mg/L
Cadmium	0,005	0,005	0,1
Chrome	0,095	0,072	0,5
Cuivre	0,055	0,064	1
Mercure	<0,0005	<0,0005	0,001
Nickel	<0,01	<0,01	1
Plomb	0,1	**0,21**	**0,1**
Zinc	0,02	0,046	1
Phénols	0,0025	0,0026	0,02
Huiles et graisses	17,5	11,7	15

Tableau 4.4 : Concentrations de métaux dans les poussières

Paramètres	Témoin mg/kg	Bois traité mg/kg	Norme BNQ (NQ 0419-075) mg/kg
Arsenic	12	38	15
Bore	---	---	100
Cadmium	54	55	10
Cobalt	3	3	50
Chrome	19	18	500
Cuivre	19	18	600
Fluorures	n.d.	n.d.	1 750
Mercure	3	5	5
Manganèse	200	188	1 500
Molybdène	---	---	20
Nickel	6	2	100
Plomb	378	367	500
Sélénium	69	38	14
Zinc	818	1 001	1 750

4.2.2.2 Émissions atmosphériques

Le Règlement sur la qualité de l'atmosphère (Q2, r.20), de même que les lignes directrices du CCME, fixent des concentrations maximales à respecter pour certains paramètres. Le tableau 4.5 confronte les résultats obtenus pour la concentration de particules émises dans l'air au Règlement sur la qualité de l'atmosphère. Il permet de constater que malgré une augmentation de près de 23 % des particules lors des essais avec le bois traité, ce paramètre respecte amplement la norme provinciale, les particules y sont encore plus de dix fois inférieures.

Tableau 4.5 : Émissions atmosphériques en regard des valeurs du Règlement sur la qualité de l'air ambiant

Paramètre	unité	Émissions		Norme Qualité de l'atmosphère
		bois traité	témoin	
Poussières	g/tonne de clinker	47	37	500

Le tableau 4.6, présente quant à lui, les valeurs des différents paramètres qui font l'objet de critères du CCME. Là aussi, malgré une augmentation des concentrations en contaminants dans les émissions lors de la valorisation du bois traité, tous les paramètres sont inférieurs aux critères prescrits.

Tableau 4.6 : Émissions atmosphériques en regard des critères du CCME

Paramètres	unités	Essais		Critères CCME
		bois traité	témoin	
Dioxines et furannes	ng/Nm³	0,24	0,13	0,5
HCl	mg/Nm³	9,4	5,4	50
Somme Sb, Cu, Mn, V, Zn	mg/Nm³	0,117	0,097	1,5
Somme As, Cr, Co, Ni, Se, Te	mg/Nm³	0,072	0,064	0,5
Somme Cd, Hg, Tl	mg/Nm³	0,053	0,052	0,15

L'efficacité d'enlèvement et de destruction (EDD), sans être légiférée pour les cimenteries canadiennes, est une mesure régulièrement utilisée dans le domaine de l'incinération pour juger de l'efficacité d'un système à détruire les composés organiques. Aux États-Unis, une EED minimale de 99,99 % est même exigée pour les bouilloires et les fournaises industrielles. Cette valeur de base est régulièrement employée pour d'autres procédés. Le tableau 4.7 montre les EED des quatre principaux paramètres organiques mesurés lors des essais.

Tableau 4.7 : Efficacités d'enlèvement et de destruction

Paramètres	Masses entrantes (g)	Masses émises (g)	EED
PCP	7 713	0,05456	99,9993 %
Dichlorobenzène	5 050	0,0734	99,9985 %
Dioxines et furannes (FET)	0,05453	0,0000236	99,9567 %
HAP	16 100	0,6985	99,9958 %

Ces résultats permettent de conclure que le four à ciment a les capacités d'assurer une bonne destruction du PCP, des dichlorobenzènes et des HAP. Quant aux dioxines et aux furannes, bien que la valeur d'EED ne soit pas aussi élevée, elle démontre qu'à l'exception d'une quantité trace, ces composés sont détruits dans les fours à ciment.

4.3 SORT DES DIOXINES ET FURANNES DANS LES PROCÉDÉS

Cette section présente une évaluation sur le sort des dioxines et des furannes dans les procédés de recyclage et de valorisation énergétique. Contrairement aux composés inorganiques, les dioxines et les furannes peuvent être formées ou dégradées et l'étude ici tente de saisir les différentes transformations qui peuvent se dérouler à leur niveau.

Le bilan est réalisé sur les masses mesurées et non sur les débits ou concentrations en équivalent de toxicité (FET). La précision des résultats qui est de 40 % entre en ligne de

compte lorsque des conclusions sont tirées. Tant pour le recyclage que pour la valorisation énergétique, les résultats sont interprétés selon trois volets : la masse totale de dioxines et de furannes, les proportions de dioxines et de furannes, puis l'étude des différents groupes de congénères.

4.3.1 Recyclage

4.3.1.1 Masse totale de dioxines et de furannes

Pour réaliser un bilan sur la masse totale de dioxines et de furannes, quelques hypothèses ont dû être émises puisque les données requises pour cet exercice non pas toutes été évaluées durant les essais. Ainsi, en ce qui concerne les résidus solides, soit les sciures et les croûtes, les concentrations mesurées dans les sciures ont été considérées comme équivalente à l'échantillon des résidus solides puisque les sciures proviennent du pourtour des poteaux, tout comme les croûtes. Le débit des résidus solides à été estimé à 157 kg/h à partir de données recueillies durant le déroulement des essais. La masse de dioxines et de furannes dans les madriers a été présumée équivalente à celle des poteaux. Cette hypothèse entraîne probablement une surestimation de la masse des composés dans les madriers puisque la portion externe du poteau, qui est plus traitée que le coeur, a été supprimée. Le fait que le bois est âgé et que l'agent de préservation ait pu lixivier ou se volatiliser équilibre quelque peu la surestimation. Le débit des madriers a été évalué à 123 kg/h. L'annexe K présente plus de détails sur les calculs employés pour réaliser le bilan. La figure 4.1 résume les résultats du bilan pour le bois traité et le témoin.

Le bilan montre que lors des essais de recyclage du bois traité, 86 % des dioxines et des furannes dans les intrants a été mesuré dans les extrants. Comme la précision acceptable est de 40 %, le bilan peut être considéré comme bouclé. Ceci implique qu'aucune formation ou destruction des dioxines et des furannes ne survient durant le sciage du bois traité. Dans l'ensemble, 43 % des dioxines et des furannes présents dans les poteaux de bois traité se retrouvent dans les résidus solides et uniquement 0,04 % dans les émissions atmosphériques.

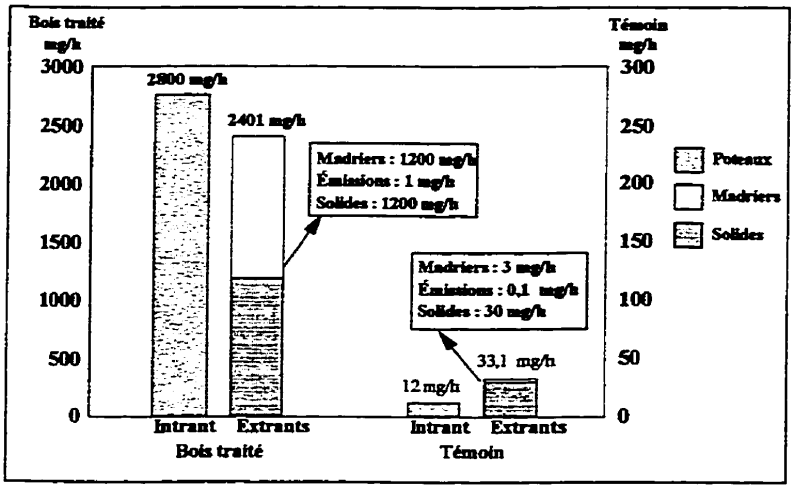


Figure 4.1 : Masse totale de dioxines et de furannes

Ces résultats concordent avec les attentes escomptées. En effet, en fonction des conditions dans lesquelles les essais de recyclage du bois traité se sont déroulés, des masses similaires en dioxines et furannes devaient être mesurées dans les intrants et les extrants. Dans ce dernier cas, elles devaient être réparties principalement dans les résidus solides et les madriers et de faibles masses pouvaient être mesurées dans les émissions, ces dernières provenant de la volatilisation de fines particules durant le sciage. Surtout, aucune décomposition ou formation de ces composés n'étaient attendues puisque les conditions requises pour observer ce phénomène ne s'y prêtaient pas. La plus importante de ces conditions est l'atteinte de températures élevées. Celles mesurées, tant au niveau de la scie que dans la conduite d'aspiration des gaz, étaient au maximum de 39 °C (sur la lame de la scie), ce qui correspond à une augmentation de 6 degrés par rapport à la température ambiante. À ces températures, les dioxines et les furannes ne sont pas détruites ni produites. Elles peuvent migrer et se volatiliser de la surface du bois traité, mais la volatilisation est très lente, de l'ordre de quelques grammes par an.

La comparaison des résultats obtenus lors du sciage du bois traité avec ceux de l'essai témoin permet d'observer certaines tendances. D'abord, les masses mesurées dans tous les

échantillons sont nettement supérieures dans le cas des essais avec le bois traité. Comparativement au témoin, elles sont 233 fois, 40 fois et de 10 fois plus élevées respectivement dans les poteaux, les résidus solides et les émissions. La présence de dioxines et de furannes dans les échantillons témoins peut s'expliquer par la présence de ces composés dans les poteaux de bois non traité ou par une contamination des échantillons puisque les essais ont été réalisés dans les conditions réelles d'une scierie. Le fait que la masse mesurée dans les extrants soit nettement supérieure à celle dans l'intrant, 33,1 mg/h dans les extrants du bois non traité contre 12 mg/h dans l'intrant, peut aussi s'expliquer par la limite de détection et la précision des méthodes analytiques : un résultat imprécis engendre une grande erreur lorsque la concentration est multipliée par le débit de chacun des intrants.

En conclusion, la comparaison des résultats des essais de recyclage du bois traité avec ceux du témoin permet d'observer clairement que l'utilisation d'agent de préservation contribue de façon très significative à la présence de dioxines et de furannes dans les résidus solides, les madriers et les émissions.

4.3.1.2 Proportion de dioxines et de furannes

L'évaluation de la proportion de dioxines et de furannes permet de donner une autre perspective à l'interprétation des résultats. La figure 4.2 illustre les proportions de chacun de ces composés dans les intrants et les extrants analysés. Les masses dans les madriers ne sont pas présentées puisqu'elles ont été estimées à partir des valeurs des poteaux. Dans l'ensemble, les attentes avancées à la section précédente devraient être observées ici aussi: la proportion de dioxines et de furannes devrait être la même dans les poteaux, les résidus solides et les émissions atmosphériques.

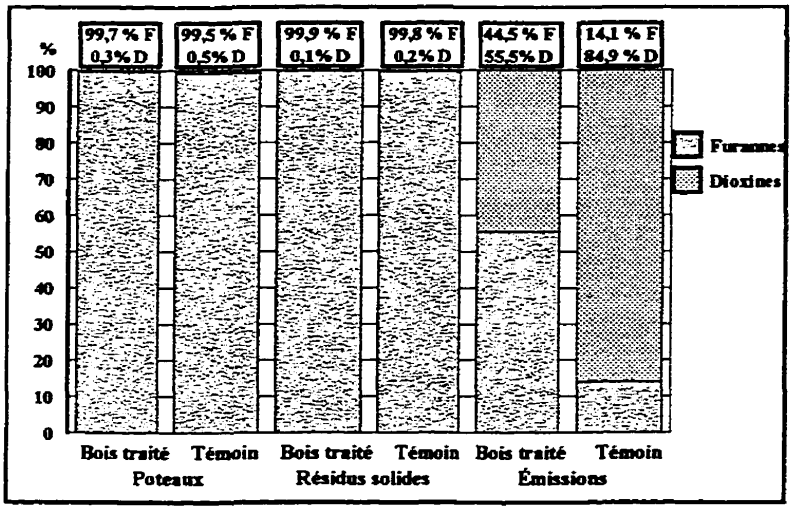


Figure 4.2 : Pourcentage de dioxines et de furannes dans les échantillons

Au niveau du bois traité, la figure montre que les proportions observées dans les poteaux sont les mêmes que dans les résidus solides et que ces tendances ne sont pas observées dans le cas des émissions atmosphériques. Dans ce dernier cas, la proportion de dioxines augmente à plus de 55 %, alors qu'elle était inférieure à 1 % dans les autres échantillons. La section suivante permettra de mieux expliquer ces résultats.

La comparaison des essais de bois traité avec ceux de bois non traité montre des résultats identiques dans le cas des poteaux et des résidus solides, les furannes y représentent de 99,5% à 99,9 % de la masse totale de dioxines et de furannes. Quant aux émissions atmosphériques, les furannes sont 30 % plus élevés dans les essais avec bois traité : de 14,1% dans le témoin, ils montent à 44,5 %. Ce résultat s'explique probablement par la présence dans les émissions de particules de bois traité, composées majoritairement de furannes, qui ont été entraînées dans la conduite d'échantillonnage des gaz puisque cette dernière était installée directement au niveau de la scie.

4.3.1.3 Congénères et groupes de congénères

Les figures 4.3, 4.4 et 4.5 illustrent la masse mesurée pour chacun des groupes de congénères dans le cas des poteaux, des résidus solides et des émissions atmosphériques lors des essais de recyclage du bois traité et de l'essai témoin. Dans ces figures, les valeurs encerclées indiquent la position de ce congénère dans l'ordre décroissant des masses en dioxines et furannes et les valeurs entre parenthèses rappellent le facteur de pondération pour déterminer le FET.

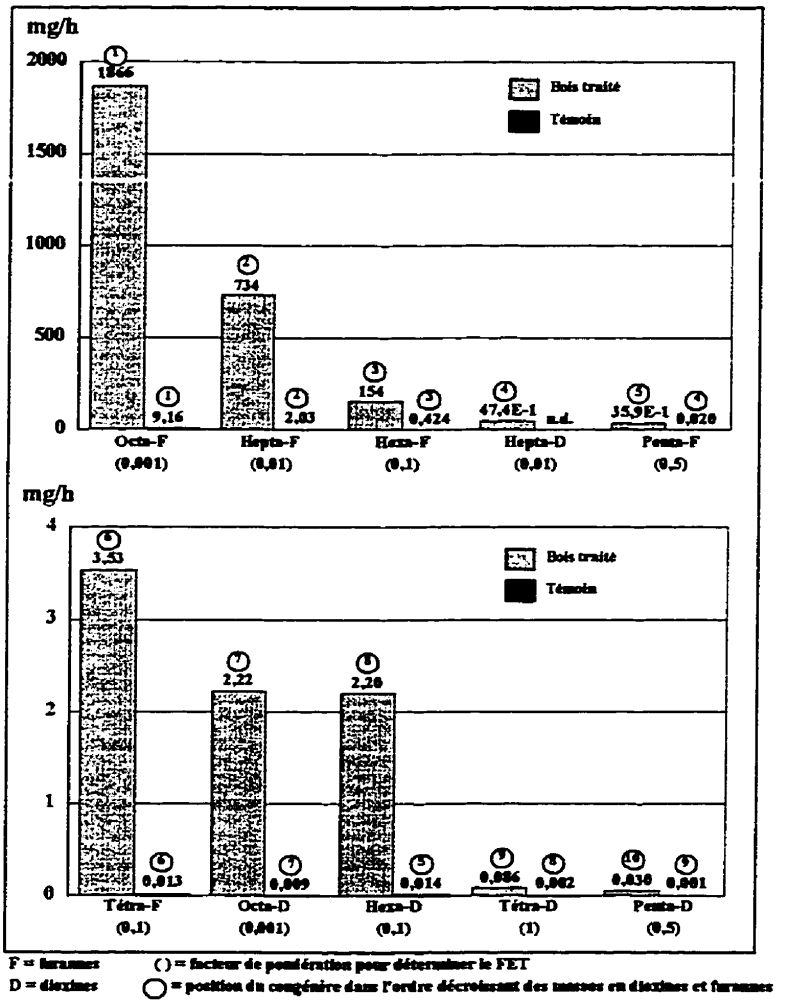


Figure 4.3 : Masse de chacun des congénères dans les poteaux

La figure 4.3 permet de constater que les trois congénères mesurés en concentration plus élevée sont les mêmes pour les deux types de bois, ce sont les octa-, les hepta- et les hexa-furannes. Pour les autres congénères, aucune tendance ne peut être établie. De plus, les concentrations enregistrées pour ces congénères sont nettement moins importantes : dans les poteaux de bois traité, le troisième congénère, les hexa-furannes, est 32 fois supérieure au congénère suivant, les hepta-dioxines et dans le bois non traité, la concentration des hexa-furannes est 21 fois plus élevée que celle des penta-furannes qui est le quatrième congénère dans l'ordre décroissant des masses.

Une comparaison des proportions des congénères dans les poteaux de bois traité avec celles présentées dans la littérature pour un poteau traité avec 4,5 % de PCP (tableau 1.2) montre quelques différences. En effet, selon Taylor *et al.* (1983), le congénère le plus présent dans le bois traité est l'octa-dioxine : à lui seul, il représente 52 % de la masse totale de dioxines et de furannes. Suite à l'analyse des échantillons de poteaux dans ce projet, ce congénère est à la septième position dans l'ordre décroissant des masses de congénères et ne représente que 0,08 % de la masse totale en dioxines et furannes. Au niveau des furannes, Taylor *et al.* (1983) présentaient d'abord les hexa, les octa, les penta puis les hepta-furannes comme ayant les plus grandes masses. Dans les échantillons de poteaux employé, l'ordre variait légèrement : les octa-furanne se présentaient en premier, suivi des hepta, des hexa puis des penta. L'essence et l'âge du poteau, de même que la solution de PCP et le mode d'imprégnation employés peuvent expliquer ces différences.

Dans le bois non traité, les valeurs obtenues peuvent s'expliquer par la présence des dioxines et des furannes dans les poteaux, ou par leur formation lors du broyage du bois réalisé pour l'analyse de ces échantillons ou encore par une certaine contamination.

Au niveau de la toxicité des poteaux, les congénères présentant les masses les plus élevées ont des facteurs de pondération relativement faibles : 0,001 pour les octa-furannes, 0,01 pour les hepta-furannes et 0,1 pour les hexa-furannes. De plus, comparativement au témoin, les

congénères les moins toxiques sont en plus grande proportion dans les poteaux de bois traité. Ainsi, en déterminant la masse en dioxines et furannes en équivalent de toxicité, les poteaux de bois traité ont une masse de 209 fois supérieure à celle du bois témoin alors que la masse totale en dioxines et furannes y est 237 fois plus élevée.

Dans le cas des masses enregistrées dans les résidus solides de bois traité, la figure 4.4 montre que l'ordre décroissant des congénères présente d'abord tous les furannes en fonction de leur nombre d'atomes de chlore, puis suivent les dioxines. La comparaison avec l'ordre des congénères dans les résidus solides témoins montre que ce sont les même trois congénères qui sont les plus présents dans les résidus solides de bois traité et de bois non traité, soit les octa-, les hepta- et les hexa-furannes. Le quatrième et dernier congénère dans le cas des résidus solides de bois non traité, l'octa-dioxine concorde avec le septième congénère des résidus solides de bois traité. La présence soutenue des octa-dioxines dans les résidus de bois non traité concorde avec la littérature qui soutient que c'est ce congénère qui est le plus présent dans l'environnement (Académie des sciences CADAS, 1994). Les profils obtenus pour les résidus de bois traité et de bois non traité produit lors des essais de sciage amène de nouveau à croire que ce sont les mêmes congénères qui se retrouvent dans les résidus solides de bois traité et non traité ou que les échantillons de sciures de bois non traité ont été quelque peu contaminés.

La comparaison de l'ordre des congénères dans les résidus solides provenant du bois traité avec ceux dans les poteaux de bois traité montre un profil relativement semblable. Les trois congénères les plus présents, les octa- les hepta- et les hexa-furannes, sont les mêmes dans les deux types d'échantillons, de même que les deux congénères mesurés en plus faible concentration, les tétra- et les penta-dioxines. Les positions quatre à huit sont occupées dans l'ordre décroissant des masses, dans le cas des résidus solides, par les penta-furannes, les tétra-furannes, les hexa-dioxines, les octa-dioxines et les hepta-dioxines, et dans le cas des poteaux de bois traité par les hepta-dioxines, les penta-furannes, les tétra-furannes, les octa-dioxines puis les hexa-dioxines. Les variations entre ces deux types d'échantillons peuvent

provenir de la précision et des limites de détection des analyses qui diffèrent d'un échantillon à l'autre ou de la différente répartition des congénères dans un poteau. Certains congénères peuvent avoir migré plus aisément vers le pourtour ou le coeur du poteau, et les sciures proviennent exclusivement du pourtour.

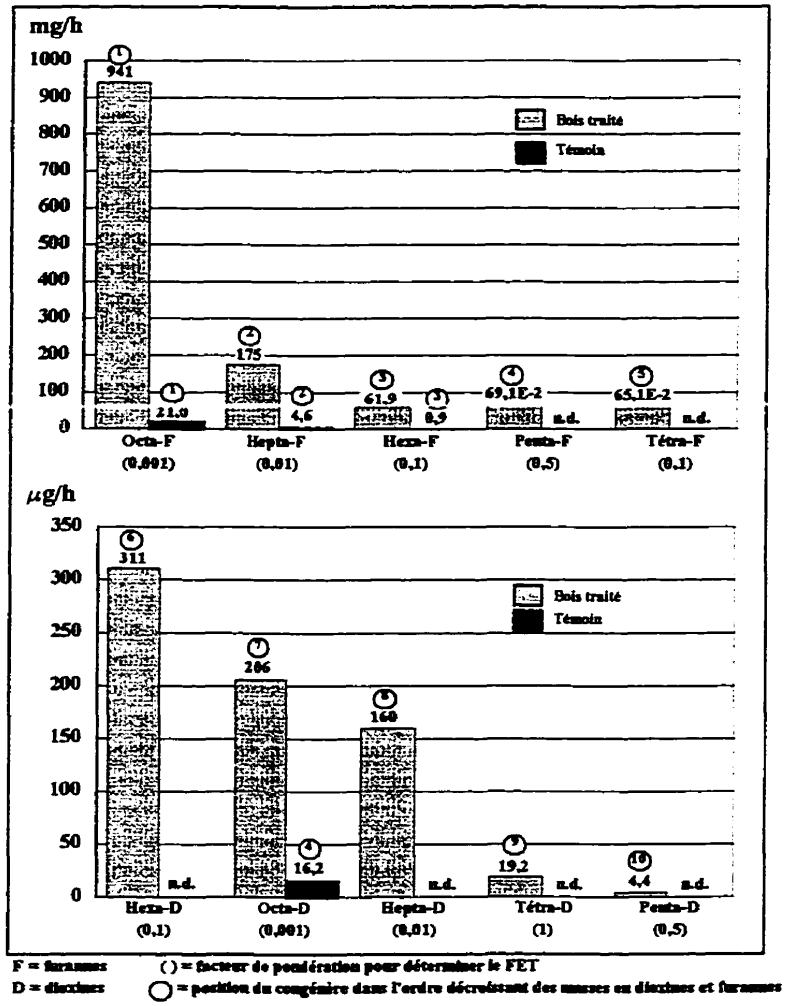


Figure 4.4 : Masse de chacun des congénères dans les résidus solides

Dans les résidus solides, la toxicité des quatre congénères présentant les masses les plus importantes croit rapidement, passant de 0,001 pour les octa-furannes à 0,5 pour le penta-furannes. La répartition des masses en fonction des congénères explique qu'en équivalent

de toxicité, les concentrations de dioxines et de furannes ont augmenté de près de 45 fois, alors qu'en masse totale, elles sont 55 fois supérieures.

Finalement, au niveau des émissions atmosphériques, la figure 4.5 confirme les hypothèses avancées dans cette section. Le classement des congénères par ordre décroissant de masse est, à une exception près, le même pour les deux types d'essais, ce qui semble montrer une augmentation des congénères déjà présents dans les émissions de sciage de bois non traité ou encore une contamination des échantillons. Dans le cas des émissions, cette dernière hypothèse est toutefois beaucoup moins plausible puisque les conditions d'échantillonnage y sont contrôlées beaucoup plus facilement. Dans le cas des octa-dioxines, le résultat dans les émissions témoins semble plutôt élevé : il représente près de la moitié de la masse mesurée pour ce même congénère lorsque du bois traité est scié, alors que dans tous les autres congénères, la masse du témoin est de 14 à 135 fois inférieure Cependant, ce congénère est reconnu comme étant celui qui est le plus répandu dans notre environnement et il est également celui qui est le plus présent selon Taylor *et al.* (1983) dans un poteau traité au PCP.

Par ailleurs, les masses de congénères se classent en général par ordre décroissant de toxicité. Les quatre congénères les plus présents, les octa-furannes, les octa-dioxines, les hepta-dioxines et les hepta-furannes sont ceux dont la toxicité est reconnue comme étant la plus faible, ces congénère ont un facteur de pondération équivalent respectivement à 0,001, 0,001, 0,01 et 0,01. À titre d'information, lors des essais de recyclage du bois traité, la molécule 2,3,7,8TCDD, reconnue comme la plus toxique, est celle dont la masse est la plus faible par rapport aux autres familles de congénères et elle se trouve sous la limite de détection dans le cas de l'essai témoin.

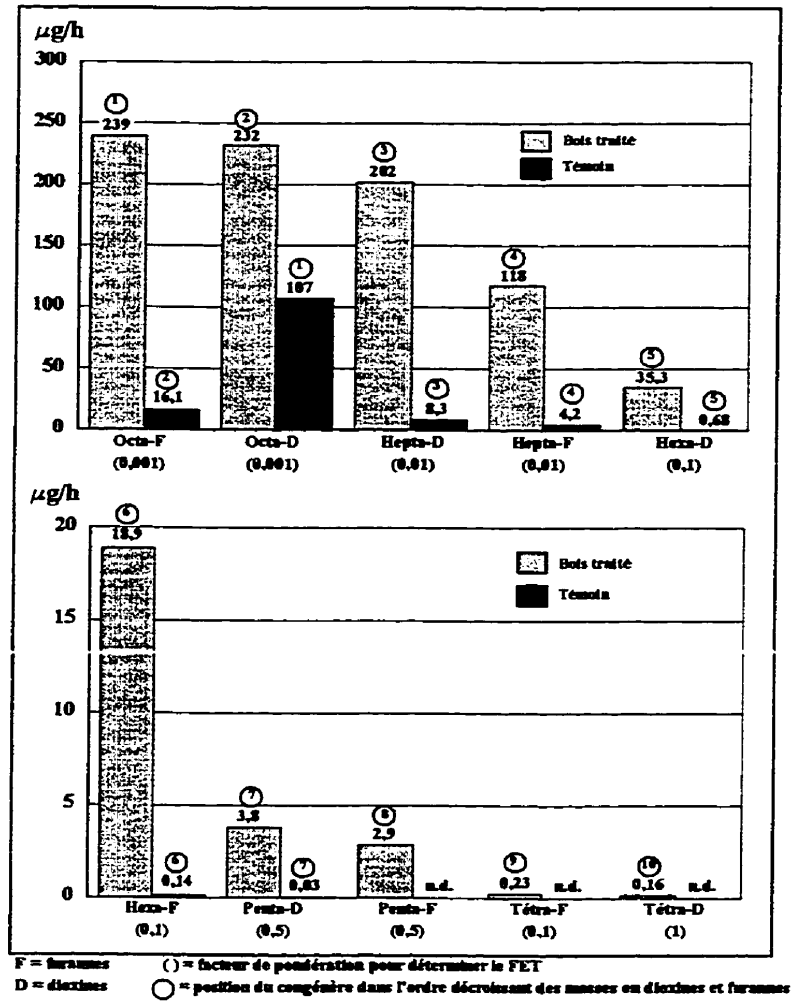


Figure 4.5 : Masse de chacun des congénères dans les émissions atmosphériques

Pour mieux comprendre le sort des dioxines et des furannes lors du recyclage du bois traité, le tableau 4.8 fournit les masses des différents groupes de congénères pour chacun des échantillons et précise, en guise de bilan, le pourcentage non-récupéré. Cette valeur a été déterminée en divisant la différence entre la masse dans l'intrant et les extrants par la masse dans l'intrant. Les résultats pour les madriers estimés à la section 4.2.1.1 ont été employés ici afin de pouvoir réaliser un bilan par congénère. À noter que les chiffres entre parenthèses précisent la position du congénère dans l'ordre décroissant des masses enregistrées pour cet échantillon.

Tableau 4.8 : Masse des congénères dans les échantillons

Congénères	FET	Poteaux (µg/h)	Sciures (µg/h)	Émissions (µg/h)	Madriers (µg/h)	% non récupéré
Tétra-D	1	86 (9)	19 (9)	0,2 (10)	38 (9)	33,6 %
Penta-D	0,5	30 (10)	4 (10)	3,8 (7)	13 (10)	29,2 %
Hexa-D	0,1	2 203 (8)	311 (6)	35,3 (5)	967 (8)	40,4 %
Hepta-D	0,01	4 743 (4)	160 (8)	202,1 (3)	2 082 (4)	48,5 %
Octa-D	0,001	2 222 (7)	206 (7)	232,1 (2)	976 (7)	36,4 %
Tétra-F	0,1	3 534 (6)	652 (5)	0,2 (9)	1552 (6)	37,6 %
Penta-F	0,5	3 590 (5)	692 (4)	2,9 (8)	1576 (5)	36,7 %
Hexa-F	0,1	154 463 (3)	61 904 (3)	18,9 (6)	67 820 (3)	16,0 %
Hepta-F	0,01	734 328 (2)	174 481 (2)	118,4 (4)	322 420 (2)	32,2 %
Octa-F	0,001	1 866 200 (1)	941 139 (1)	239,3 (1)	819 389 (1)	5,6 %

( ) = position par ordre décroissant de masse
D = dioxine; F = furanne

La fraction qui n'a pas été récupérée dans les extrants permet de voir qu'à l'exception du groupe des hepta-dioxines, elle est inférieure à la marge d'erreur de la méthode analytique qui est de 40 %. Malgré que certaines hypothèses ont été posées pour évaluer notamment, le débit des résidus solides et la masse en dioxines et en furannes dans les madriers, le bilan par congénère permet de conclure que la différence entre les intrants et les extrants est due à l'imprécision des analyses plutôt qu'à la destruction des dioxines et des furannes.

La comparaison des valeurs des émissions avec celles des sciures montre que pour les tétra-dioxines et tous les congénères de furannes, la portion mesurée dans les émissions est de 300 à 3 930 fois inférieure à celle mesurée dans les sciures. En contrepartie, pour les hexa-dioxines, la masse dans les émissions est neuf fois inférieure à celle des sciures, alors que pour les penta-, les hepta- et les octa-dioxines, les masses mesurées dans les émissions et les sciures sont similaires. Ces derniers résultats expliquent que la proportion de dioxines mesurée dans les émissions est 55,5 % comparativement à moins de 1 % dans les échantillons

solides, tel discuté à la section 4.2.1.2. Ces résultats ne représentent pas uniquement une pointe dans un échantillon puisque la reproductibilité des mesures de ces paramètres est bonne. Ces résultats sont probablement attribuables aux méthodes d'analyse et aux limites de détection des appareils qui diffèrent pour les échantillons solides et les émissions atmosphériques.

4.3.2 Valorisation énergétique

4.3.2.1 Masse totale de dioxines et de furannes

La problématique entourant les dioxines et les furannes dans la valorisation énergétique du bois traitée est totalement différente de celle pour le recyclage. La valorisation énergétique est synonyme de combustion, impliquant directement un potentiel de formation et de destruction des dioxines et furannes. En raison des conditions présentes dans le four à ciment (température > 1450 °C, turbulence, temps de résidence élevé, environnement alcalin, concentration élevée en O_2) les résultats devraient montrer une très bonne destruction de ces composés.

Effectivement, l'efficacité d'enlèvement et de destruction a clairement démontré que les dioxines et les furannes sont considérablement détruits dans le procédé de la cimenterie. Elle est de 99,9539 % en équivalent de toxicité (FET) et atteint 99,9899 % en considérant les masses en dioxines et furannes totales.

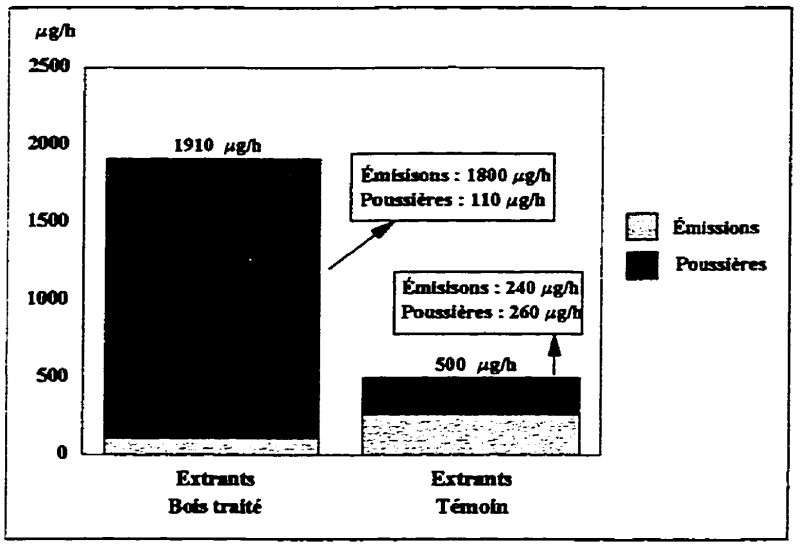


Figure 4.6 : Masse totale de dioxines et de furannes dans les extrants

La figure 4.6 illustre les masses de dioxines et de furannes mesurées dans les extrants lors des essais avec bois traité et les essais témoins. L'impact isolé du bois traité ne peut être évalué puisque les composés cibles n'ont pas été analysés dans les échantillons de charbon ou d'huiles. Toutefois, parmi les autres intrants, soit l'eau, le cru et les pneus, la présence de dioxines et de furannes peut être considérée comme négligeable. Les masses de dioxines et de furannes totales mesurées lors des essais avec du bois traité et celles mesurées lors des essais témoins permettent de conclure que le remplacement du charbon par du bois traité, à un débit de 2,84 tonnes par heure, entraîne un débit supplémentaire de 1 560 µg de dioxines et furannes totales par heure dans les émissions atmosphériques, ce qui représente plus de 7,5 fois la masse émise lorsque les combustibles usuels de la cimenterie sont employés. Cette tendance est toutefois inverse dans les poussières puisque les masses de dioxines et de furannes passent de 260 µg/h durant les essais témoins à 110 µg/h lorsque du bois traité est employé comme combustible de remplacement.

La figure 4.6 permet également de constater que pour les essais témoins, la masse totale de dioxines et de furannes dans les extrants est répartie presque également entre les émissions

atmosphériques et les poussières. La fraction dans les émissions correspond aux dioxines et furannes volatils et à ceux adsorbés aux particules non récupérées par les précipitateurs. Au niveau des essais avec du bois traité, cette répartition diffère grandement : près de 95% de la concentration totale de dioxines et de furannes dans les extrants se retrouve dans les émissions atmosphériques, donc un peu moins de 5 % dans les poussières. L'augmentation de la proportion des composés cibles dans les émissions peut s'expliquer par l'augmentation des concentrations de chlore dans le procédé. Tel que mentionné à la section 3.2, cet ajout peut modifier la taille et la résistivité des particules affectant ainsi les performances des précipitateurs électrostatiques. Les particules sur lesquelles les dioxines et les furannes sont fixées peuvent donc avoir été moins bien récupérées par le précipitateur. De plus, les résultats présentés à la section 3.2.2.4 ont montré que la concentration de particules dans les émissions atmosphériques a augmenté de 23 %, l'émission d'un plus grand nombre de particules entraîne automatiquement une émission supplémentaire de dioxines et de furannes puisque ces composés sont fortement adsorbés sur ces dernières.

Plusieurs causes peuvent être à l'origine de l'émission d'une plus grande quantité de dioxines et de furannes lors des essais de valorisation énergétique du bois traité. La variation des concentrations dans les intrants peut modifier les processus de formation et de destruction des dioxines et des furannes. Ces variations pourraient être particulièrement attribuées à la présence plus soutenue de précurseurs reconnus dans les intrants. Mentionnons notamment le cas du chlore qui a augmenté de 52 %, passant de 24,7 kg/h à 37,5 kg/h; ou encore celui du PCP qui était sous la limite de détection pour tous les intrants, sauf dans le bois traité où il était de 7,7 g/h. L'augmentation de la masse de dioxines et de furannes dans les intrants peut également contribuer à l'émission d'une masse supérieure dans les extrants. En fait, sans pouvoir quantifier l'apport de chacun de ces composés, c'est-à-dire la masse précise de dioxines et de furannes que chacun produit, leur présence dans le bois traité explique probablement une partie de l'augmentation des dioxines et furannes dans les extrants.

L'augmentation d'autres composés qui sont des catalyseurs de formation de dioxines et de furannes peut également expliquer la croissance de l'émission de ces substances dans les extrants. C'est notamment le cas du cuivre, particulièrement actif en milieu basique, dont la masse dans les intrants a plus que doublée, passant de 0,6 kg/h à 1,3 kg/h. Puisque ce métal est également reconnu comme pouvant aider à la reformation des dioxines et des furannes lors du refroidissement des gaz, il peut être intéressant de rappeler que dans les émissions témoins, la masse du cuivre était de 0,28 g/h et qu'elle augmente à 0,37 g/h lorsque du bois traité est valorisé.

La présence de matière organique est un autre facteur qui peut favoriser la formation de dioxines et de furannes. Le bois traité qui a remplacé une part du charbon contient une plus grande proportion de matière organique, 95,5 %, comparativement à 75,1 % pour le charbon.

La formation ou la reformation de dioxines et de furannes à la sortie du four ou dans la cheminée peut probablement expliquer une partie des résultats obtenus. Les gaz à la sortie comportaient de nombreux composés dont certains sont reconnus comme étant des précurseurs de dioxines et de furannes. De plus, à cet endroit, les conditions requises pour détruire ou empêcher la formation de ces composés n'étaient plus présentes; entre autres, la température à la sortie de la cheminée était de l'ordre de 240 °C.

Globalement, l'émission d'une concentration supérieure en dioxines et furannes lorsque du bois traité est employé comme combustible de remplacement est probablement attribuable à la variation des masses de composés dans les intrants puisque les conditions d'opération du four, soit le temps de rétention, les températures, la turbulence et la concentration d'oxygène étaient essentiellement les mêmes pour tous les essais. La modification des intrants, par le remplacement d'une part du charbon par du bois traité, peut avoir favorisé la formation de dioxines et de furannes, ou peut avoir inhibé une partie de leur destruction.

4.3.2.2 Proportion de dioxines et de furannes

La figure 4.7 schématise la proportion de dioxines et de furannes dans les différents échantillons. Dans un premier temps, elle permet de constater que la proportion de dioxines et de furannes est la même dans les émissions et les poussières des essais témoins: 83 % de dioxines et 17 % de furannes. Dans le cas des essais avec le bois traité, une fraction plus élevée de dioxines est trouvée dans les émissions : 90 % de dioxines et 10 % de furannes. Comparativement à leur témoin respectif, la portion de dioxines augmente de 7 % dans les émissions et diminue de 6 % dans les poussières. Ces différents résultats laissent ainsi croire comme précédemment que l'ajout de bois traité dans les combustibles favorise la formation de dioxines et de furannes ou inhibe leur destruction.

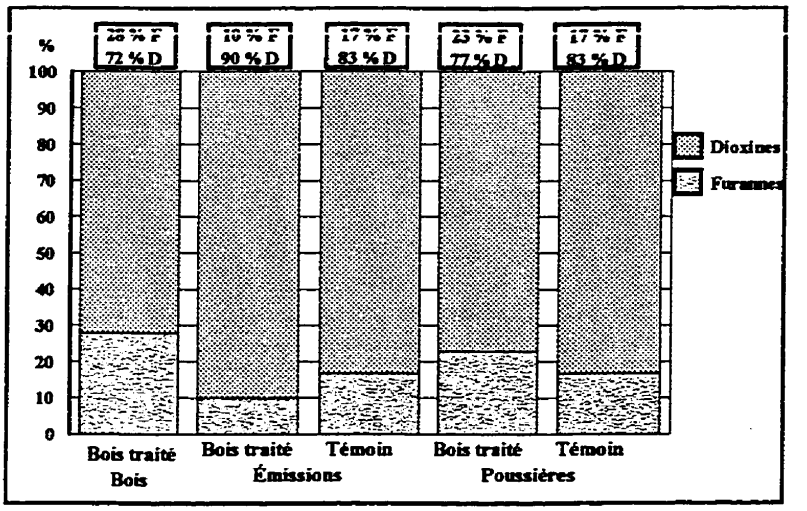


Figure 4.7 : Proportion de dioxines et de furannes dans les échantillons

Dans la littérature, plusieurs auteurs (Wang *et al.* 1983, Buser *et al.* 1978, Liberti et Brocco 1982) rapportent que la portion de furannes est toujours nettement supérieure à celles des dioxines dans les émissions atmosphériques et dans les autres résidus. Dans le cas de la cimenterie, les tendances observées infirment ces observations. L'utilisation du bois traité, qui présente une forte proportion de dioxines, accentue la présence des dioxines en

augmentant leur proportion à 90 % dans les émissions. Dans les poussières, la proportion de dioxines est sensiblement la même que celle dans le bois traité, soit 77 % de dioxines.

4.3.2.3 Congénères et groupes de congénères

Les figures 4.8 et 4.9 présentent, respectivement pour les émissions et les poussières, les masses mesurées pour chaque famille de congénères.

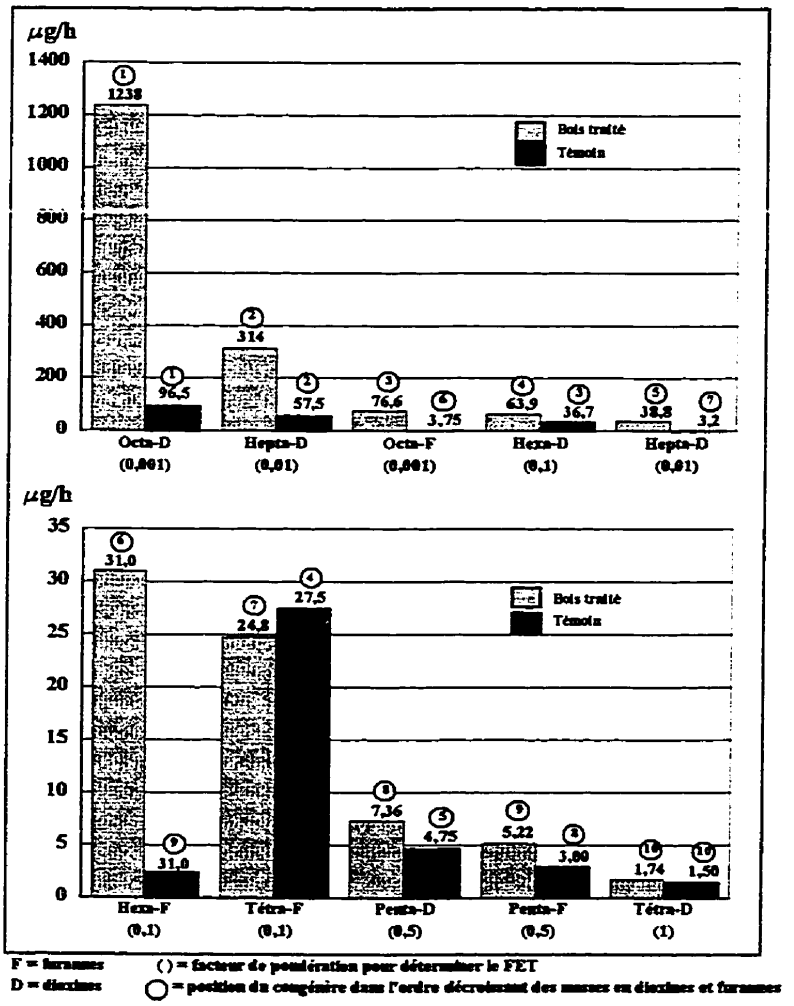


Figure 4.8 : Masse de chacun des congénères dans les émissions atmosphériques

Dans le cas des émissions atmosphériques, les masses mesurées dans les émissions lorsque du bois traité est utilisé sont plus élevées que celles dans les émissions témoins, sauf pour les tétra-furannes. L'ordre décroissant des masses mesurées pour les différents congénères n'est pas le même pour les deux types d'essais. Ceci peut indiquer que les congénères formés ne sont pas les mêmes lorsque du bois traité est employé comme combustible de remplacement puisque les masses de composés dans les intrants, dont celles des composés participants à la formation des dioxines et des furannes, y sont différentes. La figure 4.8 permet de constater que dans les émissions, lorsque du bois traité est valorisé, ce sont les congénères les plus chlorés, respectivement les octa-dioxines, les hepta-dioxines, les octa-furannes, les hexa-dioxines, les hepta-dioxines et les hexa-furannes, qui occupent les six premières positions dans le classement des congénères par ordre décroissant de masse. Les quatre dernières étant celles des congénères faiblement chlorés, soit dans l'ordre, les tétra-furannes, les penta-dioxines, les penta-furannes et les tétra-dioxines. Dans le cas des émissions témoins, aucune tendance ne peut être observée.

D'autre part, au niveau de la toxicité, la figure permet de voir que contrairement aux essais témoins, dans les essais avec bois traité, les masses les plus élevées sont formées des congénères les moins toxiques. Dans l'ordre décroissant des congénères en fonction des masses enregistrées, les quatre premier congénères ont un facteur de pondération égal ou inférieur à 0,01 et les sept premiers, un facteur de pondération égal ou inférieur à 0,1. Dans les essais témoins, la troisième place est déjà occupée par un congénère dont le facteur de pondération est de 0,1, les hexa-dioxines, et la cinquième position par un congénère qui doit être multiplié par 0,5 pour l'évaluation du FET, les penta-dioxines. Il peut également être intéressant de souligner la position du congénère le plus toxique, le 2,3,7,8TCDD : dans les deux cas, il occupe la dernière position. Ces différents résultats expliquent pourquoi les masses totales en dioxines et furannes sont plus de 7,6 fois supérieures à celles des témoins, alors qu'en équivalent de toxicité (FET), elles ont un peu moins que doublé lors des essais avec le bois traité.

Dans la littérature, Buser *et al.* (1978) et National Research Concil of Canada (1981) rapportent que dans les émissions d'incinération, les congénères les plus toxiques des furannes tendent à être en concentration élevée, alors que dans le cas des dioxines ce sont les congénères les moins toxiques qui sont mesurés en concentration plus élevée. Dans les émissions de la cimenterie, cette tendance est observée uniquement dans le cas des dioxines. Tant dans le cas des émissions des essais avec du bois traité que des émissions témoins, les masses des congénères les plus élevées sont celles des dioxines les moins toxiques. Dans le cas des furannes, les valeurs observées durant les essais ne semblent pas corroborer celles de la littérature puisque ce sont également les congénères les moins toxiques qui sont les plus présents.

La figure 4.9 illustre la masse de chacun des congénères dans les poussières des essais avec bois traité, uniquement quatre congénères sont en quantité supérieures à la limite de détection, soit les octa-dioxines, les octa-furannes, les hepta-dioxines et les hepta-furannes et cinq pour les essais témoins, soit les quatre mêmes congénères plus les tétra-furannes. La tendance générale qui se dégage de la figure 4.9 est que les concentrations de dioxines et de furannes sont toujours moins élevées dans les poussières provenant des essais avec bois traité. Ce phénomène pourrait confirmer l'hypothèse que l'augmentation de la concentration de chlore dans les particules les rendent plus difficile à récupérer par les précipitateurs. Ainsi, afin de minimiser l'émission de dioxines et de furannes, les précipitateurs devaient être ajustés au changement de résistivité des particules. Un traitement des poussières pourrait alors être requis si les poussières récupérées contiennent une forte concentration de dioxines et de furannes et qu'elles sont destinées à l'épandage agricole. D'autre part, la figure permet de voir que le classement des congénères par ordre décroissant de masse produite est le même pour les deux types d'essais; cet ordre décroît également en fonction du nombre d'atomes de chlore et correspond à un ordre croissant de la toxicité des congénères.

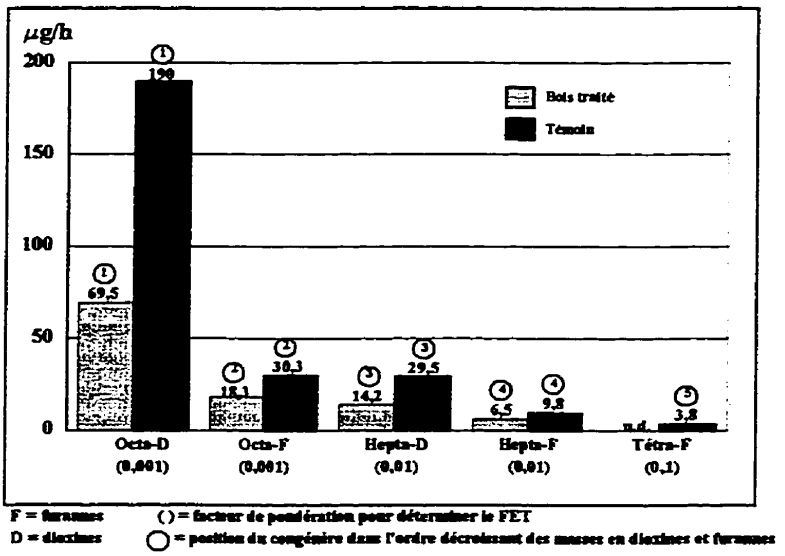


Figure 4.9 : Masse de chacun des congénères dans les poussières

Dans le but de mieux comprendre le sort des dioxines et furannes dans le procédé de la cimenterie, le tableau 4.9 présente les masses enregistrées et le pourcentage de destruction pour chacun des congénères. Les valeurs présentées entre parenthèses indiquent la position respective des congénères dans l'ordre décroissant des masses produites.

Le pourcentage de destruction montre que la fraction de dioxines et de furannes qui sort du procédé est minime par rapport à celle qui est entrée. Présenté pour chacun des congénères, le tableau permet de voir que ce sont les congénères les plus chlorés qui obtiennent les meilleures destructions, laissant ainsi croire à une déchloration des congénères. Une nuance doit cependant être apportée à cette comparaison puisque ce sont ces mêmes congénères qui ont été mesurés en concentrations les plus élevées dans le bois traité de sorte que les valeurs numériques des pourcentages de destruction sont facilement plus élevées.

Le fait que les dioxines et furannes n'ont pas été analysées dans les huiles ou le charbon implique que le pourcentage de destruction représente le minimum qui peut être obtenu

lorsque du bois traité est employé comme combustible. En effet, si ces masses inconnues sont significatives par rapport à celles du bois traité, elles contribuent à augmenter la masse dans les intrants, entraînant ainsi une augmentation importante du pourcentage de destruction.

Tableau 4.9 : Masse des congénères dans les échantillons

Congénères	FET	Bois traité (g/h)	Émissions (g/h)	Poussières (g/h)	% destruction
Tétra-D	1	226 (10)	1,7 (10)	n.d.	99,2290
Penta-D	0,5	8165 (7)	7,4 (8)	n.d.	99,9094
Hexa-D	0,1	108070 (5)	63,9 (4)	n.d.	99,9409
Hepta-D	0,01	969570 (3)	311,2 (2)	14,2 (3)	99,9661
Octa-D	0,001	12587400 (1)	1238,0 (1)	69,5 (1)	99,9896
Tétra-F	0,1	350 (9)	24,8 (7)	n.d.	92,9072
Penta-F	0,5	1219 (8)	5,2 (9)	n.d.	99,5718
Hexa-F	0,1	39293 (6)	31,0 (6)	n.d.	99,9210
Hepta-F	0,01	781496 (4)	38,9 (5)	6,5 (4)	99,9942
Octa-F	0,001	4570020 (2)	76,6 (3)	18,3 (2)	99,9979

( ) = position par ordre décroissant de masse
D = dioxine; F = furanne

Globalement, ce sont les mêmes congénères qui présentent les concentrations les plus importantes dans les échantillons de bois, d'émissions et de poussières, soit les octa-dioxines, les octa-furannes, les hepta-dioxines, les hepta-furannes et les hexa-dioxines.

L'étude de la masse de chacun des congénères peut apporter des explications supplémentaires à celles évoquées à la section 4.2.2.1, pour comprendre pourquoi la masse de dioxines et de furannes est plus importante dans les émissions lorsque du bois traité est utilisé comme combustible de remplacement au charbon. Puisque des dioxines et furannes ont été détectées lors des essais témoins, la présence de courants préférentiels dans le four

pourrait expliquer la mesure de ces composés dans les émissions et les poussières. En effet, les zones thermiques présentes dans le four à ciment peuvent évacuer certains gaz très rapidement, malgré que le temps de rétention moyen soit bien suffisant pour assurer, en théorie, la destruction complète des composés organiques. Le fait que ce soient les mêmes congénères qui sont mesurés en concentration plus élevée dans le bois, les émissions et les poussières, vient appuyer l'hypothèse mentionnée. La présence de courants préférentiels concorde un peu moins avec les résultats des autres paramètres, dont notamment le PCP, le dichlorobenzène et les HAP dont l'efficacité d'enlèvement et de destruction était respectivement de 99,9993 %, 99,9985 % et 99,9958 %.

4.4 ESTIMATION DE LA MASSE DE DIOXINES ET DE FURANNES ÉMISE DANS L'ENVIRONNEMENT

Dans l'étude des incidences potentielles des activités de recyclage et de valorisation énergétique du bois traité, cette section tente d'estimer la masse de dioxines et de furannes pouvant être émise annuellement par les procédés étudiés et aussi d'anticiper l'influence de leur apport dans l'environnement. L'information est présentée en deux sections : une première évalue la masse rejetée directement à la sortie des procédés et une deuxième évalue la concentration de dioxines et de furannes au point d'impact.

4.4.1 Masse totale de dioxines et de furannes émise dans l'environnement

La masse totale de dioxines et de furannes émise dans l'environnement a été déterminée dans trois cas distincts. Le premier évalue la masse de ces substances émises lors du recyclage ou de la valorisation d'une tonne de bois traité. Dans le deuxième cas, l'estimation concerne la quantité de dioxines et de furannes produite par le recyclage et la valorisation du bois traité retiré des réseaux de services publics et des réseaux ferroviaires sur les territoires du Québec, de l'Ontario et des Maritimes en 1997. Les quantités de bois traité éliminées varient grandement d'une année à l'autre, mais cet exercice est particulièrement pertinent puisqu'il

permet d'obtenir des valeurs concrètes sur les masses de bois pouvant être recyclées et valorisées au Québec. Ainsi, en 1997, 15 400 tonnes de poteaux et 20 100 tonnes de traverses de chemin de fer ont dû être éliminés. Selon le processus établi dans cette recherche, à partir des productions optimisées de la scierie, 40% des poteaux pouvant être recyclés deviennent des madriers, puis les sections non recyclables et les résidus de coupe sont acheminés, avec toutes les traverses de chemin de fer, pour faire l'objet de la valorisation énergétique en cimenterie. La quantité totale de bois traité qui aurait alors pu être valorisée en 1997 représenterait 29 300 tonnes. De cette quantité, 68 % était traité à la créosote, ce qui, au niveau des agents de préservation, ne représente pas les proportions employées durant les essais; néanmoins, les résultats obtenus ont été utilisés tels quels. Le troisième cas considère la masse de dioxines et de furannes produite en supposant que les procédés de recyclage et de valorisation opéreraient à pleine capacité. Basées sur les expériences réalisées durant les essais, 2 450 tonnes de poteaux seraient requises pour assurer l'opération de la scierie 24 heures par jours, 365 jours par année, et au niveau de la valorisation, 90 000 tonnes de bois traité seraient nécessaires pour alimenter les quatre fours de la cimenterie fonctionnant en continu. Le tableau 4.10 présente la masse de dioxines et de furannes pour les trois cas étudiés. Les calculs réalisés dans cette sous-section sont présentés à l'annexe L.

Les résultats ont été établis à partir des valeurs obtenues suite aux essais réalisés durant ce projet. La modification de la production ou des conditions d'opération qui pourraient avoir une influence significative sur la qualité des émissions n'a pas été considérée. Les données doivent donc être interprétées avec discernement advenant un changement dans les conditions d'opération. De plus, une attention doit être apportée au fait que lors du recyclage, tous les gaz et les particules dégagés près de la scie ont été prélevés et considérés comme étant émis dans l'atmosphère. Cette façon d'échantillonner surestime la masse réelle de contaminants déversée dans l'environnement. De même, l'utilisation d'un dépoussiéreur recommandé suite aux essais n'a pas été considéré ici.

Tableau 4.10 : Masse de dioxines et de furannes émise dans l'environnement.

Masse de dioxines et de furannes émises par:	Activités			
	Recyclage		Valorisation	
tonne de bois traité	1 tonne bois traité		1 tonne bois traité	
	0,04 ng-FET	3 mg totaux	0,009 ng-FET	0,6 mg totaux
la quantité de bois à éliminer par les partenaires du projet en 1997	15 400 tonnes bois traité		29 300 tonnes bois traité	
	0,6 g-FET	0,05 kg-totaux	0,3 g-FET	0,02 kg-totaux
la quantité pour assurer une opération continue à pleine capacité	2 450 tonnes bois traité		90 000 tonnes bois traité	
	0,1 g-FET	0,007 kg totaux	0,8 g-FET	0,06 kg totaux

Dans le tableau, les valeurs présentées par tonne de bois traité permettent de comparer, sur une même base, les activités de recyclage et de valorisation énergétique en cimenterie. Pour une tonne de bois, la valorisation énergétique émet, en équivalent de toxicité, près de cinq fois moins de dioxines et de furannes que le recyclage. Ces résultats sont contraires aux débits d'émissions mesurés durant le déroulement des activités, soit 0,012 ng-FET/h pour le recyclage et 0,025 ng-FET/h pour la valorisation. La différence observée entre le débit d'émission et la masse totale émise dans l'environnement est attribuable au fait que la quantité de bois traité recyclé en une heure est nettement inférieure à celle de la valorisation énergétique, soit de 0,28 tonne par heure pour le recyclage comparativement à 2,84 tonnes par heure pour la valorisation énergétique. Au niveau des concentrations totales mesurées, les résultats sont de 3 mg/t pour le recyclage comparativement à 0,6 mg/t dans le cas de la valorisation énergétique.

En ce qui concerne les valeurs présentées pour la quantité de bois traité éliminé en 1997, elles sont intéressantes puisqu'elles indiquent la masse réelle de dioxines et de furannes qui aurait été déversée dans l'environnement si le recyclage et la valorisation auraient été en opération en 1997. Elle serait donc de 0,6 g-FET ou 0,05 kg totaux pour le recyclage et de 0,3 g-FET ou 0,02 kg totaux pour la valorisation.

Le tableau présente également les quantités de dioxines et de furannes qui seraient émises si les procédés fonctionnaient à pleine capacité. Cette valeur est particulièrement intéressante au niveau de la valorisation énergétique, puisqu'en 1997, le bois traité provenant des différents réseaux ferroviaires et de services publics comblait un peu moins du tiers de la capacité de la cimenterie. Ainsi, les fours à ciment alimentés en continu en bois traité émettrait 0,8 g-FET ou 0,06 kg totaux par an. Dans le cas du recyclage, la quantité de bois disponible en 1997, soit 15 400 tonnes, est supérieure au 2 450 tonnes requis pour assurer l'opération de la scierie à pleine capacité qui émettrait dans ce dernier cas 0,1 g-FET ou 0,007 kg totaux.

Tableau 4.11 : Activités entraînant l'émission de dioxines et de furannes

Activités	Concentrations
Incinération déchets municipaux, Pays-Bas [1]	382 g-FET/an-(1991)
Incinération déchets municipaux, Nord de la Belgique [1]	187 g-FET/an-(1995)
Chauffage des bâtiments (principalement par bois), Nord de la Belgique.[1]	122 g-FET/an-(1995)
Fours à ciment, Nord de la Belgique [1]	20,8 g-FET/an-(1995)
Incinération du bois, Pays-Bas [1]	12 g-FET/an-(1991)
Circulation, Pays-Bas [1]	7 g-FET/an-(1991)
Combustion du charbon, Pays-Bas [1]	3,7 g-FET/an-(1991)
Feux accidentels, Nord de la Belgique [1]	2,56 g-FET/an-(1995)
Valorisation énergétique du bois traité, Joliette	**0,8 g-FET/an (1996)**
Recyclage du bois traité, Masson-Angers	**0,6 g-FET/an (1996)**
Préparation de l'asphalte, Pays-Bas [1]	0,3 g-FET/an-(1991)

Source : [1] Engelbenn, 1996

Dans les évaluations qui suivent, afin de considérer les conditions les plus contraignantes pour l'environnement, les calculs sont fait avec 15 400 tonnes de bois traité par an pour le recyclage (masse de poteaux éliminée en 1997 par les services publics) et de 90 000 tonnes

par an pour la valorisation énergétique (capacité maximale de la cimenterie). Dans le but de mettre ces résultats en perspective, le tableau 4.11 présente les émissions annuelles de dioxines et de furannes en équivalent de toxicité pour diverses activités dans trois pays européens.

4.4.2 Concentrations de dioxines et de furannes au point d'impact

Les concentrations de dioxines et de furannes mesurées à la sortie des cheminées ne représentent pas les concentrations avec lesquelles les populations sont en contact. Dès leurs sortie dans l'atmosphère, les contaminants sont dispersés; la vitesse et la direction des vents, la stabilité thermique, le diamètre et la hauteur de la cheminée, la température des gaz et le taux d'émission ne sont que quelques facteurs qui influencent leur dispersion. Dans le but de mieux saisir les concentrations en dioxines et furannes auxquelles les populations pourraient être soumises, un modèle gaussien de dispersion est employé. Il permet de calculer les concentrations au point d'impact, en tenant uniquement compte d'une dispersion à l'échelle locale. Ce modèle repose sur neuf hypothèses qui sont les suivantes:

1-) La diffusion turbulente est un phénomène aléatoire. Par conséquent, on peut décrire la dilution du contaminant dans l'air dans les directions horizontale et verticale par une équation normale ou gaussienne.
2-) La stabilité atmosphérique est la même dans toute la couche de diffusion.
3-) Le vent est homogène sur toute la hauteur de la couche.
4-) La topographie est régulière.
5-) Le contaminant est stable, c'est-à-dire qu'il y a absence de transformation chimique, de dépôt ou d'adsorption à la surface sous-jacente.
6-) Le contaminant est un gaz ou est constitué de particules fines (diamètre inférieur à 20 μm).
7-) La source émet le contaminant de façon continue.
8-) La source de pollution est ponctuelle.
9-) La dispersion et le transport sont en régime permanent.

L'équation suivante permet de calculer la concentration d'un contaminant au point d'impact:

$$C = \frac{Q}{\pi \mu \sigma_z \sigma_y} \exp[-\frac{1}{2} (\frac{H}{\sigma_z})^2] \exp[-\frac{1}{2} (\frac{y}{\sigma_y})^2]$$

C = concentration agent polluant, g/m³ Q = taux émission du polluant, g/s
μ = vitesse moyenne du vent, m/s H = hauteur efficace de l'émission, m
σ_y et σ_z = déviation moyenne de la distribution des concentrations dans le panache, m

Source : Peavy et Tchobanoglous 1985

Pour employer le modèle gaussien, d'autres hypothèses ont été posées. La vitesse des vents a été fixée à 2 m/s, ce qui est la vitesse la plus restreignante puisque plus la vitesse des vents augmente, plus le contaminant est dispersé dans l'environnement et sa concentration au point d'impact est faible. L'atmosphère a été considérée quelque peu instable. Le tableau 4.12 fournit les résultats obtenus. L'annexe M présente les calculs de cette sous-section.

Tableau 4.12 : Concentrations de dioxines et de furannes au point d'impact selon le modèle gaussien

	Recyclage		Valorisation	
Concentrations :	FET	Totales	FET	Totales
En fonction des taux d'émissions mesurées durant les essais	0,005 μg-FET/m³	0,4 μg/m³	0,13 pg-FET/m³	0,01 μg/m³
En estimant les performances d'un dépoussiéreur	0,4 pg-FET/m³	0,03 μg/m³	—	—

Dans le cas du recyclage, les résultats en fonction du taux d'émissions mesurés durant les essais sont plutôt élevés. Néanmoins, puisqu'il a été démontré qu'un dépoussiéreur devrait être employé lors du sciage de bois traité, une estimation de la concentration avec un tel système a été réalisée. D'une part, dans la littérature (Bisson, 1986 et Peavy et Tchobanoglous, 1985), les performances d'un filtre sont estimées à plus de 99 % d'efficacité et les particules retenues peuvent être inférieures à 1 μm. Comme les dioxines et les furannes

s'adsorbent fortement aux particules, il est plausible de croire qu'ils seront retenus en bonne partie par le filtre. D'autre part, puisque Weerasighe et Gross (1985) ont démontré que les filtres échappent tout de même entre 1 et 5 % des poussières et que l'évaluation se veut sécuritaire, la concentration de dioxines et de furannes émise, si un dépoussiéreur était employé, a été estimée à 7,5 %. Ce résultat hypothétique permet de voir l'avantage de l'utilisation d'un système d'épuration et d'estimer les quantités de dioxines et de furannes émises lors du recyclage de bois traité.

Même en considérant les performances d'un dépoussiéreur à la scierie, la concentration au point d'impact pour le recyclage du bois traité est supérieure à celle de la valorisation énergétique, 0,03 $\mu g/Nm^3$ comparativement à 0,01 $\mu g/m^3$. Ce résultat peut s'expliquer par le fait qu'à la cimenterie les dioxines et les furannes sont détruits à plus de 99 % et que les gaz sont émis par une cheminée de taille importante, ce qui assure une meilleur dispersion des contaminants dans l'air ambiant.

D'une façon plus globale, les résultats ainsi obtenus peuvent être comparés avec les concentrations moyennes recensées dans l'environnement canadien. Tel que présenté au chapitre 1, ces dernières varient entre 0,4 et 36,7 pg-totaux/m^3. La figure 4.10 permet de constater que l'activité de recyclage sans dépoussiéreur émet une concentration nettement plus élevée que la limite supérieure canadienne. L'activité de valorisation, tout comme le recyclage avec filtre, émettent une concentration qui se situe à l'intérieure des valeurs mesurées dans l'air ambiant canadien. Naturellement, les valeurs des activités ne comprennent pas les concentrations initiales qui pourraient y avoir dans l'air ambiant.

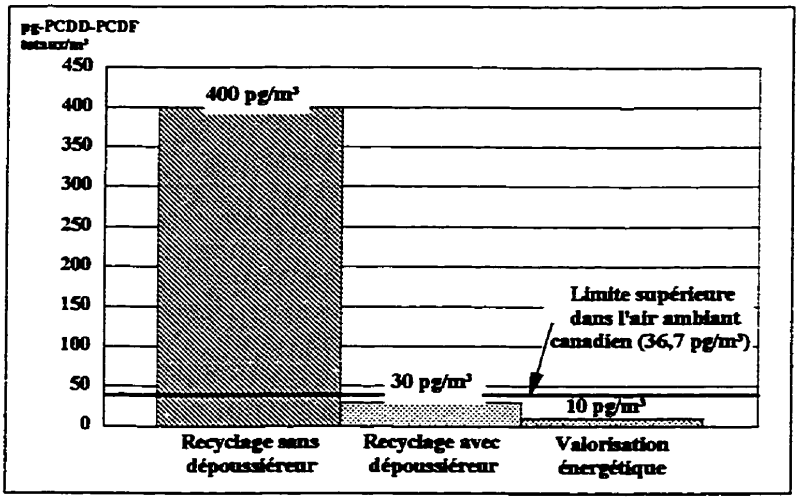


Figure 4.10 : Comparaison des concentrations émises par le recyclage et la valorisation énergétique du bois traité avec celles mesurées dans l'environnement canadien

Une dernière évaluation peut être réalisée pour estimer l'influence des concentrations en dioxines et furannes émises par les procédés de recyclage et de valorisation énergétique sur la santé humaine. Un homme respirant durant une journée la concentration de dioxines et de furannes au point d'impact du recyclage inhalerait quotidiennement 70 pg-FET si la scierie opérerait sans dépoussiéreur et 5 pg-FET si un dépoussiéreur était employé. S'il est positionné au point d'impact de la valorisation, il respirerait 2 pg-FET par jour. La figure 4.11 illustre ces différentes masses avec la concentration acceptable, selon la valeur établie par Longstreth et Hushon (1981), pour un homme de poids moyen (70 kg). Globalement, le recyclage sans dépoussiéreur est sur la limite de poser un certain risque chez un homme respirant au point d'impact, alors qu'en utilisant un dépoussiéreur, la concentration inhalée au point d'impact est 14 fois inférieure à la limite acceptable. Dans le cas de la valorisation énergétique, la concentration respirée au point d'impact y est de 35 fois inférieure. L'annexe N détaille les calculs.

Ces valeurs ne représentent que les dioxines et les furannes que l'homme respire s'il est positionné au point d'impact. Il ne faut par perdre de vue que l'exposition de l'homme à ces composés est attribuable à sa nourriture à plus de 90 %.

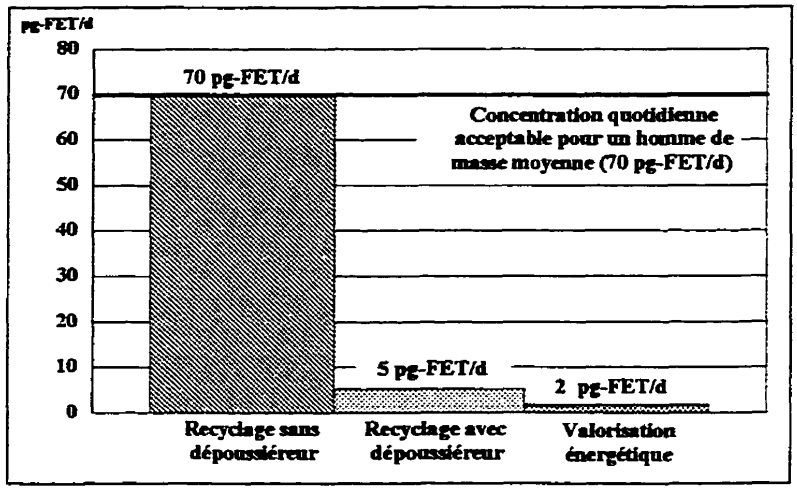


Figure 4.11 : Comparaison des masses de dioxines et de furannes inhalées quotidiennement par un homme respirant l'air au point d'impact avec celle qui est acceptable

4.5 ÉVALUATION INTERACTIVE DES MODES D'ÉLIMINATION DU BOIS TRAITÉ

Les résultats obtenus suite aux essais réalisés dans ce projet ont démontré que les activités de recyclage et de valorisation énergétique en cimenterie du bois traité n'engendraient que très peu d'incidences sur l'environnement. Cette section a donc pour but de vérifier si ces techniques constituent des solutions plus adéquates que l'enfouissement pour l'élimination du bois traité et la protection l'environnement. Sans remettre en cause l'utilisation du bois traité, elle vise à vérifier d'une façon interactive le mode de gestion le plus respectueux de l'environnement pour ce résidu. Cet exercice se limite aux techniques d'enfouissement, de recyclage et de valorisation en cimenterie; les autres modes de gestion étant peu employés et leurs résultats difficilement comparables à ceux de cette étude.

Le tableau 4.13 fournit la masse de dioxines et de furannes totales dans les échantillons solides et les émissions atmosphériques pour une tonne de bois traité selon les trois modes de gestion utilisés. La concentration de dioxines et de furannes dans les échantillons de bois traité avait été évaluée à 10 g/t lors des essais de recyclage et à 7 g/t lors des essais de valorisation. Même si l'écart entre ces deux valeurs est plutôt élevé, la moyenne de ces deux

résultats a été considérée comme représentant la masse de dioxines et de furannes dans le bois traité. Ceci permet de simplifier les calculs tout en représentant bien les conditions réelles. De plus, pour bien cerner l'implication des différentes étapes de gestion du bois traité, l'activité de broyage du bois, requise préalablement à la valorisation énergétique, a été considérée dans cette évaluation. La masse de dioxines et de furannes émise par cette activité a été estimée comme équivalente à celle produite par le recyclage puisqu'aucune étude n'a été réalisée sur le broyage du bois traité et l'évaluation a été réalisée en considérant ou non l'utilisation d'un dépoussiéreur.

Tableau 4.13 : Masse de dioxines et de furannes dans les résidus à gérer par activités

Activités	Solides (mg/t bois traité)	Émissions (mg/t bois traité)	Masse remise dans l'environnement (mg/t bois traité)
Enfouissement	8 500	---	---
Recyclage			
sans dépoussiéreur	4 200	3	8 300
avec dépoussiéreur	4 200	0,23	8 300
Broyage			
sans dépoussiéreur	---	3	---
avec dépoussiéreur	---	0,23	---
Valorisation énergétique	0,04	0,6	---

Dans le tableau, les échantillons solides correspondent aux seuls résidus de bois traité dans le cas de l'enfouissement, aux sciures et aux croûtes dans le cas du recyclage et aux poussières dans le cas de la valorisation énergétique. Tous ces résidus solides sont susceptibles de contaminer les sols ou les eaux. Les émissions correspondent à la masse de dioxines et de furannes émise dans l'environnement par les procédés et elles contaminent directement l'air ambiant, puis à long terme, suite à leur dépôt, les sols et les eaux. La masse remise dans l'environnement correspond à la masse estimée dans un madrier fait de bois recyclé. Celle-ci est considérée équivalente à celle mesurée dans un poteau de bois traité.

Dans le cas de cet échantillon, aucune contamination (eau, sol, air) est estimée, mais cette masse de dioxines et de furannes devra être gérée dans quelques années lorsque le madrier sera éliminé.

Dans le but de faire une évaluation interactive, la figure 4.12 illustre les pourcentages de bois dans les différentes étapes du recyclage et de la valorisation énergétique. Ces valeurs ont été déterminées à partir des productions optimisées de la scierie. Puisque les traverses de chemin de fer n'ont pas été recyclées, le déroulement décrit représente celui des poteaux. Dans le but de représenter le plus fidèlement possible les quantités émises dans l'environnement suite à la réalisation des diverses activités les pourcentages ont été employés pour ajuster les différentes masses de dioxines et de furannes du tableau 4.13.

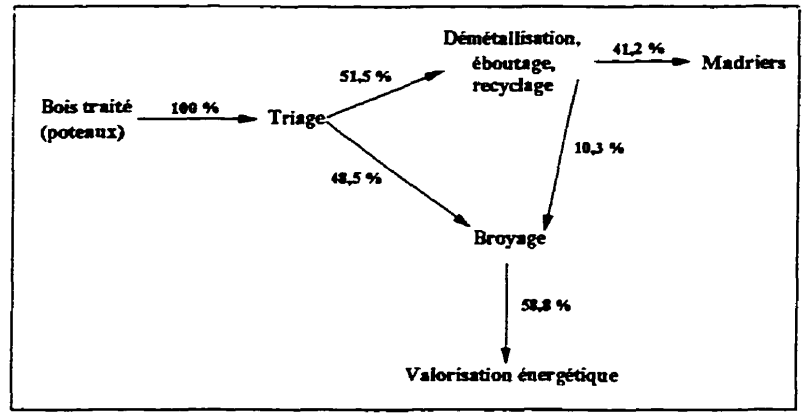


Figure 4.12 : Fractions de bois dans les étapes du recyclage et de la valorisation

Le tableau 4.14 présente la masse de dioxines et de furannes émise dans l'environnement par les différentes alternatives que permettent les trois modes de gestion ciblés. Les résultats de cet exercice sont éloquents. L'enfouissement est le mode d'élimination qui entraîne la plus grande présence de dioxines et furannes dans l'environnement. Ce résultat était prévisible puisque les contaminants ne sont détruits d'aucune façon.

Tableau 4.14 : Masse de dioxines et de furannes émise dans l'environnement par les différents modes de gestion

Modes de gestion	Résidus solides (mg/t bois traité)	Émissions (mg/t bois traité)	Masse totale émise : solides + émissions (mg/t bois traité)	Masse réutilisée (mg/t bois traité)
Enfouissement seulement	8 500	---	8 500	---
Recyclage + enfouissement des résidus	4 500	1,6[1] 0,12[2]	4 4501,6[1] 4 500,12[2]	3 500
Valorisation de tout le bois traité	0,04	3,7[1] 0,9[2]	3,74[1] 0,94[2]	---
Recyclage + valorisation des résidus	0,02	3,7[1] 0,6[2]	3,72[1] 0,62[2]	3 500
Recyclage + valorisation des résidus et des madriers	0,04	5,3[1] 1,0[2]	5,34[1] 1,04[2]	---

[1] calcul réalisé pour les conditions d'essais

[2] calcul incluant les performances d'un dépoussiéreur

Le recyclage suivi de l'enfouissement des résidus non recyclables, comparativement à l'enfouissement seul, diminue la masse de contaminants à enfouir, mais entraîne l'émission de composés dans l'air ambiant et une remise dans l'environnement de la matière qui contient des dioxines et des furannes. Dans quelques années, les madriers faits de poteaux recyclés devront, à leur tour, être éliminés. Au niveau de la masse totale éliminée, le fait d'utiliser un dépoussiéreur à la scierie ne contribue pas à diminuer la quantité de contaminants déversés dans l'environnement. Le recyclage avec l'emploi d'un dépoussiéreur couplé à l'enfouissement est préférable à l'enfouissement de tous les résidus de bois traité puisqu'il permet de réutiliser une ressource et que les incidences au niveau des émissions sont minimes, selon les évaluations réalisées dans cette étude. Dans le cas du recyclage sans dépoussiéreur, la problématique est différente puisque cette activité, toujours selon les évaluations de cette recherche, semblait pouvoir entraîner certains effets négatifs sur l'environnement; une conclusion claire est difficile à tirer.

La valorisation de tous les résidus de bois traité présente des résultats des plus intéressants principalement parce que la cimenterie offre une très bonne efficacité de destruction des dioxines et des furannes. Ces composés sont éliminés et ne sont plus en contact avec l'environnement. Toutefois, cette technique n'inclut pas la possibilité de recycler le bois traité. En comparaison avec les deux autres séquences mentionnées précédemment, ce mode d'élimination serait probablement à favoriser. Bien qu'une certaine part de contaminants serait émise dans l'air ambiant, la quantité totale de contaminants n'y est pas comparable. Surtout, elle pourrait être semblable ou encore inférieure à la perte de contaminants dans un site d'enfouissement. Même si la dispersion des contaminants lors de la valorisation énergétique n'est pas totalement contrôlée, la différence de masse est trop importante pour favoriser l'enfouissement.

Le recyclage suivi de la valorisation énergétique présente des résultats forts prometteurs. En fait, lorsqu'aucun dépoussiéreur n'est employé, les différentes masses émises dans l'environnement sont comparables à celles de la valorisation de tous les résidus de bois traité. Avec l'emploi de dépoussiéreurs, les activités de recyclage couplé à la valorisation rejettent des quantités de dioxines et de furannes légèrement plus faibles pour les résidus solides et les émissions atmosphériques. Spécifiquement pour les résidus solides, les quantités rejetées sont moins importants puisqu'une partie des poteaux est recyclée en madriers. Les résultats obtenus pour cette activité sont particulièrement concluants, puisqu'en plus de respecter les étapes d'élimination prescrites par la politique des 3RV, elle entraîne les plus faibles émissions de contaminants à court terme.

Par contre, l'activité de recyclage couplé à la valorisation ne tient pas compte de deux faits: d'une part, que les madriers obtenus des poteaux traités retournent dans l'environnement 3 500 mg de dioxines et de furannes par tonne de poteaux recyclés et que ceux-ci peuvent contaminer les sols ou les eaux; et d'autre part, que tôt ou tard, ces madriers devront être éliminés, entraînant alors une nouvelle émission de dioxines et de furannes dans

l'environnement. Le dernier mode de gestion présenté dans le tableau 4.14 permet de voir la masse totale de dioxines et de furannes émise dans l'environnement suite au recyclage et à la valorisation énergétique des poteaux et des madriers. Cette masse entraîne un surplus de 0,1 mg/t (1,6 mg/t sans dépoussiéreur) comparativement à la valorisation de tous les poteaux. Il en résulte que la décision de préconiser la valorisation de tous les poteaux ou le recyclage suivi de la valorisation repose sur un choix stratégique : faut-il bannir la présence des contaminants dans l'environnement? faut-il minimiser l'émission de polluants dans l'atmosphère? faut-il éviter le gaspillage d'une ressource? C'est en fait à ce dilemme que sont confrontés les gestionnaires de bois traité.

Dans le cas des traverses de chemin de fer, puisque leur recyclage n'a pas été étudié durant ce projet, l'option de la valorisation énergétique en cimenterie est, selon les données présentées, plus profitable pour l'environnement que l'enfouissement.

4.6 ASPECTS TECHNIQUES ET ÉCONOMIQUES

Cette étude permet de démontrer que le recyclage et de la valorisation énergétique sont des options intéressantes au niveau environnemental. Ces conclusions sont tirées après une étude environnementale sans tenir compte des considérations techniques et économiques. Cette section, sans entrer dans les détails, tente de résumer les différents aspects qui pourraient limiter la concrétisation de ce projet.

Au niveau technique, le problème majeur du recyclage est la démétallisation des poteaux. La technique employée est laborieuse, coûteuse et surtout, elle ne permet pas d'enlever toutes les pièces de métal, ce qui entraîne des arrêts de production pour le changement de la lame de la scie endommagée. Pour améliorer cette situation, l'emploi d'un système de démétallisation plus poussé devrait être envisagée, de même que l'utilisation d'une scie circulaire plutôt qu'une scie à ruban : lors d'un bris, uniquement les dents abîmées seraient remplacées, au lieu de toute la lame.

Dans le cas de la valorisation énergétique, c'est l'étape du broyage du bois qui est critique. La méthode employée lors des essais était trop longue et trop coûteuse pour penser l'utiliser à grande échelle. Le problème provient du fait que les particules de bois à valoriser doivent avoir un taille uniforme maximale de 3,2 mm afin de permettre leur libre circulation dans la conduite d'alimentation du four. De plus, en raison des essence de bois et des agents de préservation, les poteaux sont difficiles à broyer. Suite à un sondage auprès de compagnies manufacturières de broyeurs, il semble que ces exigences pourraient être comblées avec des modèles plus performants. Le coût de cette activité n'en demeurera pas moins important. Ce problème technique pourrait également être réglé en modifiant la buse d'alimentation du bois traité dans les fours afin de permettre un broyage plus grossier du bois traité. Cette option requiert des coûts d'investissement plus importants, mais le coût et la difficulté de réalisation en seraient grandement diminués.

D'autre part, pour rentabiliser les investissements d'adaptation des équipements à la cimenterie, les quatre fours devraient pouvoir fonctionner en continu et être alimentés en bois traité durant toute l'année. La quantité de bois traité à éliminer chaque année est bien inférieur au 90 000 tonnes de bois qui sont requises à la cimenterie. Pour combler l'écart, d'autres sources de bois traité ou encore de bois non traité pourraient être employées. Cependant, les propriétaires des résidus de bois non traité ne font pas face aux mêmes problèmes que ceux qui ont des résidus de bois traité, il est donc peu probable qu'ils soient prêts à payer le même prix que celui de l'élimination du bois traité.

Au niveau économique, une étude réalisée à partir de coûts recensés dans la littérature, chez les fournisseurs de produits et les propriétaires d'équipements de recyclage et de valorisation a permis d'évaluer les coûts de chacune de ces activités. Ces derniers sont fonctions de nombreux facteurs variables, tels que les rendements de production, les frais de transport et la quantité de bois à gérer. Le tableau 4.15 présente tout de même le résultat de cette recherche pour les quantités approximatives de bois éliminées par les partenaires du projet en 1997, soit de 15 000 tonnes pour le recyclage et de 40 000 tonnes pour la valorisation en

cimenterie. Il est à noter que les dépenses liées au recyclage incluent celles de l'élimination des résidus non recyclables.

Tableau 4.15 : Coût pour le recyclage et la valorisation énergétique du bois traité

	Recyclage 15 000 tonnes	Valorisation 40 000 tonnes
Coût d'investissement	23 $/t	41 $/t
Coût de fonctionnement	66 $/t	24 $/t
Coût total	89 $/t	65 $/t

Le tableau présente uniquement les coûts d'investissement et de fonctionnement relatifs aux activités de recyclage et de valorisation du bois traité. Ils sont supérieurs au coût actuel d'enfouissement qui se situe autour de 30 $ la tonne au Québec. Par contre, ils ne considèrent pas les revenus et les économies réalisés par les gestionnaires de ces technologies. Mentionnons que les propriétaires de bois traité payent pour l'élimination de leurs résidus, que les madriers issus de poteaux recyclés sont vendus et qu'à la cimenterie, le bois traité permet une économie de combustible. D'ailleurs, une analyse économique globale, en considérant toutes les dépenses et tous les revenus associés aux étapes de recyclage et de valorisation a démontré la rentabilité du projet : le taux de rendement interne (TRI) était au minimum de 15 % et la période de recouvrement des investissements était au maximum de 41 mois.

Actuellement, le recyclage semble limité principalement par le peu d'intérêt pour les madriers fait de bois recyclé au PCP. Le développement d'un marché pour ce produit permettrait probablement d'assurer la viabilité de cet aspect du projet. Quant à la valorisation énergétique en cimenterie, elle est un peu restreinte par le faible volume de bois disponible et le partage difficile des coûts entre les différents intervenants. Le développement d'ententes entre les partenaires pourra probablement concrétiser le projet.

CONCLUSIONS

La coupe de poteaux de bois traité en vue de leur recyclage entraîne l'émission de certains composés organiques et inorganiques en concentrations légèrement supérieures aux émissions produites par le sciage de bois non traité. La comparaison des résultats avec les valeurs du Règlement sur la qualité de l'air ambiant a précisé qu'un dépoussiéreur est requis à la scierie. Selon le Règlement 90 de la CUM, les émissions produites lors du sciage du bois traité ne semblent pas émettre dans l'atmosphère des concentrations de polluants entraînant des répercussions considérables sur la qualité de l'air ambiant. Afin de minimiser l'émission de contaminants dans l'air du milieu de travail, un système d'aspiration des gaz devrait installé au niveau de la scie, ou encore cette dernière devrait être isolée de la zone de travail.

Les essais ont également montré qu'à cause de la présence des agents de préservation, la concentration de contaminants dans les résidus de coupe de bois traité est supérieure à celle des résidus de bois non traité. Au même titre que les poteaux traités, ces résidus devraient être gérés de façon à minimiser la présence ou la diffusion des contaminants dans l'environnement.

Au niveau de la valorisation énergétique, les essais ont montré que le four de la cimenterie détruit la majeure partie des composés organiques et que les émissions atmosphériques respectent toutes les normes et tous les critères applicables même si certains composés, dont le PCP, les dioxines et les furannes et le chlore, sont émis en plus grande quantité lorsque du bois traité est utilisé comme combustible de remplacement. L'ajustement des précipitateurs aux changements de résistivité des particules contenant plus de chlore permettrait de réduire l'émission des composés chlorés.

Suite à la valorisation, les poussières récupérées par les précipitateurs sont le seul résidu qui doit être géré. La caractérisation de celles-ci a montré que la concentration de plomb est légèrement supérieure à celle du Règlement sur les déchets solides, mais néanmoins qu'elles

peuvent être employées comme amendement. Il serait cependant préférable d'en limiter leur utilisation à des fins d'horticulture ornementale.

L'étude détaillée réalisée sur le sort des dioxines et des furannes a confirmé que ces composés ne sont pas détruits ou formés lors du sciage de bois traité. Ils se retrouvent majoritairement dans les résidus de coupe et les madriers, et une petite quantité, provenant de la volatilisation de fines particules durant le sciage, est mesurée dans les émissions atmosphériques. Dans les poteaux et les résidus solides, les dioxines et les furannes proviennent principalement de trois groupes de congénères : les octa, hepta et hexa-chlorodibenzofurannes. Dans le cas des émissions, ce sont les groupes des octa et des hepta, tant des furannes que des dioxines, qui présentent les masses les plus importantes; la molécule 2,3,7,8TCDD, reconnue comme étant la plus toxique, fait partie du groupe qui occupe le dernier rang dans l'ordre décroissant des masses de congénères.

Dans le cas de la valorisation énergétique, l'étude a confirmé que les conditions présentes dans le four assurent la destruction de la presque totalité des dioxines et des furannes. Le reste de ces composés a été retrouvé principalement dans les émissions atmosphériques et quelque peu dans les poussières. Comparativement aux essais témoins avec les combustibles usuels de la cimenterie, l'utilisation du bois traité comme combustible de remplacement au charbon entraîne un surplus total de 1 565 µg de dioxines et de furannes par heure dans les émissions atmosphériques. Les conditions d'opération du four étant demeurées les mêmes durant tous les essais, la variation enregistrée est attribuable à la modification des intrants dans le procédé. En effet, le bois traité a entraîné une augmentation de différents composés dans les intrants, dont le chlore, le PCP, les dioxines et les furannes, le cuivre et la matière organique. Quoiqu'en proportions différentes, ce sont les trois mêmes congénères, les octa et hepta-chlorodibenzodioxines et l'octachlorodibenzofuranne, qui sont présents en plus grande quantité dans les émissions et les poussières. Comme dans le cas du recyclage, la molécule 2,3,7,8TCDD fait partie du groupe ayant été mesurée en plus faible concentration.

Dans l'ensemble, la comparaison des quantités de dioxines et de furannes émises dans l'air ambiant par la valorisation énergétique avec celles d'autres activités industrielles, de même qu'avec les concentrations moyennes mesurées dans l'air ambiant au point d'impact et la masse quotidienne acceptable pouvant être inhalée, démontre que ces premières n'ont qu'une très faible incidence ou n'ont pas d'incidence appréciable sur l'environnement ou sur notre santé. Les mêmes conclusions sont tirées pour le recyclage lorsqu'un dépoussiéreur efficace est en place. En absence de dépoussiéreur, la masse de dioxines et de furannes émise par le sciage du bois traité est nettement au dessus de la limite supérieure des concentrations moyennes enregistrées dans l'environnement canadien et à la limite de la concentration acceptable dans l'air pouvant être inhalée quotidiennement.

L'évaluation interactive des modes d'élimination du bois traité a révélé que deux modes de gestion sont particulièrement intéressants. Le premier, le recyclage suivi de la valorisation énergétique en cimenterie, limite la dispersion des composés dans l'environnement, respecte la politique des 3RV et permet tous les bénéfices du recyclage. Toutefois, les madriers issus des poteaux recyclés entraîne une remise dans l'environnement des composés présents dans le bois traité. Tôt au tard, ces madriers devront être éliminés entraînant alors une nouvelle émission de contaminants. Le deuxième mode de gestion du bois traité qui pourrait être privilégié, la valorisation de tous les résidus de bois traité, minimise, dans une vision à long terme, la masse totale de contaminants dispersée dans l'environnement et évite la remise en service d'une partie du bois traité.

La réalisation d'essais à l'échelle réelle a également permis de cerner différents points techniques à optimiser, comme la démétallisation, le broyage et l'approvisionnement en bois traité. À partir des résultats obtenus, une brève étude économique a démontré que le recyclage et la valorisation énergétique en cimenterie coûtent plus cher au Québec que l'enfouissement (en 1997). Cependant, le fait que les propriétaires des technologies de recyclage et de valorisation puissent obtenir un revenu de ces activités laisse entrevoir un certain potentiel économique pour ce projet. D'ailleurs une analyse de rentabilité globale a

démontré que le taux de rendement interne (TRI) minimum était de 15 % et la période de recouvrement maximale de 41 mois.

BIBLIOGRAPHIE

ACADÉMIE DES SCIENCES CADAS (1994). La dioxine et ses analogues Paris, Lavoisier.

AHLING, B. (1979). Destruction of Chlorinated Hydrocarbons in a Ciment Kiln. Environmental Science and Technology. **13:** 1377-1379.

ANALEX (1990). Rapport final: Étude sur les modes de disposition du bois traité au pentachlorophénol. Volume 1: 165p.

ANONYME (1981). Hazardous Wastes Should be Destroyed by Incineration - Not Stored in Landfills; Cement Kilns Could Do the Job. Civil Engineering-ASCE. **51:** 54-56.

ANONYME (1988). "Cement Kilns Called Viable Hazardous Waste Disposal Option." Journal of the Air Pollution Control Association **38**(5): 528, 686.

ANONYME (1989). Burning Wastes in Cement Kilns. Engineering Digest. **35:** 16-22.

BAPE (1997). Déchets d'hier, ressources de demain, sommaire.

BECKER, D., ECKHARDT, G., SELTZ, J., JOHNSON, T. (1994). Open Burning of Creosote Treated Rail Ties : a Case Study in Health Risk Assessment. 77th Annual Meetinf of the Air Pollution Control Association, San Fransisco, California.

BENESTAD, C. (1989). Incineration of Hazardous Waste in Cement Kilns. Waste Management & Research. **7:** 351-361.

BIRMINGHAN, B., GILMAN, A., GRANT, D., SALMINEN, J., BODDINGTON, M., THORPE, B., WILE, I., TOFT, P., ARMSTRONG, V. (1989). PCDD/PCDF multimedia exposure analysis for the Canadian population : detailed exposure estimation. Chemosphere. **19:** 637-642

BISSON, M. (1986). Introduction a la pollution atmosphérique. Québec, Gouvernement du Québec.

BRANSCOME, M., MOURNIGHAN, R. E. (1987) Hazardous Waste Combustion in Industrial Processes : Ciment Kiln and Lime Kilns. EPA 600/2-87-095. Environmental Protection Agency, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory.

BRIDLE, T. R., AFGHAN, B.K., CAMPBELL, H.W., WILKINSON, R.J., CARRON, J. (1984). The Formation and Fate of PCDD's and PCDF's During Chlorophenol Combustion. 77th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, San Francisco, California.

BUMPUS, J. A., TIEN, M., WRIGHT, D., AUST, S. D. (1985). Oxidation of Persistent Environmental Polluants by a White Rot Fungus. Science. **228:** 1434-1436.

BUSER, H. R., BOSSHARDT, H. P., RAPPE, C., LINDAHL, R. (1978). Identification of Polychlorinated dibenzofurans Isomers in Fly Ash and PCB Pyrolysis. Chemosphere. **5:** 419-429.

CALABRESE, E. J., KENYON, E. M. (1991). Air Toxics and Risk Assessment. Lewis Publishers.

CCME (1996). Lignes directrices nationales relatives à l'utilisation des déchets dangereux et non dangereux comme combustible de substitution dans les fours à ciment. Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement.

CHADBOURNE, J. F., FREEMAN, H.M. (1988). Hazardous Waste As Fuel in Cement Kilns. Hazardous Waste: Detection, Control, Treatment. R. Abbou. Amsterdam, Elsevier Science Publishers: 1315-1324.

CHINKIN, L. R., WEIR, B.R., LATIMER, D.A. (1987). Inventory of Chlorophenol Use in the Forest Products Industry and Investigation of Related Emissions of Chlorinated Dibenzodioxins and Dibenzofurans. Sacramento, CA, California Air Resources Board.

COOK, R. R., BODNER, K. M. (1981). Dioxin and Reproductive Events. Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Arlington, Virginia.

CROSBY, D. G., BEYON, K.I., GREVE, P.A., KORTE, F., STILL, G.G., VONK, J.W. (1981). "Environmental Chemistry of Pentachlorophenol." Pure and Applied Chemistry **53**: 1051-1080.

CROW, K. D. (1981). Significance of Cutaneous Lesions in the Symptomatology of Exposure to Dioxins and Other Chloracnegens. Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Allingtong, Virginia, Environmental Science Research.

CULL, M. R., DOBBS, A.J. (1984). Long-term Changes in Polychloridibenzo-p-dioxin Concentrations in Wood Treated with Technical Pentachlorophenol. Chemosphere. **13:** 1091-1099.

DAMBRINE, E. (1993). "Incinération des déchets et destruction des composés organiques dans le four à ciment." Ciments, Bétons, Plâtres, Chaux **800**(1): 37-42.

DICKSON, L. C., LENOIR, D., HUTZINGER, O. (1989). Surface Catalysed Formation of Chlorinated Dibenzodioxins and Dibenzofurans During Incineration. Chemosphere. **19:** 277-282.

DUCHESNE, M., GOYER, C., HAUSLER, R. (1996). Programme de gestion intégrée du bois traité. Phase I : Recyclage des poteaux traités au pentachlorophénol. STEPPE-UQAM, Montréal.

DUCHESNE, M., GOYER, C., HAUSLER, R. (1996). Programme de gestion intégrée du bois traité. Phase II : Valorisation énergétique des poteaux traités au pentachlorophénol et des traverses traitée à la créosote. STEPPE-UQAM, Montréal.

EDULJEE, G. H., ABKINS, D.H.F., EGGLETON, A.E. (1986). Observation and Assessment Relating to Incineration of Chlorinated Chemical Wastes. Chemosphere. **15:** 1577-1584.

ENGLEBEEN, F. (1996). Chlorophiles. Stabroek, Belgique.

ENVIRONNEMENT CANADA (1981). Les Chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien. Hull, Service de la protection de l'environnement.

FIRESTONE, D., RESS, J., BROWN, N. L., BARRON, R. P., DAMICO, J. N. (1972). Determination of Polychlorinated-p-dioxins and Related Compounds in Commercial Chlorophenols. Journal Association of Analytical Chemistry. **55:** 85-92.

FRANSHAM, P., RASMUSSEN, J., AINSLIE, S. (1993). Thermolysis of Pentachlorophenol Treated Poles. Consommation et Affaires commerciales Canada. Canada: 21p.

GILBERT, R., BESNER, A., TÉTRAULT, P. (1993). Méthode d'extraction de préservatifs chimiques du bois par détente à la pression atmosphérique. Canada.

GOLDSTEIN, J. A., FRIESEN, M., LINDER, F. E., HICKMAN, P,., HASS, J. R., BERGMAN, H. (1977). Effects of Pentachlorophenol on Hepatic Drug-Metabolizing Enzymes and Porphyria Related to Contamination with Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. Biochemical Phamacology. **26:** 1549-1557.

GOSSMAN, D. (1992). The Reuse of Petroleum and Petrochemical Waste in Cement Kilns. Environmental Progress. **11:** 1-6.

GOUVERNEMENT DU CANADA. (1990). "Polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofurannes." Loi canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation no 1: 64p.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (1988) Règlement sur les déchets dangereux. Gazette officielle du Québec.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (1990) Règlement sur la qualité du milieu de travail. Gazette officielle du Québec.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (1992) Règlement sur la qualité de l'atmosphère. Gazette officielle du Québec.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. (1993) Règlement sur les déchets solides. Gazette officielle du Québec.

GOYER, C., MARTEL, C., GAVA, P., DUCHESNE, M., HAUSLER, R. (1997). Programme de gestion intégrée du bois traité. Phase III : Élaboration du programme de gestion intégrée. STEPPE-UQAM, Montréal.

GOYER, C., MARTEL, C., HAUSLER, R., GAVA, P., DUCHESNE, M. (1997). Gestion intégrée du bois traité : Rapport final. STEPPE-UQAM, Montréal.

GUINIVAN, T. L., TIERNAN, T., TAYLOR, M., VANNESS, G., DEIS, D., GARETT, J. (1985). Emissions from and Sampling of Incineration of Pentachlorophenol Treated Wood. 78th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Detroit, Michigan, APCA.

HART, J. R. (1994). Comparison of Emissions from Burning Hazardous Waste in a Dry-Process Cement Kiln with Emissions from Burning Conventional Fossil Fuels. Hazardous Waste & Hazardous Materials. **11:** 193-199.

HILL, M. K. (1996). Dioxin: Understanding the Issue. University of Maine, USA.

HOLDEN, R., TYSON, M.O., HODGKINSON, E.J. (1983). A Demonstration of the Safe Destruction of PCB Waste Oil in a Coal Fired Cement Kiln. The eleventh Australian Conference on Chemical Engineering, Brisbane.

HU, Z.-C., KORUS, R.A., LEVINSON, W.E., CRAWFORD, R.L. (1994). "Adsorption and Biodegradation of Pentachlorophenol by Polyurethane-Immobilized Flavobacterium." Environmental Science and Technology **23**(3): 491-496.

JANSSON, B., SUNDSTROM, G. (1978). Formation of Polychlorinated dibenzo-p-dioxins During Combustion of Chlorophenol Formulations. The Science of the Total Environment. **10:** 209-217.

JONES, P. H., HERAT, S. (1994). "Use of Cement Kilns in Managing Solid and Hazardous Wastes: Implementation in Australia." J. Inst. Water Environ. Manag. **8**(2): 165-171.

KARSTENSEN, K. H. (1994). Burning of Hazardous Wastes as Co-Fuel in a Cement Kiln - Does it Affect the Environmental Quality of Cement? International Conference on Environmental Implications of Construction Materials and Technology Developments, Maastricht, The Nertherlands, Elsevier Science.

KOPEL, D. B. (1993). "Burning Mad: The Controversy Over Treatment of Hazardous Waste in Incinerators, Boilers, and Industrial Furnaces." Environmental Law Reporter **23**(4): 10216-10227.

KUDO, A. (1989). Decomposition of Pentachlorophenol by Anaerobic Digestion. Water Science and Technology. **21:** 1685-1688.

KUO, C. H. (1990). "Chemical Oxidation of Woodtreating Waste." Journal of Hazardous Materials **24**(2-3): 282-283.

LAMB, C. W., MILLER, F.M., ROTH, A., DELLINGER, B., SIDHU, S. (1994). "Detailed Determination of Organic Emissions from a Preheater Cement Kiln co-Fired with Liquid Hazardous Wastes." Hazardous Waste & Hazardous Materials **11**(1): 201-216.

LANGER, H. G., BRADY, T.P., DALTON, L.A., SHANNON, T.W., BRIGGS, P.R. (1973). Thermal Chemistry of Chlorinated Phenols. Adven. Chem. Ser. **120:** 26-32.

LAUBER, J. D. (1982). "Burning Chemical Wastes as Fuels in Cement Kilns." Journal of the Air Pollution Control Association **32**(7): 771-777.

LEE, S. H., CARBERRY, J.B. (1992). Biodegradation of PCP Enhanced by Chemical Oxidation Pretreatment. Water Environment Research. **64:** 682-690.

LIBERTI, A., BROCCO, D. (1982). Formation of Polychlorodibenzodioxins and Polychlorodibenzofurans in Urban Incinerator Emissions. Chlorinated Dioxins and Related Compounds. O. Hutzinger, Frei, R. W., Merian, E., Pocchiari, F. Oxford, Pergamon Press: 245-251.

LOGAN, B. E., ALLEMAN, B.C., AMY, G.L. (1994). "Adsorption and Removal of Pentachlorophenol by White Rot Fungi in Batch Culture." Water Research **28**(7): 1533-1538.

LONGSTRETH, J. D., HUSHON, J. D. (1981). Risk Assessment for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Arlington, Virginia, Environmental Science Research.

MANTUS, E. K. (1992). All Fired Up : Burning Hazardous Waste in Cement Kilns. Washington, Environmental Toxicology International Inc.

MCBAIN, A., CUI, F., HERBERT, L., RUDDICK, J.N.R. (1995). The Microbial Degradation of Chlorophenolic Preservatives in Spent, Pressure-Treated Timber. Biodegradation. **6:** 47-55.

MCKENDRY-SMITH, S. (1989). The Cement Kiln Solution? Bio-Joule. **12:** 17-21.

MCMAHON, C. K., BUSH, P. B., WOOLSON, E. A. (1986). How Much Arsenic Is Released When CCA Treated Wood Is Burned? Forest Products Journal **36:** 45-50.

MIX, T. W., MURPHY, B.L. (1984). Risks Associated with Waste-Fuel Use in Cement Kilns. Environmental Progress. **3:** 64-70.

MORTON, E. L. (1993). Gas Residence Times Above 1800 °F in Various Cement Kiln Designs. Prague, Czech Republic, Minister of Environment Czech Republic.

MUKERJEE, D., PAPKE, O., KARMAUS, W. (1989). Indoor Air Contamination with Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. Toxicology and Industrial Health. **5:** 731-745.

NESTRICK, T. J., LAMPARSKI, L.L. (1983). Assessment of Chlorinated Dibenzo-p-dioxin Formation and Potential Emission to the Environment from Wood Combustion. Chemosphere. **12:** 617-626.

NILSSON, C. A., NORSTROM, A., ANDERSSON, K., RAPPE, C. (1977). Impurities in Commercial Products Related to Pentachlorophenol. Pentachlorophénol: Chemistry, Pharmacology, and Environmental Toxicology. K. R. Rao. New York, Plenum Press. **12:** 313-324.

NIOSH. (1985). Registry of Toxic Effect of Chemical Substances.

NISBET, M. A. (1990). Resource Recovery: the Ciment Kiln Solution. Hazardous waste management in the 90's: Moving from remediation to practical preventive strategies, Banff, Alberta.

NATIONAL RESEARCH CONCIL OF CANADA (1981). Polychlorinated debenzo-p-dioxins : Criteria for their Effects on Man and his Environment. Ottawa.

OLIE, K., BERG, M.V.D., HUTZINGER, O. (1983). Formation and Fate of PCDD and PCDF from Combustion processes. Chemosphere. **12:** 627-636.

PADDOCK, T. (1989). Dioxins and Furans: The Health Hazards. Philadelphia, The Academy of Natural Sciences.

PEAVY H. S., TCHOBANOGLOUS, G. (1985). Environmental Engineering.

PETERS, J. A., HUGHES, T.W. (1984). Evaluation of Hazardous Waste Incineration in Cement Kilns at San Juan Cement Company. Dayton, Ohio, Monsanto Research Corporation.

POHLANDT, K., STRECKER, M., MARUTZKY, R. (1993). Ash from the Combustion of Wood Treated With Inorganic Wood Preservatives : Element Composition and Leaching. Chemosphere. **26:** 2121-2138

RITTER, L., SOLOMON, K. R., FORGET, J., STERNEROFF, M., O'LEARY, C. (1995). Persistent Organic Pollutants Assessment Report, The International Program on Chemical Safety.

RUDDICK, J. M., CUI, F. (1995) Extraction of Toxic Organic Contaminants from Wood and Photodegradation of Toxic Organic Contaminants. Canada.

RYDING, J. M., PUHAKKA, J.A., STRAND, S.E., FERGUS, J.F. (1994). "Degradation of Chlorinated Phenols by Toluene Enriched Microbial Culture." Water Research **28**(9): 1897-1906.

SACHDEV, A. K., MARVAN, I. J. (1983). Thermal Destruction of Chlorophenol Residus. Mississauga, Ontario. Dearborn Environmental Consulting Services.

SALTHAMMER, T., KLIPP, H., PEEK, R. D., MARUTZKY, R. (1995). Formation of Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and Polychlorinated dibenzofurans (PCDF) During the Combustion of Impregnated Wood. Chemosphere. **30:** 2051-2060

SANTÉ CANADA (1990). Dioxines et furanes. Santé Canada, Canada.

SAROFIM, A. F., PERSHING, D.W., DELLINGER, B., HEAP, M.P., OWENS, W.D. (1994). Emissions of Metal and Organic Compounds from Cement Kilns Using Waste Derived Fuels. Hazardous Waste and Hazardous Materials. **11:** 169-192.

SHAUB, W. M., TSANG, W. (1983). Dioxin Formation in Incinerators. Environmental Science and Technology. **17:** 721730.

SOMERS, E., DOUGLAS, V. M. (1981). Dioxins and Related Compounds As Issues of International Concern. Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Arlington, Virginia, Plenum Press.

SPRUNG, S. (1985). Technological Problems in Pyroprocessing Cement Clinker : Cause and Solution. Traduit par T. V. Brodek. Breton-Verlag GmbH, Düsseldrof.

STEHL, R. H., PAPENFUSS, R.R., BREDEWEG, R.A., ROBERTS, R.W. (1973). The Stability of Pentachlorophenol and Chlorinated Dioxins to Sunlight, Heat, and Combustion. Advan. Chem. Ser. **20:** 119-125.

STRETZ, L. A., BORDUIN, L.C., DRAPER, W.E., KOENIG, R.A., VAVRUSKA, J.S. (1982). Controlled air Incineration of Hazardous Chemical Waste at the Los Alamos National Laboratory. 82 Symp. Waste Management, Tucson.

STRETZ, L. A., VAVRUSKA, J.S. (1984). Controlled Air Incineration of Pentachlorophenol Treated Wood. Los Alamos, New Mexico, Los Alamos National Laboratory.

TAYLOR, M. L., TIERNAN, T. O., GARRETT, J. H., VAN NESS, G. F., SOLCH, J. G. (1983). Assessment of Incineration Processes as Sources of Supertoxic Chlorinated Hydrocarbons Concentrations of Dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans and Possible Precursor Compounds in Incinerator Effluent. Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans in the Total Environment. L. H. K. G. Coudhary, C. Rappe. Butterworth, MA: 125-164.

TAYLOR, P. H., DELLINGER, B., LEE, C. C. (1990). Development of a Thermal Stability Based Ranking of Hazardous Organic Compound Incinerability. Environmental Science and Technology. **24:** 316-328

TIERNAN, T. O., TAYLOR, M.L., GARRETT, J.H., VAN NESS, G.F., SOLCH, J.G., DEIS, D.A., WAGEL, D.J. (1983). Chlorodibenzodioxins, Chlorodibenzofurans and Related Compounds in the Effluents from Combustion Processes. Chemosphere. **12:** 595-606.

VON SEEBACH, M., TOMPKINS, J. B. (1991). Metal Emissions Are Predictable. Rock Products. **April:** 31-35

WANG, D. K. W., CHIU, D. H., LEUNG, P. K., THOMAS, R. S., LAS, R. C. (1983). Sampling and Analytical Methodologies for PCDDs and PCDFs in Incinerators and Wood Burning Facilities. Environmental Science Research. **26:** 113-126.

WEERASINGHE, N. C. A., GROSS, M. L. (1985). Origins of Polychlorinated-p-dioxins (PCDD) and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDF) in the Environment. Dioxins in the Environment, Michigan, McGraw-Hill.

WEITZMAN, L. (1983). Cement Kilns as Hazardous Waste Incinerators. Environmental Progress. **2:** 10-14.

ZACK, J. A., GAFFEY, W. R. (1981). A Mortality Study of Workers Employed at the Monsanto Compagny Plant in Nitro, West Virginia. Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Arlington, Virginia, Environmental Science Research.

ANNEXES

ANNEXE A :

LISTE DES CONGÉNÈRES DE DIOXINES ET DE FURANNES

Tableau A-1 : Liste des congénères des dioxines et des furannes

Dichlorodibenzodioxines	Dichlorofurannes
Monochloro-	
1-2-	1-2-3-4-
Dichloro-	
1,2- 1,3- 1,4- 1,6- 1,7- 1,8- 1,9- 2,3- 2,7- 2,8-	1,2- 1,3- 1,4- 1,6- 1,7- 1,8- 1,9- 2,3- 2,4- 2,7- 2,8- 3,4- 3,6- 3,7- 4,6-
Tricholoro-	
1,2,3- 1,2,4- 1,2,6- 1,2,7- 1,2,8- 1,2,9- 1,3,6- 1,3,7- 1,3,8- 1,3,9- 1,4,6- 1,4,7- 1,7,8- 2,3,7-	1,2,3- 1,2,4- 1,2,6- 1,2,7- 1,2,8- 1,2,9- 1,3,4- 1,3,6- 1,3,7- 1,3,8- 1,3,9- 1,4,6- 1,4,7- 1,4,8- 1,4,9- 1,6,7- 1,6,8- 1,7,8- 2,3,4- 2,3,6- 2,3,7- 2,3,8- 2,4,6- 2,4,7- 2,4,8- 2,6,8- 3,4,6- 3,4,7-
Tétrachloro-	
1,2,3,4- 1,2,3,6- 1,2,3,7- 1,2,3,8- 1,2,3,9- 1,2,4,6- 1,2,4,7- 1,2,4,8- 1,2,4,9- 1,2,6,8- 1,2,6,7- 1,2,7,8- 1,2,6,9- 1,2,8,9- 1,2,7,9- 1,3,6,9- 1,3,6,8- 1,3,7,9- 1,3,7,8- 1,4,7,8- 1,4,6,9- 2,3,7,8-	1,2,3,4- 1,2,3,6- 1,2,3,7- 1,2,3,8- 1,2,3,9- 1,2,4,6- 1,2,4,7- 1,2,4,8- 1,2,4,9- 1,2,6,7- 1,2,6,8- 1,2,6,9- 1,2,7,8- 1,2,7,9- 1,2,8,9- 1,3,4,6- 1,3,4,7- 1,3,4,8- 1,3,4,9- 1,3,6,7- 1,3,6,8- 1,3,6,9- 1,3,7,8- 1,3,7,9- 1,4,6,7- 1,4,6,8- 1,4,6,9- 1,4,7,8- 1,6,7,8- 2,3,4,6- 2,3,4,7- 2,3,4,8- 2,3,6,7- 2,3,7,8- 2,3,8,9- 2,4,6,7- 2,4,6,8-
Pentachloro-	
1,2,3,4,6,- 1,2,3,4,7- 1,2,3,6,7- 1,2,3,6,8- 1,2,3,6,9- 1,2,3,7,8- 1,2,3,7,9- 1,2,3,8,9- 1,2,4,6,7- 1,2,4,6,8- 1,2,4,6,9- 1,2,4,7,8- 1,2,4,7,9- 1,2,4,8,9-	1,2,3,4,6,- 1,2,3,4,7- 1,2,3,4,8- 1,2,3,4,9- 1,2,3,6,7- 1,2,3,6,8- 1,2,3,6,9- 1,2,3,7,8- 1,2,3,7,9- 1,2,3,8,9- 1,2,4,6,7- 1,2,4,6,8- 1,2,4,6,9- 1,2,4,7,8- 1,2,4,7,9- 1,2,4,8,9- 1,2,6,7,8- 1,2,6,7,9- 1,3,4,6,7- 1,3,4,6,8- 1,3,4,6,9- 1,3,4,7,8- 1,3,4,7,9- 1,3,6,7,8- 1,4,6,7,8- 2,3,4,6,7- 2,3,4,6,8- 2,3,4,7,8-
Hexachloro-	
1,2,3,4,6,7- 1,2,3,4,6,8- 1,2,3,4,6,9- 1,2,3,4,7,8- 1,2,3,6,7,8- 1,2,3,6,7,9- 1,2,3,6,8,9- 1,2,3,7,8,9- 1,2,4,6,7,9- 1,2,4,6,8,9-	1,2,3,4,6,7- 1,2,3,4,6,8- 1,2,3,4,6,9- 1,2,3,4,7,8- 1,2,3,4,7,9- 1,2,3,4,8,9- 1,2,3,6,7,8- 1,2,3,6,7,9- 1,2,3,6,8,9- 1,2,3,7,8,9- 1,2,4,6,7,8- 1,2,4,6,7,9- 1,2,4,6,8,9- 1,3,4,6,7,8- 1,3,4,6,7,9- 2,3,4,6,7,8-
Heptachloro-	
1,2,3,4,6,7,8- 1,2,3,4,6,7,9-	1,2,3,4,6,7,8- 1,2,3,4,6,7,9- 1,2,3,4,6,8,9- 1,2,3,4,7,8,9-
Octachloro-	
1,2,3,4,6,7,8,9-	1,2,3,4,6,7,8,9-

ANNEXE B :

REPORTAGE PHOTOGRAPHIQUE DES ESSAIS DE RECYCLAGE

Figure B-1 : Sciage des poteaux en madriers

Figure B-2 : Sciage des poteaux avec vue de la conduite d'aspiration des gaz

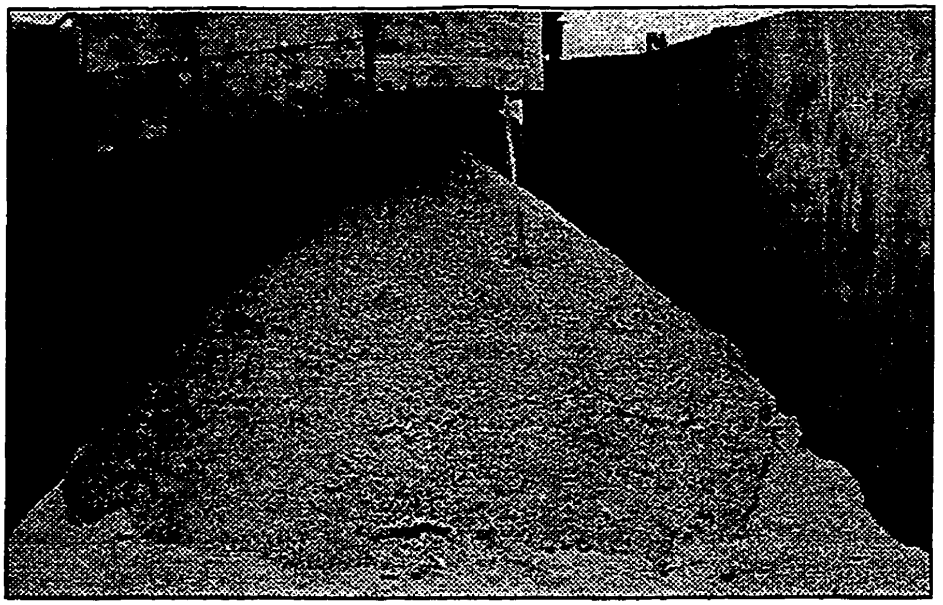


Figure B-3 : Conteneur récupérant les sciures

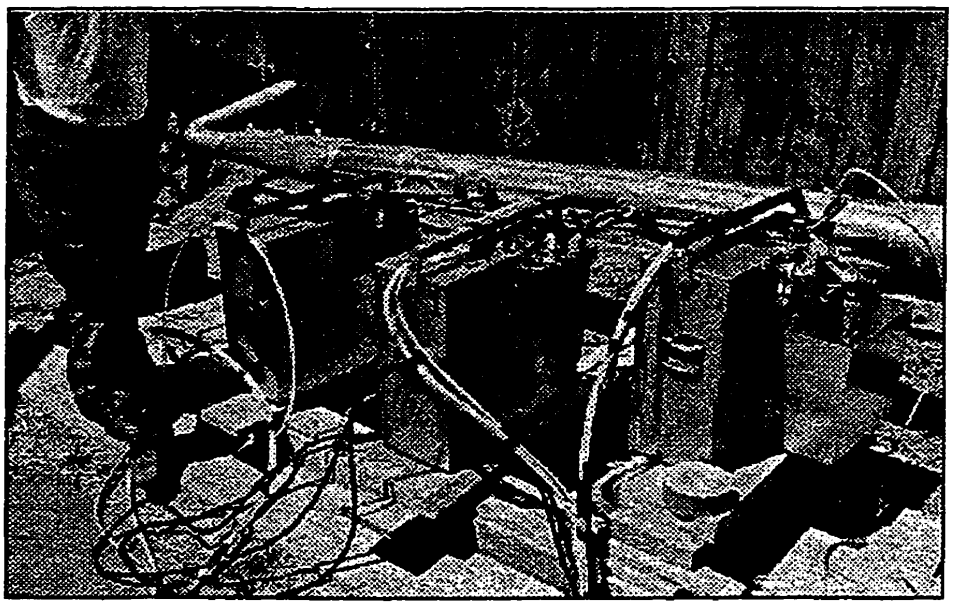


Figure B-4 : Trains d'échantillonnage des émissions atmosphériques

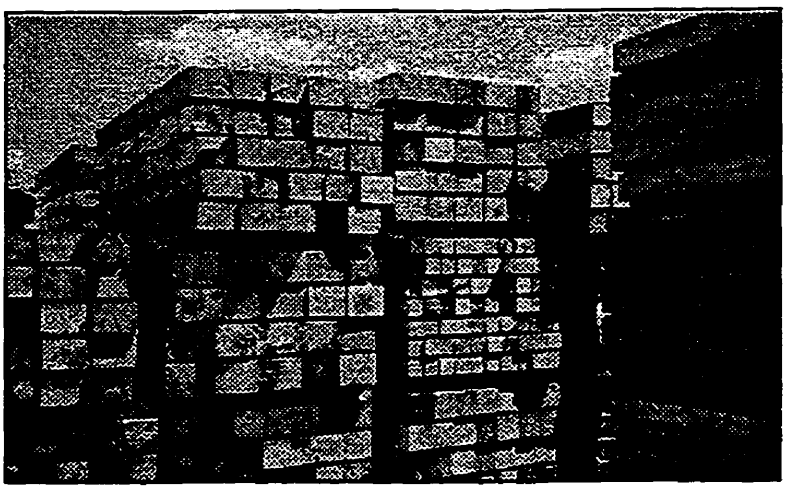


Figure B-5 : Madriers faits de poteaux recyclés

ANNEXE C :

DÉTAILS DES CARACTÉRISTIQUES DES TRAINS D'ÉCHANTILLONNAGE

Tableau C-1 : Composantes des trains d'échantillonnage

Composantes des trains d'échantillonnage				
Composante	Métaux	COSV	Particules	COV
Buse	Acier inoxydable			Laine de verre
Sonde	Verre (Pyrex)		Acier inoxydable	Pyrex
Filtre	Fibres de verre 0,3 µm			-
Support de filtre	Téflon			-
Avant barboteurs	-	Réfrigérant Trappe XAD-2 Réservoir	-	Réfrigérant Trappe tenax Réservoir Condensateur Trappe charbon/tenax Gel de silice
Barboteurs	Verre (Pyrex)			-
Barboteur #1	100 ml (HNO_3 5% / H_2O_2 10%)	100 ml (éthylène glycol)	100 ml H_2O distillée	-
Barboteur #2	100 ml (HNO_3 5% / H_2O_2 10%)	Vide	100 ml H_2O distillée	-
Barboteur #3	Vide	Gel de silice	100 ml H_2O distillée	-
Barboteur #4	100 ml ($KMnO_4$ 4% acidifié)	-	Vide	-
Barboteur #5	100 ml ($KMnO_4$ 4% acidifié)	-	Gel de silice	-
Barboteur #6	Gel de silice	-	-	-

ANNEXE D :

REPORTAGE PHOTOGRAPHIQUE DES ESSAIS DE VALORISATION

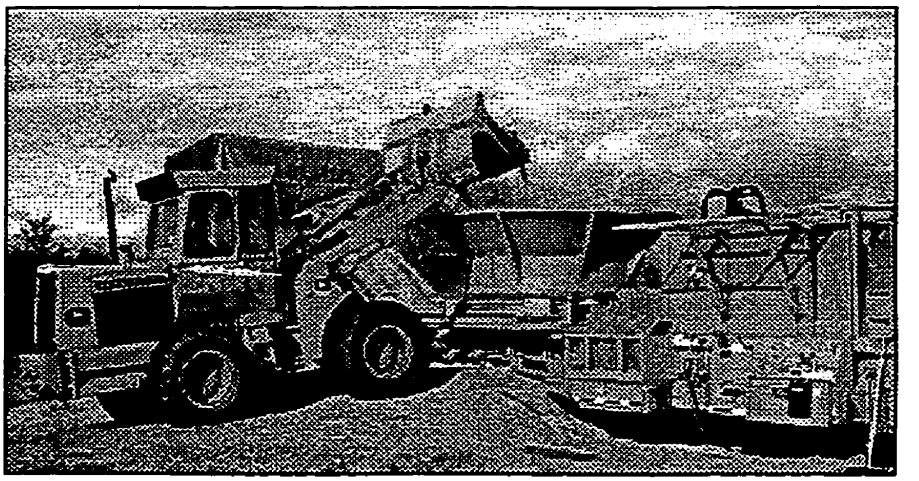


Figure D-1 : Broyage du bois

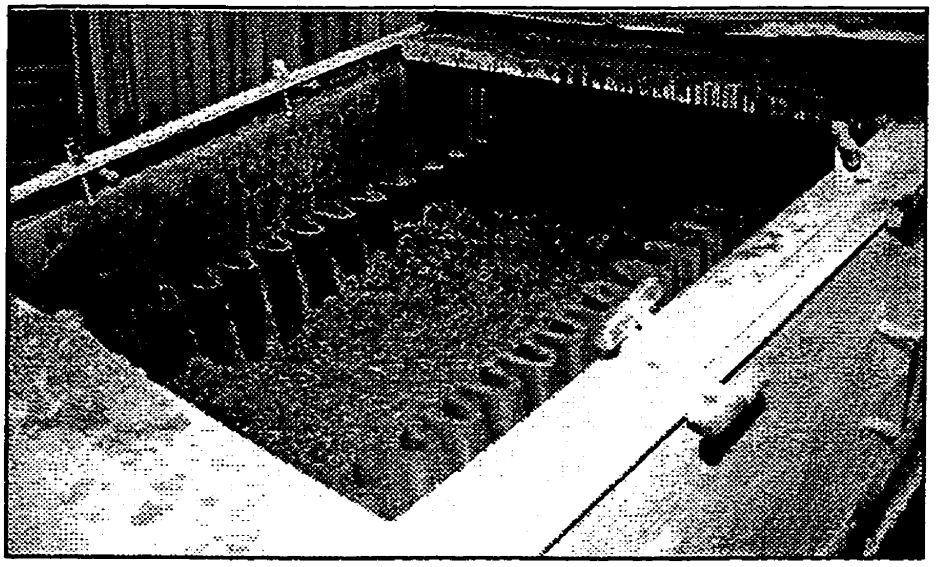


Figure D-2 : Bois traité sur le convoyeur d'alimentation

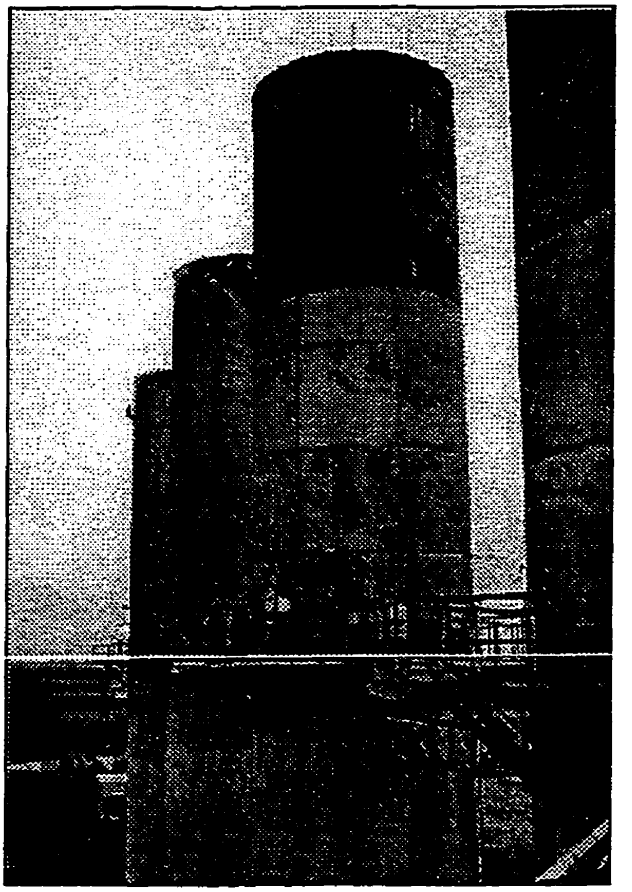


Figure D-3 : Échantillonnage des émissions atmosphériques

ANNEXE E :

RÉSULTATS DÉTAILLÉS DU RECYCLAGE

Tableau E-1 : Composés organiques dans les sciures de bois traité

Journée d'essai		Jour 1	Jour 2	Jour 3	Moyenne	Écart-type
Type de bois		traité	traité	traité	traité	
COMPOSÉS ORGANIQUES SEMI-VOLATILS						
Chlorophénols totaux						
mg-CP/kg	± 40%	2020	2345	1285	1883	543
Autres composés phénoliques (totaux)						
mg/kg	± 40%	108	133	240	160	70
BPC totaux						
mg-BPC/kg	± 40%	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	—
HAP totaux						
mg-HAP/kg	± 40%	2040	3275	4130	3148	1051
Dioxines et furannes (TCDD)						
ug-TCDD/kg	± 40 %	28	23	36	29	6.6
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS						
Éthylbenzènes						
mg/kg	± 25%	0.5	0.7	< 0,1	0.6	0.1
Xylènes						
mg/kg	± 25%	2.5	3.2	< 0,1	2.9	0.5
1,2,4 Triméthylbenzènes						
mg/kg	± 25%	14.0	15.0	2.0	10.3	7.23
sec-Butylbenzène						
mg/kg	± 25%	2.7	2.7	0,1	1.8	1.5
Autres composés org. volatils						
mg/kg	± 25%	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	—
AUTRES COMPOSÉS ORGANIQUES						
Formaldéhyde						
mg/kg	± 20%	3.8	3.6	9.0	5.5	3.1
AOX						
mg-Cl/kg	± 20%	2200	2200	3100	2500	520
Carbone organique total						
g-C/kg	± 4%	397	386	323	369	39.9
% de matière organique						
%	± 20%	99	99	99	99	0

Tableau E-2 : Composés inorganiques dans les sciures de bois traité

Journée d'essai		Jour 1	Jour 2	Jour 3	Moyenne	Écart-type
Type de bois		traité	traité	traité	traité	traité
MÉTAUX (TOTAUX)						
Arsenic						
mg-As/kg	± 30%	57	17	190	88	91
Cadmium						
mg-Cd/kg	± 20%	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	—
Chrome						
mg-Cr/kg	± 20%	68	51	420	180	208
Cuivre						
mg-Cu/kg	± 20%	40	28	250	106	125
Mercure						
ug-Hg/kg	± 30%	< 20	< 20	< 20	< 20	—
Plomb						
mg-Pb/kg	± 20%	< 5	< 5	< 5	< 5	—
AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES						
Chlorures						
mg-Cl/kg	± 15%	150	160	220	177	38
Soufre						
mg-S/kg	± 10%	600	600	400	533	115

Tableau E-3 : Composés organiques dans les émissions atmosphériques

Journée d'essai		Jour 1	Jour 2	Jour 3	Moyenne	Écart-type
Type de bois		traité	traité	traité	traité	traité
COMPOSÉS ORGANIQUES SEMI-VOLATILS						
Chlorobenzènes totaux						
ug-CB/Nm3	± 40 %	1.2	0.5	2.4	1.3	1.0
mg-CB/h		0.6	0.3	1.2	0.7	0.5
Chlorophénols totaux						
mg-CP/Nm3	± 40 %	4.5	4.3	32.0	13.6	15.9
g-CP/h		2.2	2.5	16.0	7.1	7.9
BPC totaux						
ng-BPC/Nm3	± 40 %	< 50	< 30	< 10	< 30	—
ug-BPC/h		< 24,4	< 17,1	< 5,0	< 15,5	—
HAP totaux						
mg-HAP/Nm3	± 40 %	1.9	2.3	15.7	6.6	7.9
g-HAP/h		0.9	1.3	7.9	3.5	3.9
Dioxines et furannes (TCDD)						
ng-TCDD/Nm3	± 40 %	22.2	20.3	25.2	22.6	2.5
ug-TCDD/h		10.8	11.6	12.8	11.7	1.0
COMPOSÉS ORGANIQUES VOLATILS						
Benzène						
ug/Nm3	± 40 %	10.3	21.0	5.2	12.2	8.1
mg/h		5.0	12.0	2.6	6.3	4.9
Xylènes						
ug/Nm3	± 40 %	182.8	283.4	310.8	259.0	67.4
mg/h		89.0	161.8	155.7	134.6	33.0
Toluène						
ug/Nm3	± 40 %	40.5	65.8	100.3	68.9	30.0
mg/h		19.7	37.6	50.3	35.8	15.3
Tétrachloroéthylène						
ug/Nm3	± 40 %	< 0,1	2.6	1.5	2.1	0.8
g/h		< 0,1	1.5	0.8	1.2	0.5
AUTRES COMPOSÉS ORGANIQUES						
Formaldéhyde						
mg/Nm3	± 40 %	33	20	12	22	11
pg/h		16.1	11.4	6.1	11.5	5
AOX						
mg-Cl/Nm3	± 40 %	0.4	0.3	19.2	6.6	10.9
g-Cl/h		0.2	0.2	9.6	3.3	5.4
Particules						
g/Nm3	± 40 %	1.7	1.9	1.3	1.6	0.3
kg/h		0.8	1.1	0.6	0.8	0.3

Tableau E-4 : Composés inorganiques dans les émissions atmosphériques

Journée d'essai		Jour 1	Jour 2	Jour 3	Moyenne	Écart-type
Type de bois		traité	traité	traité	traité	traité
MÉTAUX (TOTAUX)						
Arsenic						
ug-As/Nm3	± 15%	< 43	< 54	< 835	< 311	—
ug-As/h		< 21,0	< 30,6	< 417,3	< 156,3	—
Cadmium						
ug-Cd/Nm3	± 15%	< 1,4	< 1,1	< 4,1	< 2,2	—
mg-Cd/h		< 0,7	< 0,7	< 2,0	< 1,1	—
Chrome						
ug-Cr/Nm3	± 15%	< 58	80	1237	659	818
mg-Cr/h		< 28,4	45,5	618.2	331.9	405.0
Cuivre						
ug-Cu/Nm3	± 15%	< 39	< 59	< 799	< 299	—
mg-Cu/h		< 18,9	< 33,5	< 399,5	< 150,6	—
Mercure						
ug-Hg/Nm3	± 30%	< 0,2	< 0,2	< 2,0	< 0,8	—
mg-Hg/h		< 0,1	< 0,1	< 1,0	< 0,4	—
Plomb						
ug-Pb/Nm3	± 15%	< 18	< 13	< 23	< 18	—
mg-Pb/h		< 8,9	< 7,5	< 11,4	< 9,3	—
MÉTAUX (GAZEUX)						
Arsenic						
ug-As/Nm3	± 15%	< 3,9	< 2,4	< 6,3	< 4,2	—
mg-As/h		< 1,9	< 1,4	< 3,2	< 2,2	—
Cadmium						
ug-Cd/Nm3	± 15%	0.9	0.5	2.2	1.2	0.9
mg-Cd/h		0.4	0.3	1.1	0.6	0.4
Chrome						
ug-Cr/Nm3	± 15%	< 2,4	1.3	1.7	1.5	0.3
mg-Cr/h		< 1,2	0.7	0.9	0.8	0.1
Cuivre						
ug-Cu/Nm3	± 15%	< 1,1	< 0,6	< 1,9	< 1,2	—
mg-Cu/h		< 0,5	< 0,3	< 0,9	< 0,6	—
Mercure						
ug-Hg/Nm3	± 30%	< 0,2	< 0,2	< 0,6	< 0,3	—
mg-Hg/h		< 0,1	< 0,1	< 0,3	< 0,2	—
Plomb						
ug-Pb/Nm3	± 15%	< 4,7	< 2,9	< 4,1	< 3,9	—
mg-Pb/h		< 2,3	< 1,7	< 2,1	< 2,1	—
AUTRES COMPOSÉS INORGANIQUES						
Chlorures						
mg-Cl/Nm3	± 6%	0.3	0.3	1.3	0.6	0.6
g-Cl/h		0.2	0.2	0.7	0.4	0.3
Soufre						
ug-S/Nm3	± 10%	668	765	3.3	479	415
mg-S/h		325	427	1.6	251	222

ANNEXE F :

CARACTÉRISTIQUES DES ÉMISSIONS, RECYCLAGE

Tableau F-1 : Caractéristiques des émissions, recyclage

Journée d'essai	Jour 1	Jour 2	Jour 3	Moyenne	Jour 4
Type de bois	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Témoin
Caractéristiques des gaz évacués par la scie					
Température conduit (°C)	21	20	24	21	22
Humidité gaz (%)	0,9	0,6	1,7	1,1	1,5
CO_2 (%)	0	0	0	0	0
O_2 (%)	20,9	20,9	20,8	20,9	20,8
Vitesse des gaz (m/s)	1,26	4,94	4,45	4,55	5,03
Débits gaz actuels (m^3/h)	498	577	520	532	588
Débits gaz normalisés (Nm^3/h)	487	571	501	520	577
Volume de gaz échantillonné par train (Nm^3)					
Métaux	6,6448	8,7708	6,3970	7,2708	7,6136
Particules et formaldéhyde	6,7326	8,8895	6,5600	7,3941	6,3654
Organiques	4,3689	5,7231	4,7396	4,9439	5,3671

N = conditions normales : 25 °C et 101,3 kPa

ANNEXE G :

RÉSULTATS DÉTAILLÉS DE LA VALORISATION

Tableau G-1 : Composés organiques présents dans les intrants

ÉCHANTILLON	EXACTITUDE	CRU			CHARBON			HUILES			BOIS TRAITÉ			EAU		
	%	Valeur		É - T	Valeur		É - T	Valeur		É - T	Valeur		É - T	Valeur		É - T
COSV																
1,2 dichlorobenzènes	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		9006	mg/L	3383	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
1,3 dichlorobenzènes	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		339	mg/L	135	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
1,4 dichlorobenzènes	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		1616	mg/L	629	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Autres chlorobenzènes	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d	mg/L		n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Pentachlorophénol	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		2716	mg/kg	485	n.d.	µg/L	
Autres composés phénoliques	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d.	mg/kg		n.d.	µg/L	
HAP totaux	40	n.d.	mg/kg		249	mg/kg	22	n.d.	mg/L		5670	mg/kg	1056	n.d.	µg/L	
BPC	40	---			---			---			n.d.	mg/kg		---		
PCDD-PCDF	40	---			---			---			19,2	µg/kg	7,5	---		
Bis(2-éthylhexyl) phtalate	40	2,22	mg/kg	0,96	6,9	mg/kg	4,2	n.d.	mg/L		n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Autres COSV	40	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
COV																
Benzène	25	n.d.	mg/kg		1,9	mg/kg	0,2	91	mg/L	7	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Trichloroéthylène	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		17	mg/L	19	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Toluène	25	n.d.	mg/kg		6,5	mg/kg	0,7	589	mg/L	101	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Tétrachloroéthylène	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		81	mg/L	7	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Éthylbenzène	25	n.d.	mg/kg		1,2	mg/kg	0,2	183	mg/L	14	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
P,M - Xylènes	25	n.d.	mg/kg		6,9	mg/kg	1,1	714	mg/L	45	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
O-Xylène	25	n.d.	mg/kg		4	mg/kg	0,6	330	mg/L	26	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Styrène	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		16	mg/L	5	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Isopropylbenzène	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		34	mg/L	5	12,8	mg/kg	8,8	n.d.	µg/L	
N-propylbenzène	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		114	mg/L	5	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
1,3,5 - triméthylbenzène	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		193	mg/L	15	n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
1,2,4 - triméthylbenzène	25	n.d.	mg/kg		3,2	mg/kg	0,5	726	mg/L	72	5,4	mg/kg	2,8	n.d.	µg/L	
Autres COV	25	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d	mg/kg		n.d.	µg/L	
Autres composés organiques																
Formaldéhyde	25	1,7	mg/kg	0,4	---			---			---			n.d.	mg/L	
AOX	20	294	mg/kg	73	869	mg/kg	141	6227	mg/L	402	4632	mg/kg	1004	n.d.	mg/L	
COT	4	2171	mg/kg	160	---			---			---			0,4	mg/L	0,2

Tableau G-2 : Composés inorganiques présents dans les intrants

ÉCHANTILLON	EXACTITUDE	CRU			CHARBON			HUILES			BOIS TRAITÉ			EAU		
	%	Valeur		É - T	Valeur		É - T	Valeur		É - T	Valeur		É - T	Valeur		É - T
Métaux																
Sb	30	0.2	mg/kg	0.1	1.3	mg/kg	0.23	0.77	mg/L	0.04	2.0	mg/kg	0.6	n.d.	mg/L	
Cu	20	10	mg/kg	1.5	18	mg/kg	1.2	33	mg/L	1.6	253	mg/kg	71	0.005	mg/L	0.004
Pb	20	15	mg/kg	2.7	19	mg/kg	3.1	23	mg/L	1.5	18	mg/kg	14	n.d.	mg/L	
Mn	14	180	mg/kg	5.77	19	mg/kg	1.9	63	mg/L	2.3	78	mg/kg	33	n.d.	mg/L	0
V	25	30	mg/kg	0	139	mg/kg	12.1	n.d.	mg/L		23	mg/kg	7	0.05	mg/L	0.005
Zn	20	113	mg/kg	12.6	46	mg/kg	6.7	78	mg/L	3.1	159	mg/kg	99	0.12	mg/L	0.05
As	30	1.9	mg/kg	0.3	4.0	mg/kg	0.44	0.08	mg/L	0.01	379	mg/kg	142	n.d.	mg/L	
Cr	20	10	mg/kg	1.1	16	mg/kg	2.6	2.10	mg/L	0.06	443	mg/kg	131	0.002	mg/L	0.0004
Co	25	n.d.	mg/kg		5	mg/kg	0.8	n.d.	mg/L		2	mg/kg	0	n.d.	mg/L	
Ni	20	3	mg/kg	0.9	50	mg/kg	5.6	0.8	mg/L	0.1	6	mg/kg	7	0.044	mg/L	0.006
Se	30	n.d.	mg/kg		2.3	mg/kg	0.3	n.d.	mg/L		n.d	mg/kg		0.001	mg/L	0.0005
Te	20	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L	
Cd	20	0.3	mg/kg	0.1	0.4	mg/kg	0.08	0.4	mg/L	0.1	0.5	mg/kg	0.2	n.d.	mg/L	
Hg	30	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		0.1	mg/L	0.08	0.45	mg/kg	0.40	n.d.	mg/L	
Tl	20	50	mg/kg	0	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d	mg/kg		n.d.	mg/L	
Autres éléments																
C	---	10.3	%	0.157	70.2	%	1.35	75.5	%	2.6	48.2	%	1.3	n.d.	%	
H	---	n.d.	%		4.2	%	0.08	12.6	%	0.4	6.0	%	0.3	n.d.	%	
O	---		%			%			%			%		n.d.	%	
N	---	n.d.	%		1.1	%	0	n.d.	%		n.d	%		n.d.	%	
Cl	15	383	mg/kg	93.9	959	mg/kg	164	6315	mg/L	428	4900	mg/kg	1000	31	mg/L	3.4
Br	30	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d	g/kg		n.d.	mg/L	
F	20	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/L		n.d	g/kg		0.8	mg/L	0.05
S	10	3.0	g/kg	0.66	21	g/kg	1.28	2.9	g/L	0.5	0.9	g/kg	0.3	n.d.	mg/L	
Données complémentaires																
Halogènes totaux	---	n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg		n.d.	mg/kg	
Alcalinité	10	373	mg/kg	78.9	---			--			60	mg/kg	5.7	---		
Valeur calorifique	---	---			12514	Btu/lb	1029	35100	Btu/L	3226	7821	Btu/lb	474	---		
Humidité	20	n.d.	%		n.d.	%		4.43	%	0.53	26.4	%	5.3	---		
Cendres	20	1.8	%	0.11	75.1	%	4.85	99.4	%	0.11	95.5	%	1.7	---		

Tableau G-3 : Composés organiques présents dans les poussières

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	Unités	TÉMOINS 1 Valeur	TÉMOINS 1 É-T	TÉMOINS 2 Valeur	TÉMOINS 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
COSV														
Chlorobenzènes	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Chlorophénols	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
HAP totaux	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
BPC	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
PCDD-PCDF	40	ng/kg	0.56	0	0.04	0	0.30	0.37	0.05	0.05	0.11	0.07	0.07	0.06
Autres COSV	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Autres composés organiques														
COV	25	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
AOX	20	mg/kg	700	0	300	0	500	283	550	212	2300	0	1425	1237
COT	4	mg/kg	1000	0	900	0	950	71	1000	0	850	71	925	106

Tableau G-4 : Composés organiques présents dans le clinker

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	Unités	TÉMOINS 1 Valeur	TÉMOINS 1 É-T	TÉMOINS 2 Valeur	TÉMOINS 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
COSV														
Chlorobenzènes	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Chlorophénols	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
HAP totaux	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
BPC	40		---		---		---		---		---		---	
PCDD-PCDF	40		---		---		---		---		---		---	
Autres COSV	40	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Autres composés organiques														
COV	25	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
AOX	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	

Tableau G-5 : Composés inorganiques présents dans les poussières

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	Unités	TÉMOINS 1 Valeur	TÉMOINS 1 É-T	TÉMOINS 2 Valeur	TÉMOINS 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
Métaux														
Sb	30	mg/kg	0.3	0.1	0.3	0.2	0.3	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1
Cu	20	mg/kg	22	2	17	2.5	19	3	18	2.4	18	0.9	18	2
Pb	20	mg/kg	403	19	353	17	378	31	368	63	366	21	367	48
Mn	14	mg/kg	193	5	208	5	200	9	185	14	191	11	188	13
V	25	mg/kg	50	0	50	0	50	0	38	7	42	4	40	6
Zn	20	mg/kg	895	48	740	18	818	89	1198	100	745	122	1001	254
As	30	mg/kg	0.95	0.17	1.4	0.2	1.2	0.3	4.1	1.1	3.4	0.6	3.8	0.9
Cr	20	mg/kg	22	1	16	1.7	19	4	17	2.4	19	2	18	2.4
Co	25	mg/kg	3	1	3	0	3	0.6	2	0.5	3	0.5	3	0.5
Ni	20	mg/kg	7	0.8	6	1	6	1	2	1	3	1	2	0.9
Se	30	mg/kg	9.4	0.9	4.4	0.2	6.9	2.7	4.2	2.1	3.3	0.6	3.8	1.7
Te	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Cd	20	mg/kg	6.3	0.4	4.6	0.3	5.4	0.9	5.7	1.3	5.2	0.4	5.5	1.0
Hg	30	mg/kg	0.03	0.01	0.03	0.01	0.03	0.01	0.04	0.05	0.05	0.05	0.04	0.05
Tl	20	mg/kg	75	6	83	5	79	6	78	4	77	5	78	4
Autres éléments														
C	---	%	6	0	7.3	0	6.7	0.9	6.6	0.5	6.8	0.2	6.7	0.5
H	---	%	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
O	---	%												
N	---	%	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Cl	15	mg/kg	1510	963	2225	525	1868	814	2469	512	2860	548	2639	552
Br	30	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
F	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
S	10	mg/kg	61.5	0.0	31.0	0.0	46.3	21.6	56.7	5.5	50.1	0.1	54.2	3.3

Tableau G-6 : Composés inorganiques présents dans le clinker

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	Unités	TÉMOINS 1 Valeur	TÉMOINS 1 É-T	TÉMOINS 2 Valeur	TÉMOINS 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
Métaux														
Sb	30	mg/kg	0.6	0.1	0.5	0.1	0.5	0.1	0.7	0.06	0.6	0.05	0.6	0.09
Cu	20	mg/kg	26	1	23	0.6	24	2	37	1	37	3	37	2
Pb	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Mn	14	mg/kg	300	16	290	12	295	14	310	10	300	8	306	10
V	25	mg/kg	73	5	73	5	73	4.6	68	7	75	13	71	10
Zn	20	mg/kg	360	24	465	13	413	59	449	104	521	53	480	92
As	30	mg/kg	1.5	0.3	2	0.3	1.7	0.4	17	2.6	20	3.9	18	3.5
Cr	20	mg/kg	55	5	36	3	44	11	63	8	65	8	64	8
Co	25	mg/kg	5.0	0.6	5.0	0.6	5.0	0.5	5.0	0.7	5.0	0.5	5.0	0.7
Ni	20	mg/kg	15.0	3.7	11.0	3.0	13.0	4.6	9.8	7.4	8.0	2.7	9.0	5.8
Se	30	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Te	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Cd	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Hg	30	mg/kg	0.07	0.11	0.07	0.08	0.07	0.09	0.14	0.08	0.08	0.07	0.11	0.08
Tl	20	mg/kg	90	0	93	1.3	91	3.3	92	4.4	96	5.2	94	5
Autres éléments														
C	---	%	1.1	0	1.2	0	1.2	0.07	1	0.6	1.4	0.4	1.2	0.5
H	---	%	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
O	---	%												
N	---	%	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Cl	15	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Br	30	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
F	20	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
S	10	mg/kg	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	

Tableau G-7a : Composés organiques présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
COSV											
HAP	40										
µg/Nm3		10.88	6.52	8.70	3.08	7.86	0.52	6.51	0.04	7.05	0.79
g/h		1.0460	0.6738	0.8361	0.2965	0.8215	0.0547	0.6165	0.0036	0.6985	0.1156
BPC	40										
µg/Nm3		n.d.	n.d.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
g/h		n.d.	n.d.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
Pentachlorophénol	40										
µg/Nm3		n.d.		n.d.		0.50	0.00	0.60	0.00	0.55	0.07
mg/h		n.d.		n.d.		52.26	0.00	56.85	0.00	54.56	3.25
Autres chlorophénols	40										
µg/Nm3		1.20	0.87	1.04	0.23	1.68	0.73	1.47	0.21	1.58	0.15
g/h		0.1153	0.0899	0.1026	0.0180	0 1765	0.0769	0.1390	0.0197	0.1536	0.0455
Dichlorobenzènes	40										
µg/Nm3		1.30	0.44	0.87	0.61	0.74	0.30	0.75	0.14	0.74	0.18
g/h		0.1249	0.0455	0.0852	0.0561	0 0768	0.0318	0.0711	0.0134	0.0734	0.0188
1,2,4-Trichlorobenzène	40										
µg/Nm3		0.09	n.d.	0.09	0.00	0.09	0.00	0.09	0.01	0.09	0.01
g/h		0.0086	n.d.	0.0086	0.0000	0 0094	0.0000	0.0085	0.0009	0.0087	0.0009
Dioxines et furannes	40										
ng/Nm3		0.1366	0.1105	0.1236	0.0185	0 2342	0.0422	0.2492	0.1209	0.2417	0.0885
mg/h		0.0131	0.0114	0.0123	0.0012	0 0245	0.0037	0.0260	0.0117	0.0253	0.0085
Autres COSV	40										
ng/Nm3		n.d.	n.d.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
mg/h		n.d.	n.d.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	

Tableau G-7b : Composés organiques présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
COV											
1,1-Dichloroéthène	40										
µg/Nm3		53.40	379.20	216.30	344.26	48.09	73.42	293.14	394.82	178.76	310.27
g/h		5.7325	37.4680	21.6000	33.9210	5.0389	7.7500	29.8780	40.1920	18.2860	31.5910
Chlorure de méthylène	40										
µg/Nm3		51.76	49.51	51.01	44.37	7.38	8.56	65.61	136.00	38.43	100.91
g/h		5.5565	4.8915	5.3348	4.6537	0.7683	0.9064	6.6890	13.8620	3.9260	10.2850
Trans-1,2-dichloroéthylène	40										
µg/Nm3		123.64	n.d.	123.64	0.00	n.d.		n.d.		n.d.	
g/h		13.2710	n.d.	13.2700	0.0000	n.d.		n.d.		n.d.	
Chloroforme	40										
µg/Nm3		---	21.17	21.17	0.00	---		65.24	82.74	65.25	82.74
g/h		---	2.0910	2.0910	0.0000	---		6.6210	8.3970	6.6200	8.4000
Bromodichlorométhane	40										
µg/Nm3		n.d.	19.16	19.16	14.67	15.35	0.00	22.62	8.43	20.80	7.78
g/h		n.d.	1.8935	1.8935	1.4489	1.5370	0.0000	2.3120	0.8730	2.1185	0.8115
Toluène	40										
µg/Nm3		294.46	203.35	239.79	94.66	164.67	97.12	245.83	90.83	220.76	96.81
g/h		31.6070	20.0930	24.6986	10.2117	16.9608	10.0160	25.1460	9.2950	22.6274	9.9067
Tétrachloroéthylène	40										
µg/Nm3		0.87	0.74	0.81	0.09	0.81	0.10	1.23	1.13	1.06	0.83
g/h		0.0900	0.0730	0.0835	0.0149	0.0855	0.0106	0.1250	0.1140	0.1092	0.0839
Chlorobenzènes	40										
µg/Nm3		7.30	6.03	7.10	3.69	7.98	5.96	9.31	5.53	8.71	5.83
g/h		0.7840	0.5953	0.7476	0.3971	0.8708	0.6042	0.9511	0.5667	0.9150	0.5899
Éthylbenzène	40										
µg/Nm3		62.39	23.10	42.74	31.45	35.40	8.64	41.57	34.67	39.30	27.73
g/h		6.6965	2.2825	4.4895	3.4410	3.6466	0.8927	4.2389	3.5138	4.0207	2.8102
Xylènes	40										
µg/Nm3		156.69	80.28	118.48	103.07	85.03	45.75	98.01	55.97	93.10	52.07
g/h		16.8190	7.9320	12.3756	11.0930	8.7094	4.6286	10.0119	5.7177	9.5190	5.3030

Tableau G-7c : Composés organiques présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É - T
COV (SUITE)											
Styrène	40										
µg/Nm3		n.d.	2.51	2.51	0.97	21.15	8.64	12.56	4.13	16.85	7.86
g/h		n.d.	0.2480	0.2480	0.0962	2.1417	0.8520	1.2865	0.4207	1.7140	0.7810
Propylbenzènes	40										
µg/Nm3		7.52	3.92	5.72	3.49	6.32	3.64	5.86	2.94	6.04	3.21
g/h		0.0893	0.3876	0.5973	0.3789	0.6456	0.3666	0.5985	0.3007	0.6336	0.3270
Triméthylbenzènes	40										
µg/Nm3		17.79	6.88	12.33	7.87	15.84	7.68	14.20	6.10	14.85	6.73
g/h		1.9090	0.6799	1.2946	0.8657	1.6166	0.7570	1.4500	0.6240	1.5168	0.6760
Bromobenzène	40										
µg/Nm3		0.77	n.d.	0.77	0.36	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
g/h		0.0825	n.d.	0.0825	0.0389	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
P-isopropyltoluène	40										
µg/Nm3		2.72	1.24	2.23	1.19	1.86	2.27	3.22	2.64	2.23	2.33
g/h		0.2918	0.1230	0.2355	0.1309	0.1885	0.2266	0.3280	0.2676	0.2266	0.2335
N-butylbenzène	40										
µg/Nm3		6.00	2.61	4.30	3.11	7.94	6.82	5.18	2.29	6.40	4.89
g/h		0.6445	0.2578	0.4511	0.3392	0.8068	0.6803	0.5286	0.2328	0.6522	0.4893
1,2-Dibromo-3-chloropropane	40										
µg/Nm3		2.37	n.d	2.37	1.17	n.d.		n.d.		n.d	
g/h		0.2545	n.d.	0.2545	0.1255	n.d.		n.d.		n.d.	
Hexachlorobutadiène	40										
µg/Nm3		1.93	n.d.	1.93	0.33	n.d.		n.d.		n.d.	
g/h		0.2070	n.d.	0.2070	0.0354	n.d.		n.d.		n.d.	
Autres COV	40										
µg/Nm3		n.d.	n.d.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	
g/h		n.d.	n.d.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	

Tableau G-8a : Métaux totaux présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
Métaux totaux											
Sb	20										
µg/Nm3		16.60	11.89	14.25	3.33	16.81	2.21	11.05	8.65	16.15	1.50
g/h		1.8991	1.1743	1.5367	0.5125	1.6998	0.1521	1.6761	0.1297	1.6855	0.1198
Cu	15										
µg/Nm3		2.76	2.48	2.62	0.20	5.58	2.90	2.30	0.36	3.61	2.32
g/h		0.3154	0.2447	0.2801	0.0500	0.5600	0.2702	0.2449	0.0395	0.3709	0.2209
Pb	15										
µg/Nm3		14.33	14.12	14.23	0.15	19.43	4.09	17.19	0.34	18.09	2.40
g/h		1.6390	1.3944	1.5167	0.1730	1.9798	0.4986	1.8316	0.0264	1.8909	0.2628
Mn	10										
µg/Nm3		3.42	2.96	3.19	0.33	4.86	0.57	4.01	1.04	4.35	0.91
g/h		0.3913	0.2919	0.3416	0.0703	0.4941	0.0776	0.4277	0.1129	0.4543	0.0959
V	15										
µg/Nm3		68.42	43.21	55.82	17.83	68.17	1.70	65.07	0.94	66.31	2.01
g/h		7.8265	4.2662	6.0464	2.5175	6.9175	0.4661	6.9338	0.1176	6.9273	0.2476
Zn	10										
µg/Nm3		6.04	7.96	7.00	1.36	12.28	0.00	7.40	1.02	8.62	2.58
g/h		0.6906	0.7859	0.7383	0.0674	1.2078	0.0000	0.7892	0.1129	0.8939	0.2287
As	15										
µg/Nm3		16.60	11.89	14.25	3.33	16.81	2.21	15.73	1.18	16.16	1.51
g/h		1.8991	1.1743	1.5367	0.5125	1.6998	0.1521	1.6761	0.1297	1.6855	0.1198
Cr	15										
µg/Nm3		5.94	11.62	8.78	4.02	12.46	1.17	8.32	3.22	9.97	3.67
g/h		0.6791	1.1474	0.9133	0.3311	1.2660	0.1724	0.8870	0.3463	1.0386	0.3324

Tableau G-8b : Métaux totaux présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T
Métaux totaux (suite)											
Co	15										
µg/Nm3		6.04	4.55	5.30	1.05	5.86	0.25	5.54	0.09	5.67	0.22
g/h		0.6906	0.4491	0.5699	0.1708	0.5929	0.0000	0.5901	0.0126	0.5912	0.0090
Ni	10										
µg/Nm3		3.62	4.55	4.09	0.66	8.26	1.27	5.73	3.45	6.74	2.87
g/h		0.4143	0.4491	0.4317	0.0246	0.8345	0.0931	0.6119	0.3700	0.7009	0.2924
Se	15										
µg/Nm3		3.02	3.18	3.10	0.11	3.14	0.10	3.08	0.04	3.10	0.05
g/h		0.3453	0.3144	0.3299	0.0218	0.3184	0.0156	0.3283	0.0063	0.3243	0.0105
Te	15										
µg/Nm3		32.20	25.02	28.61	5.08	32.51	1.38	29.77	1.18	30.86	1.85
g/h		3.6831	2.4699	3.0765	0.8579	3.2941	0.0001	3.1720	0.1313	3.2208	0.1144
Cd	15										
µg/Nm3		1.07	0.96	1.02	0.08	1.13	0.05	1.08	0.02	1.10	0.04
g/h		0.1220	0.0943	0.1082	0.0196	0.1142	0.0000	0.1154	0.0006	0.1149	0.0008
Hg	30										
µg/Nm3		5.73	5.42	5.58	0.22	3.88	0.12	3.94	0.16	3.91	0.13
g/h		0.6554	0.5351	0.5953	0.0851	0.3930	0.0045	0.4200	0.0166	0.4092	0.0190
Tl	15										
µg/Nm3		48.30	43.21	45.76	3.60	49.85	2.11	46.38	1.17	47.77	2.32
g/h		5.5246	4.2662	4.8954	0.8898	5.0509	0.0002	4.9424	0.1333	4.9858	0.1114

Tableau G-9a : Métaux gazeux présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É - T
Métaux gazeux											
Sb	20										
µg/Nm3		16.14	11.39	13.77	3.36	16.32	2.21	15.25	1.18	15.68	1.50
g/h		1.8461	1.1249	1.49	0.51	1.6504	0.1537	1.6251	0.1296	1.6352	0.1204
Cu	15										
µg/Nm3		2.01	1.16	1.59	0.60	1.72	0.00	1.56	0.12	1.60	0.13
g/h		0.2302	0.1145	0.17	0.08	0.1801	0.0000	0.1667	0.0132	0.1700	0.0127
Pb	15										
µg/Nm3		8.09	6.85	7.47	0.88	8.70	0.35	8.33	0.05	8.48	0.27
g/h		0.9254	0.6759	0.80	0.18	0.8817	0.0016	0.8874	0.0013	0.8851	0.0034
Mn	10										
µg/Nm3		2.21	1.59	1.90	0.44	2.60	0.19	2.01	0.43	2.24	0.45
g/h		0.2532	0.1572	0.21	0.07	0.2636	0.0310	0.2139	0.0463	0.2338	0.0453
V	15										
µg/Nm3		50.31	29.56	39.94	14.67	50.90	0.63	47.07	0.93	48.60	2.22
g/h		5.7548	2.9190	4.34	2.01	5.1607	0.1555	5.0160	0.1262	5.0739	0.1424
Zn	10										
µg/Nm3		2.82	1.59	2.21	0.87	2.17	0.09	2.15	0.13	2.15	0.11
g/h		0.3223	0.1572	0.24	0.12	0.2196	0.0000	0.2287	0.0129	0.2250	0.0104
As	15										
µg/Nm3		16.14	11.39	13.77	3.36	16.32	2.21	15.25	1.18	15.68	1.50
g/h		1.8461	1.1249	1.49	0.51	1.6504	0.1537	1.6251	0.1296	0.6352	0.1204
Cr	15										
µg/Nm3		4.07	2.30	3.19	1.25	4.37	0.17	4.17	0.03	4.25	0.14
g/h		0.4650	0.2268	0.35	0.17	0.4425	0.0016	0.4448	0.0007	0.4439	0.0015

Tableau G-9b : Métaux gazeux présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE %	TÉMOIN 1 Valeur	TÉMOIN 2 Valeur	MOYENNE Valeur	MOYENNE É-T	BOIS TRAITÉ 1 Valeur	BOIS TRAITÉ 1 É-T	BOIS TRAITÉ 2 Valeur	BOIS TRAITÉ 2 É-T	MOYENNE Valeur	MOYENNE É - T
Métaux gazeux (suite)											
Co	15										
µg/Nm3		4.02	2.96	3.49	0.75	3.80	0.32	3.39	0.22	3.55	0.31
g/h		0.4602	0.2919	0.38	0.12	0.3843	0.0156	0.3615	0.0254	0.3706	0.0232
Ni	10										
µg/Nm3		2.21	1.59	1.90	0.44	2.38	0.21	1.80	0.11	2.03	0.34
g/h		0.2532	0.1572	0.21	0.07	0.2416	0.0310	0.1918	0.0127	0.2117	0.0326
Se	15										
µg/Nm3		2.21	0.25	1.23	1.38	2.39	0.11	2.25	0.04	2.36	0.17
g/h		0.2532	0.2470	0.25	0.00	0.2416	0.0000	0.2397	0.0063	0.2405	0.0046
Te	15										
µg/Nm3		22.14	15.92	19.03	4.40	21.67	0.92	18.69	2.01	19.88	2.21
g/h		2.5321	1.5718	2.05	0.68	2.1961	0.0001	1.9917	0.2223	2.0734	0.1930
Cd	15										
µg/Nm3		0.83	0.70	0.77	0.09	0.89	0.04	0.85	0.01	0.86	0.03
g/h		0.0944	0.0696	0.08	0.02	0.0900	0.0000	0.0903	0.0008	0.0902	0.0006
Hg	30										
µg/Nm3		5.65	4.21	4.93	1.02	3.70	0.21	3.31	0.20	3.46	0.27
g/h		0.6466	0.4156	0.53	0.16	0.3747	0.0046	0.3529	0.0227	0.3616	0.0201
Tl	15										
µg/Nm3		22.14	15.92	19.03	4.40	21.67	0.92	18.69	2.01	19.88	2.21
g/h		2.5321	1.5718	2.05	0.68	2.1961	0.0001	1.9917	0.2223	2.0734	0.1930

Tableau G-10 : Particules et autres composés inorganiques présents dans les émissions atmosphériques

TYPE D'ESSAI CONDITION DE FOUR	EXACTITUDE	TÉMOIN 1	TÉMOIN 2	MOYENNE		BOIS TRAITÉ 1		BOIS TRAITÉ 2		MOYENNE	
	%	Valeur	Valeur	Valeur	É-T	Valeur	É-T	Valeur	É-T	Valeur	É - T
Paramètres particulaires											
Particules	15										
g/t clinker		35.2	39.3	37.2	2.9	45.5	2.3	48.0	1.3	46.8	1.8
mg/Nm3		9.48	12.50	10.99	2.13	13.30	0.18	13.72	0.42	13.51	0.30
kg/h		1.06	0.97	1.01	0.06	1.36	0.06	1.44	0.04	1.40	0.06
Cl particulaire	15										
mg/Nm3		1.499	1.504	1.502	0.004	1.760	0.066	2.004	0.838	1.882	0.172
kg/h		0.1672	0.1419	0.1545	0.0179	0.1805	0	0.2105	0.0878	0.1955	0.0212
Paramètres gazeux											
Cl	6										
mg/Nm3		7.98	3.18	5.58	3.39	13.21	1.35	8.85	4.38	11.03	3.08
g/h		890	301	596	416	1358	189	931	463	1144	302
Br	20										
mg/Nm3		0.082	0.079	0.080	0.002	0.146	0.083	0.087	0.014	0.117	0.042
g/h		9.1	7.4	8.2	1.2	15.2	9.0	9.2	1.5	12.2	4.2
F	10										
mg/Nm3		0.148	0.155	0.151	0.005	0.232	0.027	0.171	0.0	0.202	0.043
g/h		16.5	14.6	15.6	1.3	23.8	3.6	18.0	2.9	20.9	4.1

ANNEXE H :

COMPOSITION CHIMIQUE MOYENNE DES PNEUS

Tableau H-1 : Composition chimique moyenne des pneus

Paramètre	Valeur moyenne (%)	Paramètre	Valeur moyenne (%)
Humidité	1,69	Arsenic	0,0003
Cendres	11,6	Cuivre	0,003
Matières volatiles	63,6	Nickel	0,005
Carbone fixé	26,1	Thallium	0,00002
Valeur calorifique	13 763 Btu/lb	Oxyde d'Al	5,51
Carbone	75,3	Oxyde de Ca	2,98
Hydrogène	7	Oxyde de Fe	5,528
Azote	0,28	Oxyde de Mg	0,726
Soufre	1,4	Oxyde de P	0,565
Chlore	0,1	Oxyde de K	0,53
Oxygène	3,65	Oxyde de Ti	1,355
Aluminium	0,0277	Oxyde de Si	13,58
Calcium	0,378	Oxyde de Na	0,615
Fer	7,48	Oxyde de S	8,185
Zinc	2,54	Oxyde de Zn	8,8156
Chrome	0,007	Oxyde de Cr	0,0093
Fluorures	0,001	Oxyde de F	0,00095
Cadmium	0,0006	Oxyde de Cd	0,0006
Plomb	0,024		

ANNEXE I :

VALEURS CALORIFIQUES

Tableau I-1 : Valeur calorifique de chacun des combustibles

Combustible	Charbon	Huiles usées	Pneus	Bois traité
Valeur calorifique (Btu)	12514 Btu/lb	35100 Btu/L	13763 Btu/lb	7821 Btu/lb
Valeur calorifique (Mégajoules)	29,11 MJ/kg	37,03 MJ/L	32,01 MJ/kg	18,19 MJ/kg
Apport énergétique :				
essai 1	67,5 %	13,6 %	18,9 %	0 %
essai 3	33,6 %	12,0%	16,9 %	37,5 %
essai 4	36,8 %	11,5 %	16,1 %	35,6 %
essai 5	35,7 %	11,7 %	16,3 %	36,3 %
essai 6	39,2 %	11,5 %	15,4 %	33,9 %
essai 7	36,3 %	12,2 %	16,1 %	35,4 %
essai 8	39,0 %	11,6 %	15,3 %	34,1 %
essai 9	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
essai 10	69,5 %	13,9 %	16,8 %	0 %

ANNEXE J :

DONNÉES RELATIVES À LA PRODUCTION DE L'ÉCHANTILLONNAGE

Tableau J-1 : Données relatives à la production et à l'échantillonnage

Essai numéro	1	10	3	4	5	6	7	8	MOYENNES	
Date de l'essai	2 déc '96	13 déc '96	9 déc '96	10 déc '96	10 déc '96	11 déc '96	11 déc '96	12 déc '96		
Durée de l'essai (min)	240	240	240	240	240	240	240	240		
INFORMATION SUR LES CONDITIONS D'OPÉRATION DU FOUR #2										
Type d'essai	Témoin	Témoin	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Bois traité	Bois traité
Conditions du four	Condition 1	Condition 2	Condition 1	Condition 1	Condition 1	Condition 2	Condition 2	Condition 2	Condition 1	Condition 2
Température air secondaire	1033	964	1028	1030	1029	940	946	952	1029	946
Oxygène dans le four	1,5 %	2,4 %	1,6 %	1,5 %	1,5 %	2,1 %	2,3 %	2,4 %	1.5	2.3
CARACTÉRISTIQUES DES GAZ DE COMBUSTION - CHEMINÉE #2 VALEUR MOYENNE DE TOUS LES TRAINS D'ÉCHANTILLONNAGE										
Température (degrés celcius)	238	246	243	240	241	241	241	244	241	242
Humidité (%)	5.0	5.5	6.4	6.2	6.3	6.7	6.7	6.5	6.3	6.6
CO (ppm) base sèche	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CO2 (%) base sèche	15.1	16.1	16.5	17.8	17.8	16.5	16.3	17.2	17.4	16.7
O2 (%) base sèche	11.9	12.5	12.2	12.1	12.0	12.5	12.6	12.4	12.1	12.5
N2 (%) base sèche	73.2	71.5	71.4	70.2	70.2	71.0	71.1	70.4	70.6	70.8
Vitesse (m/s)	4.883	4.588	4.664	4.843	4.887	4.795	4.750	4.744	4.798	4.757
Débit normalisé (Nm3/h)	107340	98807	100151	104792	105395	102947	101935	101486	103446	102123
Opacité (%)	9	7	7	5	5	5	5	7	6	6
DÉBIT DES INTRANTS ET DES EXTRANTS										
Cru (t/h)	51.62	48.03	49.98	51.02	50.86	46.27	47.65	48.53	50.62	47.48
Charbon (t/h)	2.87	2.95	1.64	1.89	1.80	1.99	1.77	1.93	1.78	1.90
Bois traité (t/h)	0	0	2.93	2.93	2.93	2.76	2.76	2.70	2.93	2.74
Huiles usées (l/h)	465.3	464.2	463.0	462.5	463.2	458,8	466.2	450.8	462.9	458.6
Pneus (kg/h)	750	651	749	750	750	712	712	688	750	704
Eau (l/min)	14	26	17	18	19	29	27	26	18	27
Clinker produit (t/h)	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Poussières récupérées (t/h)	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5	2.5
ANALYSE DES GAZ À LA SORTIE DU FOUR										
O2 (%) KVB	1.6	3.1	2.4	2.5	2.7	3.1	4.1	3.5	2.5	3.6
NOx (ppm) KVB	1159	1405	721	880	834	981	908	982	812	957
SO2 (ppm) KVB	382	85	465	340	366	424	253	168	340	282
CO (ppm) KVB	241	207	372	334	354	280	222	234	353	245

ANNEXE K :

CALCULS DU BILAN DES DIOXINES ET FURANNES

Évaluation des débits des intrants et extrants lors du recyclage :

Données de bases :

1 tonne bois traité équivaut à 5 667 pmp

volume utile d'un poteau est en moyenne de 2,55 m^3

Poteaux :

débit moyen de recyclage : 12 469 pmp par jour

durée moyenne d'une journée de recyclage : 7,889 heures

$$\frac{12\,469 \text{ pmp}}{7{,}889 \text{ h}} * \frac{1 \text{ t bois}}{5\,667 \text{ pmp}} * \frac{1\,000 \text{ kg}}{\text{t}} = \mathbf{279 \text{ kg poteaux/h}}$$

Résidus solides :

volume de résidus solides produits par poteau recyclé : 1,43 m^3

$$\frac{279 \text{ kg poteaux}}{\text{h}} * \frac{1{,}43 \text{ m}^3 \text{ résidus solides}}{2{,}55 \text{ m}^3 \text{ poteau}} = \mathbf{157 \text{ kg résidus/h}}$$

Madriers :

volume de madriers produits par poteau recyclé : 1,12 m^3

$$\frac{279 \text{ kg poteaux}}{\text{h}} * \frac{1{,}12 \text{ m}^3 \text{ madrier}}{2{,}55 \text{ m}^3 \text{ poteau}} = \mathbf{123 \text{ kg madriers/h}}$$

ANNEXE L :

CALCULS DES MASSES DE DIOXINES ET DE FURANNES ÉMISES DANS L'ENVIRONNEMENT

RECYCLAGE :

1 tonne bois traité équivaut à 5 667 pmp

débit moyen de recyclage : 12 469 pmp par jour

durée moyenne d'une journée de recyclage : 7,889 heures

concentration dans les émissions atmosphériques lors du recyclage du bois traité :

11,82 µg-FET/h ou 853,06 µg-totaux/h

1) En fonction du bois traité éliminé des réseaux de Bell, Hydro-Québec, C.N., C. P. en 1997

15 500 t. de poteaux à éliminer en 1997

$$15\,500 \text{ t. de bois traité} * \frac{5\,667 \text{pmp}}{\text{t}} * \frac{11{,}82\ \mu\text{g-FET}}{\text{h}} * \frac{7{,}889 \text{ h}}{12\,469 \text{ pmp}} * \frac{1 \text{ g}}{10^6\ \mu\text{g}} = 0{,}652 \text{ g-FET}$$

$$15\,500 \text{ t. de bois traité} * \frac{5\,667 \text{pmp}}{\text{t}} * \frac{853{,}06\ \mu\text{g}}{\text{h}} * \frac{7{,}889 \text{ h}}{12\,469 \text{ pmp}} * \frac{1 \text{g}}{10^6\ \mu\text{g}} = 47{,}1 \text{ g-totaux}$$

2-) Pour une tonne de bois traité

$$1 \text{t. de bois traité} * \frac{11{,}82\ \mu\text{g-FET}}{\text{h}} * \frac{7{,}889 \text{ h}}{12\,469 \text{ pmp}} * \frac{5\,667 \text{pmp}}{\text{t}} = 42{,}38\ \mu\text{g-FET / t}$$

$$1 \text{ t. de bois traité} * \frac{853{,}06\ \mu\text{g}}{\text{h}} * \frac{7{,}889 \text{ h}}{12\,469 \text{ pmp}} * \frac{5\,667 \text{pmp}}{\text{t}} = 3{,}06 \text{ mg-totaux / t}$$

3) En fonction des productions maximales

$$\frac{11{,}82\ \mu\text{g-FET}}{\text{h}} * \frac{24 \text{ h}}{\text{d}} * \frac{365 \text{ d}}{\text{an}} * \frac{1 \text{ mg}}{1000\ \mu\text{g}} = 103{,}5 \text{ mg-FET / an}$$

$$\frac{853{,}06\ \mu g\text{-FET}}{h} * \frac{24\ h}{d} * \frac{365\ d}{an} * \frac{1\ g}{10^6\ \mu g} = 7{,}47\ \text{g-totaux / an}$$

VALORISATION ÉNERGÉTIQUE :

concentration dans les émissions atmosphériques lors de la valorisation du bois traité :

24,84 µg-FET/h ou 1801,7 µg-totaux/h

débit d'alimentation du bois traité dans le four : 2,84 t/h

1) en fonction du bois traité éliminé des réseaux de Bell, Hydro-Québec, C.N., C. P. en 1997

29 300 t. de traverses de chemin de fer et de poteaux non-recyclables éliminés en 1997

$$29\,300\ \text{t. de bois traité} * \frac{1\ h}{2{,}84\ t} * \frac{24{,}84\ \mu g\text{-FET}}{h} * \frac{1\ g}{10^6\ \mu g} = 0{,}256\ \text{g-FET}$$

$$29\,300\ \text{t. de bois traité} * \frac{1\ h}{2{,}84\ t} * \frac{1801{,}7\ \mu g\text{-totaux}}{h} * \frac{1g}{10^6 \mu g} = 18{,}6\ \text{g-totaux}$$

2-) Pour une tonne de bois traité

$$1\ \text{t. de bois traité} * \frac{24{,}84\ \mu g\text{-FET}}{h} * \frac{1\ h}{2{,}84\ t} = 8{,}75\ \mu g\text{-FET / t}$$

$$1\ \text{t. de bois traité} * \frac{1801{,}7\ \mu g\text{-totaux}}{h} * \frac{1\ h}{2{,}84\ t} * \frac{1\ mg}{1\,000\ \mu g} = 0{,}634\ \text{mg-totaux / t}$$

3) En fonction des productions maximales

$$\frac{24{,}84\ \mu g\text{-FET}}{h} * \frac{1\ h}{2{,}84\ t} * \frac{90\,000\ t}{an} * \frac{1\ mg}{1000\ \mu g} = 787{,}18\ \text{mg-FET / an}$$

$$\frac{1801{,}7\ \mu g\text{-FET}}{h} * \frac{1\ h}{2{,}84\ t} * \frac{90\,000\ t}{an} * \frac{1g}{10^6\ \mu g} = 57{,}1\ \text{g-totaux / an}$$

ANNEXE M :

CALCULS DES CONCENTRATIONS AU POINT D'IMPACT

Recyclage :

Hauteur de sortie des émissions est négligeable (< 2 m.), donc l'équation est la suivante :

$$C_{x,0} = \frac{Q}{\Pi u \sigma_z \sigma_y}$$

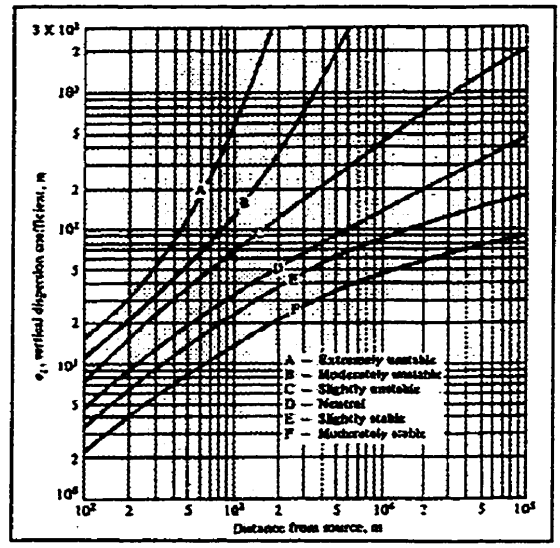
- Q sans filtre = $3{,}28*10^{-9}$ g-FET/s ou $2{,}37*10^{-7}$ g-totaux/s
- Q avec filtre = $2{,}46*10^{-10}$ g-FET/s ou $1{,}79*10^{-8}$ g-totaux/s
- u = 2 m/s (+ restreignante)
- $\sigma_{y\ min}$ = 13 mètres
- $\sigma_{z\ min}$ = 7,5 mètres

Valorisation énergétique :

L'équation employée sera la suivante :

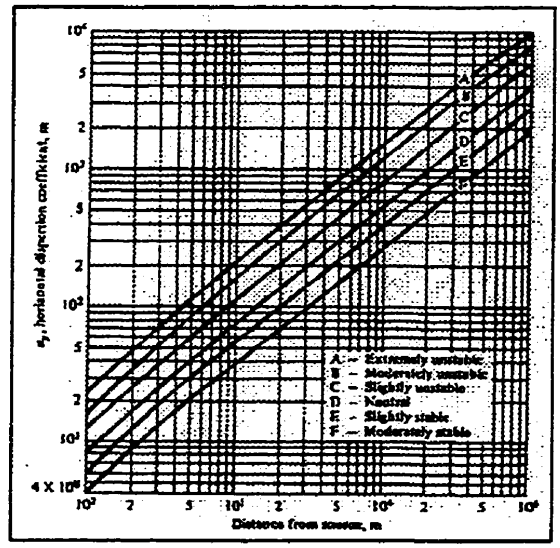
$$C_{x,0} = \frac{Q}{\Pi u \sigma_z \sigma_y} \exp\left\{-\tfrac{1}{2}(H/\sigma_z)^2\right\}$$

- La concentration maximale au point d'impact sera à la distance $\sigma_z = 0{,}707H$ de la source. Puisque H = 61 m, σ_z = 43,13 m
- x_{max} = 600 m (figure O1)
- σ_y = 70 m (figure O2)
- u = 2 m/s (+ restreignante)
- Q = $6{,}90*10^{-9}$ g-FET/s ou $5{,}00*10^{-7}$ g-totaux/s



Source : Peavy *et al.* 1985

Figure M-1 : Coefficient de diffusion vertical (σ_z) en fonction de la distance de la source



Source : Peavy *et al.* 1985

Figure M-2 : Coefficient de diffusion latéral (σ_y) en fonction de la distance de la source

ANNEXE N :

CALCULS DES MASSES INHALÉES PAR L'HOMME

Volume d'air respiré quotidiennement :

$$\frac{0{,}5\ L}{respiration} * \frac{18\ respiration}{minute} * \frac{1\ 440\ minutes}{jour} = \frac{12\ 960\ L}{jour} = \mathbf{13\ m^3/d}$$

Masses inhalées :

Recyclage sans dépoussiéreur :

5,35 pg-FET/m³ * 13 m³/d = **70 pg-FET/d**

Recyclage avec dépoussiéreur :

0,402 pg-FET/m³ * 13 m³/d = **5,23 pg-FET/d**

Valorisation énergétique :

0,133 pg-FET/m³ * 13 m³/d = **1,73 pg-FET/d**