

QD
341
.H9
L39

Etude sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques

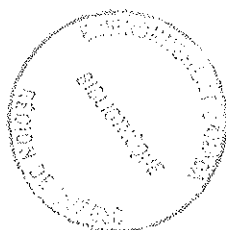
Technologies de réduction des émissions
et besoins de développement

Rapport final

Conservation et protection
Direction de la Protection de l'environnement
Environnement Canada

Mars 1990

Dossier n° 56952



CONSERVATION
RÉGION DU QUÉBEC
ENvironnement
1401, BOULEVARD
G.P. 1050
SAINTE-FOY (Q. 1050)
G1V 4H5

TABLE DES MATIERES

	<u>Page</u>
1.0 INTRODUCTION	1.1
1.1 Rappel de la problématique québécoise et de la dynamique des HAP.	1.2
1.1.1 Principales sources de HAP	1.2
1.1.2 Formation des HAP	1.2
1.1.3 Toxicologie des HAP	1.5
1.1.4 Dynamique des HAP	1.6
1.1.4.1 Dans l'atmosphère	1.6
1.1.4.2 Dans l'eau	1.7
1.2 Contenu et méthodologie générale de l'étude	1.8
2.0 FABRICATION DU CARBURE DE SILICIUM	2.1
2.1 État de l'industrie québécoise	2.1
2.2 Procédé de fabrication du carbure de silicium	2.3
2.2.1 Matières premières	2.3
2.2.2 Fours	2.6
2.2.3 Cycle de production	2.8
2.2.3.1 Chargement	2.8
2.2.3.2 Cuisson	2.9
2.2.3.3 Déchargement	2.10
2.2.4 Confection des électrodes	2.11
2.3 Sources de polluants	2.11
2.3.1 Matières particulaires	2.12
2.3.2 Gaz de procédé	2.14
2.4 Technologies de contrôle des polluants	
atmosphériques	2.16
2.4.1 Au Québec	2.16
2.4.2 En Ontario	2.18
2.4.3 Aux E.U.	2.18
2.5 Réduction des émissions de HAP	2.19
2.6 Besoins en recherche et développement	2.21
2.7 Références pour ce chapitre	2.24
3.0 LA PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE	3.1
3.1 État du secteur	3.2
3.2 Procédés de préservation du bois	3.4
3.3 Rejets possibles de HAP	3.8
3.3.1 Rejets liquides	3.8
3.3.2 Rejets gazeux	3.10
3.3.3 Rejets solides et semi-liquides	3.12
3.4 Les installations de préservation du bois au Québec	3.14
3.4.1 Les Industries de Préservation du Bois, Tracy	3.14
3.4.1.1 Historique	3.14
3.4.1.2 Créosote: utilisation -alimentation	3.14
3.4.1.3 Aménagement du site	3.15
3.4.1.4 Procédé de préservation à la créosote	3.15
3.4.1.5 Rejets à l'environnement	3.17
3.4.1.6 Échantillonnage de la créosote	3.19
3.4.2 Division de la préservation du bois, Dامتar à Delson	3.19
3.4.2.1 Historique	3.21
3.4.2.2 Utilisation de la créosote	3.21
3.4.2.3 Équipements	3.22
3.4.2.4 Procédé de traitement à la créosote	3.23
3.4.2.5 Échantillonnage de la créosote	3.24
3.4.2.6 Rejets à l'environnement	3.28
3.4.2.7 Comparaison des profils des HAP dans la créosote	3.34
3.5 Conclusion	3.38
3.6 Références pour ce chapitre	3.41
4.0 LA COMBUSTION DE RÉSIDUS DE BOIS (chaudières à écorce et brûleurs coniques)	4.1
4.1 Problématique	4.1
4.1.1 Introduction	4.1
4.1.2 Principe de la combustion	4.3
4.1.3 Facteurs influençant l'efficacité de combustion	4.3
4.1.3.1 Type de résidus ligneux	4.3
4.1.3.2 Air de combustion	4.4

4.1.3.3	Conception et opération de la chaudière	4.5
4.1.3.4	Conception et opération des brûleurs coniques	4.6
4.1.4	Émissions de HAP	4.7
4.1.4.1	Formation des HAP par combustion	4.7
4.1.4.2	Principaux facteurs influençant l'émission de HAP	4.8
4.2	Méthodologie retenue pour l'étude	4.10
4.2.1	Mandat	4.10
4.2.2	Note méthodologique	4.11
4.2.2.1	Description du secteur	4.11
4.2.2.2	Format de l'enquête	4.12
4.2.3	Analyse des données	4.13
4.2.3.1	Calibration des données	4.13
4.2.3.2	Procédure d'évaluation des données absolues	4.14
4.2.3.3	Procédure d'évaluation des données relatives	4.15
4.3	Description du secteur chaudières à écorce	4.16
4.3.1	Consommation et capacité du secteur (données absolues)	4.16
4.3.2	Description relative du secteur chaudières à écorce	4.19
4.3.2.1	Analyse du secteur global	4.19
4.3.2.2	Analyse des systèmes de combustion	4.35
4.3.2.3	Analyse des secteurs industriels	4.39
4.3.3	Représentativité des taux d'émission de HAP	4.45
4.3.3.1	Émissions atmosphériques	4.46
4.3.3.2	Rejets de HAP avec les cendres	4.50
4.4	Description du secteur brûleurs coniques	4.51
4.4.1	Consommation du secteur	4.51
4.4.2	Description relative du secteur	4.54
4.4.2.1	Type de résidus	4.54
4.4.2.2	Type de brûleurs coniques	4.56
4.4.2.3	Pratiques d'opération	4.57
4.4.3	Disponibilité de facteur d'émission de HAP pour les brûleurs coniques	4.57
4.5	Visites industrielles	4.59
4.6	Étude complémentaires	4.67
4.6.1	Inventaire	4.67
4.6.2	Émissions atmosphériques	4.67
4.7	Besoins de développement technologique	4.67
4.7.1	Gestion des cendres	4.67
4.7.2	Systèmes de contrôle	4.68
4.7.3	Conditions de combustion	4.69
4.8	Références pour ce chapitre	4.72
5.0	ELECTROLYSE DE L'ALUMINE	5.1
5.1	Rappel de la problématique québécoise et de la dynamique des HAP	5.1
5.2	Procédés générateurs de HAP, usines et technologies	5.2
5.2.1	Préambule sur la formation et la libération des HAP	5.2
5.2.2	Sources de HAP et technologies d'épuration en place	5.4
5.2.2.1	L'électrolyse de l'alumine: sous-secteur carbone	5.7
5.2.2.2	L'électrolyse de l'alumine: sous-secteur électrolyse	5.25
5.2.2.3	L'électrolyse de l'alumine: sous-secteur fonderie (four d'attente, coulée, homogénéisation)	5.38
5.2.3	Autres sources de HAP	5.40
5.3	L'importance de la teneur en HAP dans la matière première	5.42
5.4	Autres technologies d'épuration et d'assainissement	5.51
5.5	Prospectives	5.53
5.6	Conclusion	5.54
5.7	Références pour ce chapitre	5.58
6.0	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	6.1
ANNEXE 2.1: BREVET D'INVENTION D'UN FOUR DE CARBURE DE SILICIUM		
ANNEXE 3.1: COMPOSÉS ANALYSÉS DANS LES VAPEURS DE CRÉOSOTE		
ANNEXE 4.1: INVENTAIRE DES SITES POTENTIELS D'ÉMISSIONS		
DE HAP - SECTEUR CHAUDIERES		
ANNEXE 4.2: INVENTAIRE DES SITES POTENTIELS D'ÉMISSIONS		
DE HAP SECTEUR - BRULEURS CONIQUES		
ANNEXE 4.3: SCHÉMAS DE CHAUDIERES		
ANNEXE 4.4: SCHÉMAS DE BRULEURS AMÉLIORÉS DE HAP		

LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
TABEAU 1.1: QUANTITÉS DE BaP PRODUITES PAR PYROLYSE (840 °C en présence d'azote) DE DIVERSES SUBSTANCES	1.4
TABEAU 1.2: FORMATION DE BaP ET DE BeP PAR PYROLYSE (en présence d'azote) DE 100G DE TABAC EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE	1.4
TABEAU 2.1: LISTE DES PRODUCTEURS MONDIAUX DE CARBURE DE SILICIUM EN OPÉRATION EN 1984	2.2
TABEAU 2.2: SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX PRODUITS DE CARBURE DE SILICIUM	2.4
TABEAU 3.1: DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA CRÉOSOTE	3.3
TABEAU 3.2: CONCENTRATION EN HAP - INDUSTRIE DE PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE IPB A TRACY	3.20
TABEAU 3.3: CONCENTRATION EN HAP - USINE DE PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE DOMTAR A DELSON	3.27
TABEAU 3.4: TENEUR EN HAP DE LA CRÉOSOTE DE PLUSIEURS USINES DE PRÉSERVATION DU BOIS	3.37
TABEAU 4.1: CAPACITÉ ET CONSOMMATION DE RÉSIDUS LIGNEUX DES CHAUDIÈRES DOCUMENTÉES PAR L'ENQUÊTE	4.17
TABEAU 4.2: FACTEURS D'ÉMISSION DE HAP POUR LES CHAUDIÈRES A ÉCORCE (EPA, 1987)	4.48
TABEAU 4.3: CONSOMMATION DE RÉSIDUS LIGNEUX DANS LES BRULEURS CONIQUES DOCUMENTÉS PAR L'ENQUÊTE	4.52
TABEAU 5.1: PROCÉDÉS QUI GÉNÈRENT DES HAP ET TECHNOLOGIES D'ÉPURATION ASSOCIÉS	5.8
TABEAU 5.2: DIFFÉRENCES ENTRE LES DEUX TYPES DE FOURS A FEUX MOBILES.	5.17
TABEAU 5.3: ÉMISSIONS TOTALES (PROCÉDÉS ET BESOINS ÉNERGÉTIQUES)	5.34
TABEAU 5.4: TENEUR EN HAP DES MATIÈRES PREMIÈRES: CAMPAGNE 1989	5.44
TABEAU 5.5: PRÉDICTION DE L'ÉVOLUTION DES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE HAP	5.55

LISTE DES FIGURES

	<u>Page</u>
FIGURE 2.1: SCHÉMA DE PROCÉDÉ DE FABRICATION DU SIC AU QUÉBEC - Cie NORTON	2.5
FIGURE 3.1: INSTALLATIONS TYPIQUES DE CRÉOSOTAGE SOUS PRESSION	3.5
FIGURE 3.2: SCHÉMA D'ÉCOULEMENT DU PROCÉDÉ - USINE DE PRÉSERVATION DU BOIS, TRACY (IPB).	3.16
FIGURE 3.3: ORGANIGRAMME DU PROCÉDÉ - DIVISION DE LA PRÉSERVATION DU BOIS, DOMTAR.	3.25
FIGURE 3.4: SCHÉMA D'ÉCOULEMENT DU PROCÉDÉ - USINE DE PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE DE DOMTAR A DELSON	3.26
FIGURE 3.5: COMPARAISON DES PROFILS DES HAP DANS LA CRÉOSOTE	3.35
FIGURE 4.1: COMBUSTION DU SECTEUR CHAUDIERES A ÉCORCE SELON LE TYPE DE RÉSIDUS INCINÉRÉS	4.20
FIGURE 4.2: DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIERES A ÉCORCE EN FONCTION DU TYPE DE CHAUDIERES	4.25
FIGURE 4.3: DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES EN FONCTION DE L'ANNÉE DE CONSTRUCTION	4.26
FIGURE 4.4: DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIERES A ÉCORCE EN FONCTION DU TYPE DE CONTROLE DU SYSTEME D'AIR	4.28
FIGURE 4.5: DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIERES A ÉCORCE EN FONCTION DU TYPE DE COLLECTEUR DE POUSSIÈRES	4.31
FIGURE 4.6: DESCRIPTION DE SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES EN FONCTION DE LA FRÉQUENCE D'OPÉRATION	4.33
FIGURE 4.7: DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES EN FONCTION DES PRATIQUES DE GESTION	4.34
FIGURE 4.8: DESCRIPTION DES CHAUDIERES PRINCIPALES SELON LE TYPE DE SYSTEME D'AIR	4.36
FIGURE 4.9: DESCRIPTION DES CHAUDIERES PRINCIPALES SELON LE TYPE DE COLLECTEUR DE POUSSIÈRES	4.38
FIGURE 4.10: DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE CHAUDIERES	4.40
FIGURE 4.11: DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE SYSTEME D'AIR	4.41
FIGURE 4.12: DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE COLLECTEUR DE POUSSIÈRES	4.42
FIGURE 4.13: DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE RÉSIDUS INCINÉRÉS	4.43
FIGURE 4.14: COMBUSTION DU SECTEUR BRULEURS SELON LE TYPE DE RÉSIDUS INCINÉRÉS	4.55
FIGURE 4.15: DESCRIPTION DU SECTEUR BRULEURS CONIQUES EN FONCTION DU MODE DE GESTION DES CENDRES	4.58
FIGURE 4.16: UN BRULEUR DE PME EN MAUVAIS ÉTAT AU QUÉBEC	4.61
FIGURE 4.17: COMBUSTION DANS UN BRULEUR VISITÉ AVEC AIR PRIMAIRE ET SECONDAIRE ET CHUTE FERMÉE	4.62
FIGURE 4.18: VARIATION IMPRÉVISIBLE DE L'OPACITÉ DU PANACHE DE FUMÉE D'UN BRULEUR VISITÉ	4.63
FIGURE 4.19: CENDRES DE BRULEURS CONIQUES QUÉBÉCOIS.	4.64
FIGURE 4.20: SOUFFLERIES DE SYSTEMES D'AIR DE BRULEURS QUÉBÉCOIS	4.65
FIGURE 4.21: SYSTEME D'AIR D'UN BRULEUR VISITÉ	4.66
FIGURE 5.1: PROCÉDÉS DE FABRICATION DE L'ALUMINIUM	5.5
FIGURE 5.2: SCHÉMA DE PROCÉDÉ SIMPLIFIÉ POUR CHAQUE USINE QUÉBÉCOISE	5.6
FIGURE 5.3: SCHÉMA D'UN FOUR A FEUX MOBILES DE TYPE "OPEN RING FURNACE"	5.15
FIGURE 5.4: SCHÉMA D'UN FOUR A FEUX MOBILES DE TYPE "CLOSED RING FURNACE"	5.16
FIGURE 5.5: SCHÉMA D'UN DÉPOUSSIÉREUR AVEC INJECTION D'ALUMINE ET CONTACT SUR LIT FLUIDISÉ	5.20
FIGURE 5.6: SCHÉMA D'UN ÉPURATEUR A SEC POUR LE TRAITEMENT DES ÉMISSIONS DES FOURS A AIR	5.21

FIGURE 5.7: DIFFÉRENTS TYPES DE CUVE D'ÉLECTROLYSE	5.26
FIGURE 5.8: ÉPURATEUR A SEC PECHINEY - AIR INDUSTRIE	5.36
FIGURE 5.9: SYSTEME DE CALCINATION DE L'ALUMINE ENRICHIE DE L'USINE KITIMAT	5.39
FIGURE 5.10: PROFILS DE HAP DANS LES BRAIS ANODIQUES	5.46
FIGURE 5.11: PROFILS DE HAP DANS LES BRAIS CATHODIQUES (PATE A BRASQUER)	5.47
FIGURE 5.12: COMPARAISON DES PROFILS DE HAP POUR LES BRAIS ET LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES (EXEMPLE: ARVIDA)	5.49

1.0 INTRODUCTION

1.0 INTRODUCTION

Au printemps 1989, Environnement Canada (Conservation & Protection, Région du Québec) mandatait Lavalin Environnement Inc. (LEI) afin de réaliser l'étude des technologies de réduction des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Cinq secteurs d'activités industrielles ont été retenus pour fins d'étude. Il s'agit de la fabrication du carbure de silicium (SiC), de la préservation du bois à la créosote, de la combustion de résidus de bois dans les bouilloires à écorce à des fins énergétiques, de la combustion des résidus de bois dans les brûleurs coniques à des fins de disposition des déchets et de l'électrolyse de l'alumine.

Le choix de ces cinq secteurs repose sur l'étude de LEI publiée en 1988 et portant sur l'inventaire des sources de HAP au Québec. Cette étude avait déjà fait état du peu d'information disponible pour certains secteurs industriels, en particulier sur les émissions et les technologies de contrôle des HAP.

Les recommandations de cette première étude de même que les priorités du Service de Protection et Conservation d'Environnement Canada, région du Québec, sont donc à l'origine du choix de ces secteurs.

La présente étude s'inscrit donc dans le cadre de la problématique québécoise des HAP. Cette problématique mérite d'être rappelée brièvement.

1.1 Rappel de la problématique québécoise et de la dynamique des HAP

1.1.1 Principales sources de HAP

Principalement émis sous forme gazeuse dans l'atmosphère, les HAP présents dans l'environnement québécois sont majoritairement d'origine anthropique. L'évaluation des émissions annuelles québécoises par secteurs d'activités place l'électrolyse de l'alumine en tête des sources ponctuelles de HAP ($\approx 1\,300$ t/an dont 90% est attribuable au procédé d'électrolyse de type Söderberg à goujons horizontaux) (LEI 1988). Les autres secteurs d'importance sont la combustion de bois incluant le chauffage résidentiel, le brûlage de déchets de bois et les feux de forêt (≈ 740 t/an) de même que le transport (≈ 110 t/an).

Les HAP générés par les procédés industriels et les activités de transport et de chauffage reposent essentiellement sur les phénomènes de dégradation thermique de matière organique ou minérale (carbonisation, pyrolyse, combustion incomplète) et de volatilisation. La présence de HAP dans l'environnement tient d'avantage à l'inefficacité des technologies de traitement utilisées ou encore à l'absence de traitement des effluents gazeux et aqueux.

1.1.2 Formation des HAP

La création des HAP est provoquée lors des processus de formation du pétrole et du charbon. Ces réactions s'opèrent dans les couches inférieures de la croûte terrestre sur du matériel biologique à des températures inférieures à $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ et des pressions élevées, pendant des millions d'années. Ces transformations sont de type pyrolytiques. Par les faibles températures impliquées et la lenteur des réactions cette forme de

pyrolyse génère plusieurs types de HAP substitués (possédant un groupe alkyle et principalement une fonction méthyle ou diméthyle).

De fait certains chercheurs ont établis à 700 °C la température seuil au delà de laquelle la présence de groupe alkyle sur les HAP est moins probable. Des températures de l'ordre de 2 000 °C inhibent la formation de groupe alkyle et favorise la création de HAP. Cependant, à ces températures élevées, la présence d'air ou d'oxygène engendre la combustion (l'oxydation) des HAP en moins d'une demi-seconde.

On peut créer des HAP par pyrolyse à partir de n'importe quel type de combustible carboné. Toutefois, pour une même quantité de combustible, plus la configuration moléculaire du combustible ressemble aux intermédiaires nécessaires à la synthèse des HAP, plus de HAP seront produits. Le Tableau 1.1 fait état de cette relation. L'examen de ce tableau indique que, dans les mêmes conditions de pyrolyse, l'utilisation d'acides gras de haut poids moléculaires (plusieurs noyaux benzéniques) générerait plus de BaP (un HAP possédant 5 noyaux benzeniques) que l'utilisation de sucres simples. Parallèlement, la température ou la pression à laquelle s'effectue la pyrolyse peut avoir une grande influence sur la formation des HAP. Le Tableau 1.2 fait état des résultats obtenus lors de la pyrolyse à différentes températures d'une même quantité de tabac.

Les HAP sont donc présents dans les combustibles fossiles et la combustion de substances organiques peut en engendrer. Lorsqu'il s'agit de combustion, les travaux de Boubel et Ripperton (1963; in Bjorseth et Randahl, 1986) démontrent que les HAP, bien que générés en plus grande quantité en absence d'oxygène (pyrolyse, cokéfaction), peuvent aussi être produits dans des conditions où un excès d'air est présent. Il est également intéressant de

Tableau 1.1 QUANTITÉS DE BaP PRODUITES PAR PYROLYSE
(840 °C en présence d'azote) DE DIVERSES SUBSTANCES

Substances pyrolysées	µg BaP/g pyrolysé
Glucose	47.5
Fructose	98.4
Cellulose	288.8
Acide stéarique	1200
Dotriacontane	3130
β-Sitostérol	3750

Source: Bjorseth, Alf et Thomas Randahl, 1986

Tableau 1.2 FORMATION DE BaP ET DE BeP PAR PYROLYSE
(en présence d'azote) DE 100g DE TABAC EN FONCTION DE
LA TEMPÉRATURE

Température (°C)	BaP (µg)	BeP (µg)
400	4.4	3.2
500	12.9	8.4
600	32.0	19.0
700	56.0	29.4
700a	88.6	45.2
800	270	155
900	1820	824
900a	4725	2015
1000a	18350	6710

a: Pression plus élevée dans le réacteur.

Source: Bjorseth, Alf et Thomas Randahl, 1986

constater qu'en dépit du combustible utilisé, les différents HAP produits dans les mêmes conditions de combustion sont très semblables. Par exemple, la décomposition thermique (1 000 °C) du charbon, de la cellulose, du tabac, du polyéthylène ou du chlorure de polyvinyle (PVC) présente un profil de HAP très semblable (DeAngelis et al., 1980 in Bjorseth et Ramdahl, 1986). Par conséquent, le profil de HAP dépendrait davantage des conditions de combustion que du type de combustible brûlé. La quantité absolue de HAP produite dépend toutefois des conditions de combustion et du type de combustible utilisé.

1.1.3 Toxicologie des HAP

Bien qu'aucune étude épidémiologique n'ait prouvé que la présence des HAP dans l'environnement québécois pouvait être reliée aux problèmes de santé humaine, plusieurs des composés qui forment le groupe des HAP possèdent un fort potentiel cancérigène sur des organismes de laboratoire (par exemple: application cutanée chez la souris). On a de plus soulevé que les HAP dans l'eau, en raison de leur potentiel mutagénique, augmentaient la fréquence de tumeurs chez les poissons. Ces tumeurs sont en corrélation avec le développement de cancers.

Par ailleurs, les cas de cancer de la vessie recensés chez les travailleurs exposés quotidiennement, pour un certain laps de temps, aux vapeurs de brai et aux émanations spécifiques des procédés impliquées dans la production d'aluminium, démontrent que les risques associés à la présence des HAP dans le milieu de travail ne sont pas négligeables. Ces risques sont connus depuis 1775; à cette époque, le Docteur Sir Percival Pott rapportait que les ramoneurs de cheminée anglais développaient fréquemment un cancer du scrotum. La communauté de l'époque était déjà avertie des dangers de la suie, des goudrons et des brais. Toutefois, ce n'est que 150 ans plus tard que les constituants cancérigènes de

ces substances furent identifiés comme hydrocarbures aromatiques polycycliques. En 1976, plus de 30 HAP et plusieurs centaines de leurs dérivés étaient reconnus comme possédant un certain potentiel cancérigène.

1.1.4 Dynamique des HAP

1.1.4.1 Dans l'atmosphère

Aux températures et pressions retrouvées dans la basse atmosphère, les émissions des composés faisant partie des HAP se présente essentiellement sous forme solide, souvent adsorbé aux fines particules telles les suies et les fumées. Certains chercheurs soulignent d'ailleurs que lors des procédés de carbonisation et de pyrolyse à moins de 200 °C, les HAP apparaissant en l'absence de suie, ont une forte tendance à se condenser sur les suies; ils peuvent même, dans certains cas, être considérés comme les précurseurs de la suie (Longwell, 1982). Le fait que les HAP peuvent donc agir comme un aérosol soulève tout le problème du transport à longue distance. Ainsi, des effets potentiels de l'émission d'une forte quantité de HAP pourraient se manifester à des dizaines, voire même des centaines de kilomètres de la source.

Cependant, des expériences réalisées sur la persistance du BaP démontrent que lorsque ce HAP est soumis à l'action combinée des autres polluants atmosphériques et de la lumière, sa photolyse s'effectue très rapidement (quelques heures à quelques jours selon les conditions). On serait donc porté à formuler l'hypothèse que les HAP cancérigènes, sont assez réactifs et, lorsqu'ils sont soumis à l'attaque des oxydants, ils se dégradent rapidement. Toutefois, les HAP qui sont entraînés au sol ou dans un plan d'eau, par les phénomènes de déposition sèche et humide, se retrouvent en partie protégés de la lumière et des autres

polluants atmosphériques. Ces HAP adsorbés aux particules seront intégrés au milieu sédimentaire terrestre ou aquatique.

1.1.4.2 Dans l'eau

Dans le milieu aquatique, la remise en circulation des HAP dépend de la dynamique de sédimentation, elle-même en étroite relation avec les conditions hydrauliques. A titre d'exemple, la demi-vie du BaP non adsorbé aux particules est de 24 heures dans l'eau, elle peut toutefois atteindre 3-4 mois dans les sédiments.

L'écosystème benthique peut lui aussi contribuer à remettre en circulation les HAP. Le benthos s'alimente à partir des débris organiques et micro-organismes qui tapissent le fond des cours d'eau et des plans d'eau. En fouillant les sédiments, le benthos peut remettre en circulation les HAP qui deviennent alors disponibles pour tous les micro-organismes de bas niveau. La bio-accumulation des HAP est possible chez les organismes qui ne disposent pas des mécanismes enzymatiques nécessaires à leurs bioconversion. Par exemple, la moule bleue (Mytilus Edulis L.) a démontré sa capacité d'accumuler le BaP présent dans les eaux et sédiments du Saguenay (Picard-Bérubé et al., 1980).

Les HAP peuvent donc s'accumuler dans la chaîne trophique. Chez les espèces qui possèdent les mécanismes enzymatiques adéquats, les HAP seront convertis puis, assimilés ou excrétés. Lorsque assimilés, certains HAP peuvent interférer avec le processus de division cellulaire. Les travaux de Shuggart sur la présence de liens ADN-BAPDE retrouvés dans le tissu de cerveaux de belugas morts dans les eaux du Saint-Laurent illustrent bien les effets des HAP. Le BAPDE ("Benzo (a) Pyrene-Diol-Epoxy") est un métabolite issu de l'action d'une série d'enzymes sur le Benzo (a) Pyrène qui est un des HAP considérés cancérogènes.

En somme, il apparaît donc important d'approfondir la recherche sur les technologies d'assainissement actuelles et les bonnes pratiques de gestion qui peuvent permettre de réduire la quantité de HAP dans l'environnement québécois.

1.2 Contenu et méthodologie générale de l'étude

Le présent rapport est divisé en 6 chapitres. Hormis la présente introduction, le chapitre 2 traite de la production de carbure de silicium. Dans le cadre de cette étude, aucune visite industrielle n'a été réalisée dans les deux établissements québécois qui constituent ce secteur. Cependant, une revue de littérature, un questionnaire envoyé au directeur d'une des usines et l'expertise du personnel affecté à la rédaction de ce chapitre a permis de tracer un portrait assez précis des technologies de contrôle applicables et appliquées.

Au chapitre 3, il est question de la préservation du bois à la créosote. Des visites industrielles, des analyses d'échantillons prélevés sur les sites et une revue de littérature sur le sujet ont servis à rédiger cette section.

Le chapitre 4 traite de la combustion des résidus de bois (brûleurs coniques et chaudières à écorces). Grâce à des visites industrielles, une revue de littérature et à la réalisation d'une enquête exhaustive sur les pratiques et technologies, il a été possible d'actualiser le dossier des émissions de HAP inhérentes à la combustion de déchets de bois.

Au chapitre 5, l'électrolyse de l'alumine fait l'objet d'une sérieuse investigation. Plusieurs industries ont été visitées, des échantillons de matières premières y ont été prélevés et analysés, les technologies de contrôle et les pratiques de gestion ont été inventoriées. De plus, l'analyse de la situation

actuelle et future des émissions de HAP a été complété grâce à une revue de littérature et à de nombreux contacts avec les représentants de l'environnement des usines d'électrolyse de l'alumine.

Finalement, au chapitre 6 apparaît les conclusions et recommandations inhérentes au travail réalisé.

Le lecteur remarquera que les références bibliographiques apparaissent à la fin des chapitres 2 à 5.

2.0 FABRICATION DU CARBURE DE SILICIUM

2.0 FABRICATION DU CARBURE DE SILICIUM

2.1 État de l'industrie québécoise

En 1983, au Québec, il existait trois usines de carbure de silicium; SOHIO ELECTRO MINERALE (mieux connue sous le nom de Carborundum Canada) opérait à Shawinigan, NORTON CANADA à Cap-de-la-Madeleine et ELECTRO DU CANADA qui opérait également à Cap-de-la-Madeleine. Ces usines avaient alors des capacités de production annuelles respectives de 35 000, 18 000 et 7 500 tonnes (Econosult, 1987).

En juin 1983, ELECTRO DU CANADA fermait ses portes. Par ailleurs, vers 1986, SOHIO confiait l'opération des ses installations de Shawinigan à sa filiale canadienne, la société QIT-Fer et Titane. Puis, la compagnie NORTON se porta acquéreur de l'usine de Shawinigan.

Aujourd'hui donc, NORTON est l'unique producteur de carbure de silicium québécois; ses installations de Cap-de-la-Madeleine peuvent produire annuellement environ 20 000 tonnes et la production de Shawinigan oscille autour de 40 000 tonnes.

A titre d'information le tableau 2.1 présente la liste des producteurs mondiaux de carbure de silicium (SiC) qui étaient encore en opération en 1984.

Le marché du SiC pour la production québécoise vise principalement la production américaine d'abrasifs mais aussi les produits réfractaires et la métallurgie (additifs et désoxydants).

La qualité du carbure de silicium peut être identifiée selon sa couleur: vert pâle (99,8%), vert foncé (99,5%), noir (99%), gris

TABLEAU 2.1 LISTE DES PRODUCTEURS MONDIAUX DE CARBURE DE SILICIUM EN OPÉRATION EN 1984

<u>Pays/Région</u>	<u>Compagnie</u>	<u>Capacité de production</u> (000 tonnes/année)	<u>Remarques</u>
Québec (Cap-de-la-Madeleine)	Norton	18-20	Filiale de Norton USA
Québec (Shawinigan)	Norton	35-40	Filiale de Norton USA
Ontario (Thorold)	Exolon	18	Filiale d'Exolon USA
Ontario (Thorold)	General Abrasives	20	Filiale de Dresser Industries
USA-Illinois (Hennipin)	ESK Corporation	27	Filiale de ESK
USA-Pennsylvanie (Springdale)	Satellite Alloy Corp.	20	Allemagne de l'ouest
Allemagne (Waldshut-Tiengen)	Lonza-Werke GmbH	20	SiC de qualité métallurgique
Espagne (Leon Vadillos)	Navarro SA	12	
France (Aiguebeille et La Batie)	SOFREM	18	2 usines
Italie (Scurelle et St-Michele all Adège)	Samin Abrasivi SpA	25	2 usines
Norvège (Arendal)	Arendal Smelteverk A/S	42	
Norvège (Lillesand)	Norton A/S	20	
Norvège (Orkanger)	Orkla Exolon A/S & Co.	15	
Hollande (Delfzijl)	ESK	46	
Suisse (Bodio)	Lonza AG	10	
Argentine	Fabril Casale	1,5	
Brésil (Barbacena)	Cia Paulista de Ferro	6	
Brésil	Legas		
Brésil	Carborandum (EMAS)	12	
Mexique (Vera Cruz)	Electrometalurgia	11	
Inde	Grandwell Norton	15	
Inde	Indian Metal	0,5	
Japon (Toyama)	Pacific Metal Co.	25	
Japon (Nagano)	Shinano Denkuseiren Co.	8	
Japon (Nagano)	Showa Denko KK Co.	20	
Japon (Yakushima)	Yakushima Denko Co.	20	
Rép. Afrique du Sud	Carborandum	5	
Chine	VR China	25	
URSS (Zaporozhe Wolschki)		80	
Tchécoslovaquie (Benatki)		10	
Pologne (Kolo)		30	
Allemagne de l'est (Pisteritz)		8	
Yougoslavie (Rucke)		1,5	

Source: Chem. Ind., Markt Information, Silicium carbid hat Wachstumschancen, juin 1983 in Dufour 1986.

noirâtre (90-99%), gris (<90%). La majeure partie de la production québécoise est constituée de SiC noir et gris noirâtre; les impuretés se composent de carbone libre, d'alumine (Al_2O_3), de fer libre et d'oxyde ferrique (Fe_2O_3). Le SiC adopte deux structures cristallines pouvant être retrouvées simultanément; le SiC (A) est de structure hexagonale, le (B) est cubique.

Selon Dufour (1986) le SiC possède aussi les caractéristiques suivantes:

Poids spécifiques	13,2 kg/dm ³
Dureté (Mohs)	9,4
Point de fusion	Se décompose à 2 250-2 300 °C
Résistance	Fragile
Point d'oxydation	800°C

- la qualité du SiC est reliée à son utilisation, comme en fait état le tableau 2.2.

2.2 Procédé de fabrication du carbure de silicium

Le lecteur est prié de se référer à la Figure 2.1 afin de mieux visualiser le procédé de fabrication du carbure de silicium.

2.2.1 Matières premières

Les principales matières premières utilisées dans le procédé de fabrication du carbure de silicium sont le sable de silice et le coke de pétrole. Ces dernières réagissent à 2 000 °C selon l'équation suivante:

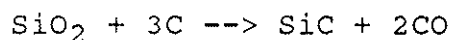
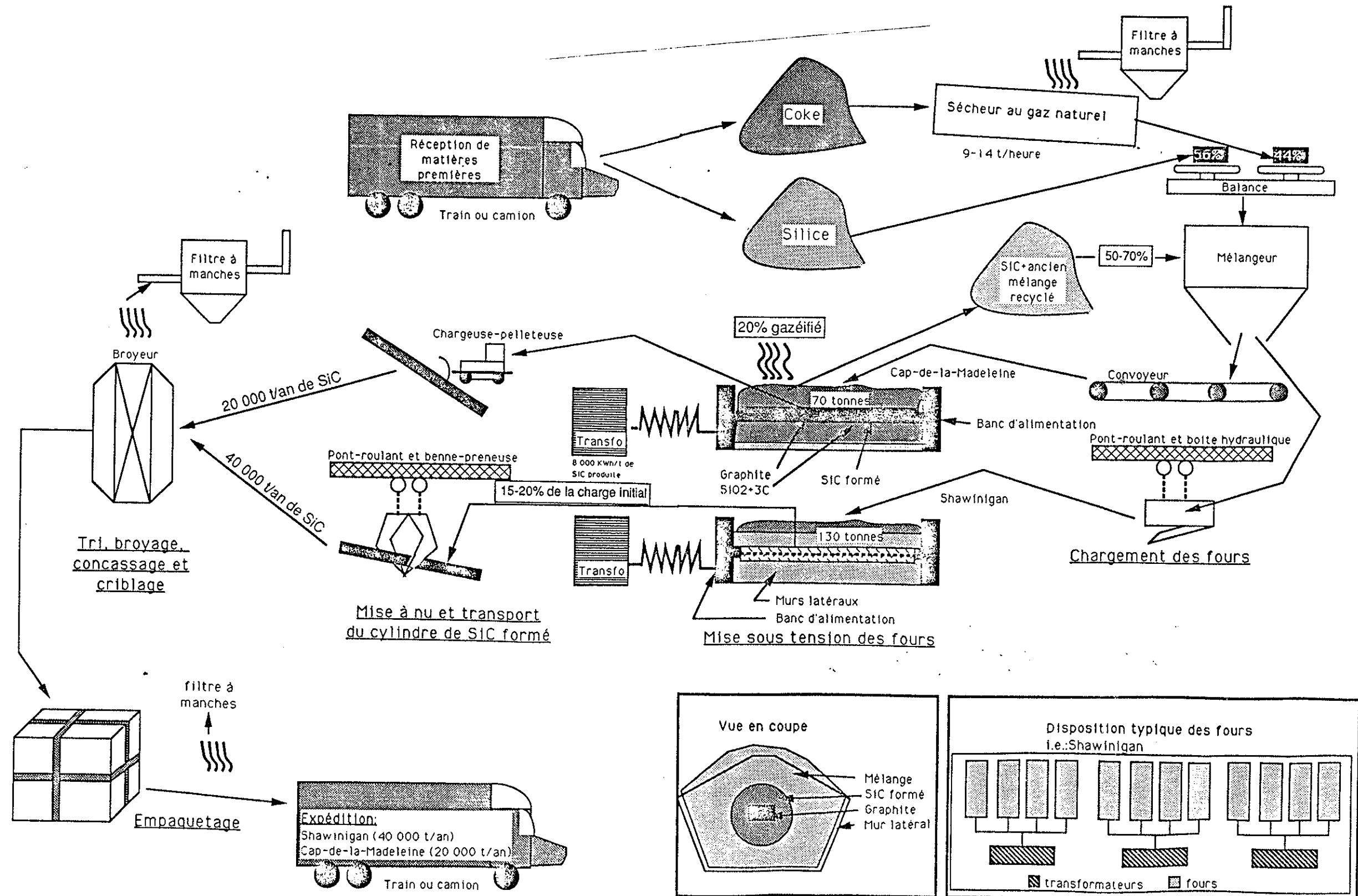


Tableau 2.2 SYNTHESE DES PRINCIPAUX PRODUITS DE CARBURE DE SILICIUM

<u>Couleur</u>	<u>Contenu en SiC</u>	<u>Grade</u>	<u>Utilisation</u>
Vert	99,5%	Abrasif	Abrasifs liés (meules)
		Autres usages	Pièces de précision (électronique)
Vert et Noir	99-99,5%	Abrasif	Abrasifs liés (98,8% SiC)
Noir	90-98,8%	Abrasif	Abrasifs liés (vitrifiés) (98,7% SiC)
			Abrasifs appliqués (98,7%% SiC)
			Pour sciage (96% SiC)
		Réfractaire	De haute qualité (98,3% SiC)
			De basse qualité (90% SiC)
			À grains fins (90% SiC)
		Autres usages	Anti-dérapant (98,4% SiC)
Gris	90% et moins	Métallurgique	Briquettes (65% SiC)
			Briquettes (80% SiC)
			En grains (90% SiC)

Source: Adapté de Éconosult Inc.1983



En plus du coke et du silice, on ajoute dans le four: du carbure de silicium non formé (obtenu lors de réactions précédentes), de l'oxyde d'aluminium (servant à noircir le SiC) et du bran de scie. Ce dernier est facultatif et rarement utilisé. Il est toutefois reconnu pour sa propriété d'augmenter la porosité du mélange ce qui favorise la circulation des gaz produits à travers la charge. Finalement, on ajoute du graphite synthétique qui sert à conduire le courant entre les deux électrodes situées aux deux extrémités du four.

2.2.2 Fours

La qualité du mélange silice-coke et le contrôle de la température jouent un rôle prépondérant dans la création de cristaux de SiC. Le procédé électrochimique est réalisé dans un four de type Acheson. Les dimensions de ce type de four dépendent des volumes de production prévus lors de la conception de l'usine; cependant ces dimensions ne s'éloignent que très peu des proportions suivantes: 15m de long X 3m de haut X 3m de large. Les murs de briques réfractaires des deux extrémités du four sont permanents et contiennent chacun une électrode de carbone raccordée à un transformateur de courant continu. Les murs des côtés sont amovibles ou ne consistent qu'en de petits murets; le four n'est pas fermé: il ne comprend pas de toit.

Par ailleurs, le nombre total de fours que peut comprendre une industrie dépend certainement de la capacité de production dont les concepteurs veulent la doter. Pour des raisons d'optimisation des opérations et des ressources, les fours sont souvent en multiples de 4 et chacun des groupes est relié à un même transformateur. En effet, ce regroupement est nécessaire en vertu du cycle de production et, pendant qu'un four est sous-tension, le second sera en période de refroidissement, le troisième sera en cycle de vidange et le quatrième sera en phase de remplissage.

De cette manière, le transformateur est toujours en opération et le cycle de production s'accomplit sans période d'inactivité de l'équipe de travail. Ce regroupement (4 fours et 1 transformateur) est appelé une unité de production.

De plus, pour des raisons d'optimisation énergétiques, il est préférable que les usines opèrent avec des multiples de 3 unités de production. En effet chacun des trois transformateurs peut transformer une des 3 phases du courant électrique alternatif qui alimente les usines; les fours Acheson utilisent le courant continu.

Par ce qui précède, on comprend mieux les raisons pour lesquelles l'usine de Shawinigan possède 12 unités de 4 ou 5 fours (52 fours au total) et que l'usine de Cap-de-la-Madeleine opère 9 unités de 4 ou 5 fours (42 fours au total).

Il existe cependant un autre type de four nouvellement conçu et dont les caractéristiques apparaissent à l'annexe 2.1. Ce type de four et l'organisation des fours dans l'usine permettent l'installation d'un système de collecteurs et de traitement des gaz de procédés. Initialement conçu pour optimiser les opérations chargement et de déchargement, l'innovation de la conception de ce four tient à la disposition des bancs d'alimentation (plus rapprochés) et à la forme du four (cercle brisé). Ainsi, le rendement de la production est augmenté et les pertes énergétiques sont minimisées. Un de ces fours est actuellement en opération en Ontario.

Par ailleurs, mentionnons au sujet de la disposition des fours que l'usine de Cap-de-la Madeleine, initialement construite à des fins de production d'obus pendant la 2^{ème} guerre mondiale, possède un agencement longitudinal alors que l'usine de Shawinigan conçue spécifiquement pour la production de

carborandum (appellation courante du carbure de silicium) fait appel à un agencement transversal des fours. Cette différence, couplée au fait que l'usine de Cap-de-la-Madeleine ne dispose pas de pont-roulant, a une influence directe sur l'efficacité des processus de chargement et de déchargement des fours et sur les émissions atmosphériques diffuses simultanées.

2.2.3 Cycle de production

2.2.3.1 Chargement

Le coke, préalablement déshumidifié dans un four rotatif, de même que la silice sont pesés et mélangés selon un rapport de 4:5 (coke/silice). Grâce à un système de convoyeur et de chute (Cap-de-la-Madeleine) ou de pont roulant et d'une boîte déclenchée par un système hydraulique (Shawinigan), on remplit les fours jusqu'à la hauteur des électrodes. A ce stade, on ajoute un ruban de graphite synthétique de manière à raccorder les deux électrodes. On place aussi du coke de pétrole calciné à très haute teneur en carbone (99%) à côté de la couche de graphite synthétique afin d'assurer le renouvellement de celui-ci. Enfin, on termine le remplissage du four avec le mélange de matière première ou de produits recyclés (la fraction des charges antérieures qui n'a pas réagi). Une fois le chargement du four terminé, on applique les bancs d'alimentation électrique aux électrodes de carbone. Un four type peut contenir entre 70 tonnes (Cap-de-la-Madeleine) et 130 tonnes (Shawinigan) de mélange; 13% de cette charge est constitué de graphite synthétique, le reste étant le mélange silice-coke et le SiC recyclé.

2.2.3.2 Cuisson

Une période de 18 heures (Cap-de-la-Madeleine) ou de 1 heure (Shawinigan) est requise pour atteindre une température d'environ $2\ 200 - 2\ 400^{\circ}\text{C}$). Les installations de Cap-de-la-Madeleine notamment ses transformateurs, ne permettent pas d'appliquer une tension telle que cette période de montée en température soit significativement écourtée. Les conséquences de ce gradient thermique étalé dans le temps se reflète sur le rendement du procédé de fabrication. Cap-de-la-Madeleine produit une proportion plus faible de SiC par fournée que Shawinigan.

Au début de la période de réchauffement du four (4 à 5 heures à Cap-de-la-Madeleine et moins d'une heure à Shawinigan) des gaz s'échappent de la charge. Leur mélange constitue une menace pour la sécurité (explosif). On allume ainsi ces gaz en jetant un bout de papier enflammé sur l'amoncellement. La combustion produit une flamme bleutée et courte qui parcourt faiblement la surface du tas. Outre le monoxyde de carbone, le H_2S , les mercaptans et plusieurs types d'hydrocarbures et de gaz soufrés sont susceptibles d'être libérés. Environ 20% du mélange initial est gazéifiée lors de la réaction de combustion (sur base pondérale, sèche). Les gaz non brûlés et les produits de combustion quittent l'usine par les événements de toiture sans aucun traitement.

La température de cuisson, une fois atteinte est maintenue pendant les 18 heures suivantes (Cap-de-la-Madeleine) ou les 36 heures suivantes (Shawinigan) afin de permettre la formation des cristaux de SiC. Si la température est trop élevée, le SiC se dissocie, la silice se volatilise et le coke se transforme en graphite; si elle est trop basse, la formation du cristal de SiC est incomplète et des particules de graphite apparaissent dans la structure cristalline, ce qui entraîne une rupture prématurée du

produit lors de son utilisation subséquente comme abrasif. Le contrôle thermique est assuré, en partie par la tension appliquée, en partie par la quantité de graphite servant à confectionner le ruban conducteur.

Après la période de formation, on coupe le courant et on laisse le produit refroidir pendant une période de 20 à 40 heures. Cette durée peut être écourtée en utilisant, comme à Cap-de-la-Madeleine, des jets d'eau dont le débit sera ajusté de manière à éviter l'accumulation d'eau de refroidissement direct (toute l'eau devrait être évaporée).

2.2.3.3 Déchargement

Lorsque le mélange est refroidi, on procède à la séparation du SiC et des réactifs qui n'ont pas réagi. Ce processus est habituellement accompli en dégageant la partie supérieure de la charge et en mettant à nu le cylindre de SiC nouvellement formé. Celui-ci sera dirigé vers l'atelier de concassage par une chargeuse-pelleteuse (Cap-de-la-Madeleine) ou par une benne-preneuse du pont roulant (Shawinigan). Le mélange qui n'a pas réagi sera recyclé ultérieurement, il composera environ 50-53% de la charge des fours de Shawinigan et jusqu'à 70% de la charge des fours de Cap-de-la-Madeleine. Le graphite sera séparé puis réutilisé. Le mélange partiellement synthétisé peut être recyclé ou vendu directement à l'industrie métallurgique comme agent désoxydant ou additif de silicium. Le rendement du procédé de fabrication de carbure de silicium oscille autour de 15-20%. C'est à dire que pour chaque tonne de matière enfournée, 150 à 200 kg de SiC seront produits.

2.2.4 Confection des électrodes

Outre le procédé de fabrication tel que décrit précédemment, mentionnons l'utilisation de pâte Soderberg dans la confection des électrodes de carbone sises aux deux extrémités du four. Les bancs d'alimentation sont en effet de grosses boîtes pouvant contenir environ 8 000-10 000 lbs (4 à 5 tonnes métriques) de pâte Soderberg. Tous les trois ans les boîtes sont remplies de cette pâte constituée de coke de pétrole et de brai. Cette opération est nécessaire afin de remplacer l'électrode qui s'est en partie consummée, en partie dénaturée. La cuisson de cette pâte dure environ 40 heures; ce processus de graphitisation entraîne la formation d'un gros bloc conducteur dont seule la partie qui sera en contact avec le ruban de graphite reste visible. A Cap-de-la-Madeleine, ce bout d'électrode est de forme cylindrique; à Shawinigan il est de forme plutôt cubique.

La pâte Soderberg utilisée dans la fabrication de ces blocs conducteurs provenait jadis de la firme Shawbec de Shawinigan. Elle proviendrait désormais de compagnies américaines et/ou de la compagnie Caneptha de Sorel. La composition exacte de cette pâte est voisine (mais non identique) de celle utilisée dans l'industrie de l'électrolyse de l'alumine. On peut estimer à environ 250 tonnes la quantité moyenne annuelle de pâte Soderberg utilisée par le secteur québécois du carbure de silicium. A titre de comparaison, le secteur de l'électrolyse de l'alumine utilise environ 900 000 tonnes de pâtes anodiques par an.

2.3 Sources de polluants

Le lecteur est prié de se référer à la figure 2.1 afin de localiser les sources de polluants en relation avec le schéma de procédé.

2.3.1 Matières particulaires

Des matières particulaires peuvent être émises à plusieurs étapes du procédé. Mentionnons entre autres:

- chargement du coke de pétrole dans le sécheur;
- séchage du coke;
- chargement du mélange coke-silice dans le four;
- ouverture des portes latérales (Shawinigan seulement);
- mise à nu du noyau de SiC produit;
- récupération et concassage du produit;
- broyage et tri des réactifs et produits à recycler;
- chargement des camions et wagons pour l'expédition des produits.

La nature des poussières consistent principalement en du coke, de la silice et du SiC; la granulométrie est variable mais peut atteindre des dimensions sub-microniques. Cette particularité peut faciliter les phénomènes d'adsorption des gaz et des substances organiques volatiles et semi-volatiles. Les aérosols ainsi formés voyagent habituellement sur de grandes distances puis retombent au sol par les processus de déposition sèche et humide (avec ou sans l'aide des précipitations).

Il n'existe, à notre connaissance et à la lumière des documents consultés, aucune étude publiée traitant spécifiquement de la nature et de la quantité des émissions particulaires des usines de carbure de silicium. Cependant, des essais sur la qualité de l'air ambiant réalisés par le MENVIQ à proximité de l'usine de Cap-de-la-Madeleine, tendent à démontrer que les normes d'air ambiant, notamment celles qui s'appliquent aux retombées de poussières, y sont fréquemment dépassées.

Par ailleurs, Dufour (1986) écrit: "Les usines de carbure de silicium sont très vieilles et techniquement désuètes, et ne respectent pas les normes établies par les organismes gouvernementaux de protection de l'environnement". On notera également que l'usine du Cap-de-la-Madeleine fait actuellement l'objet de poursuites légales de la part du MENVIQ; on lui reproche d'émettre trop de poussières et de générer des odeurs désagréables nuisant aux habitants des quartiers voisins.

D'autre part, l'absence de méthode normalisée permettant de mesurer les émissions de particules de ce type d'usine rend particulièrement difficile l'application des normes d'émission provinciales (norme générale, article 24 du Règlement sur la qualité de l'atmosphère de la Loi sur la qualité de l'environnement; c. Q-2, r.24). En effet, les émissions des fours Acheson et des sources diffuses de poussières ne sont pas canalisées par une conduite d'évacuation où l'on pourrait procéder à des essais à la source (Méthode normalisée EPS 1-AP-74-1 d'Environnement Canada), toutes ces poussières sont évacuées par convection naturelle et sont libérées à l'atmosphère par de larges lanterneaux situés en toiture. Également, la discontinuité du procédé complique passablement l'utilisation d'une méthode d'échantillonnage représentative du cycle complet de production d'une usine pouvant opérer plusieurs dizaines de fours de façon asynchrone.

Il semblerait toutefois que l'usine du Cap-de-la-Madeleine a du récemment faire prendre des mesures à la source par la firme Envirobec. Cette dernière aurait préconisée l'utilisation de cassettes du même type que celles utilisées dans l'industrie de l'électrolyse de l'alumine. Ces cassettes, renfermant des média filtrants ou des résines adsorbantes, sont couplées à des pompes de petite capacité. Le débit de prélèvement est ajusté proportionnellement à la vitesse des gaz évacués par convection via les

lanterneaux. Même si on ne peut parler réellement d'échantillonnage isocinétique, cette méthode permet habituellement de donner l'ordre de grandeur des concentrations de polluants atmosphériques évacués. Selon M. René Schreiber (MENVIQ-Trois-Rivières, comm. pers.), les résultats de ces échantillonnages, portant notamment sur les particules en suspension, le SO_2 et les HAP, seront publics dans un avenir rapproché; ils sont actuellement retenus à des fins judiciaires.

2.3.2 Gaz de procédé

A Cap-de-la-Madeleine, la montée en température du mélange coke-silice prenant environ 18 heures, la volatilisation des substances organiques contenues dans le coke et créées lors de la réaction s'effectuera de façon graduelle. Tant et aussi longtemps que la concentration des gaz combustibles n'aura pas atteint un certain niveau, l'opérateur du four ne pourra pas enflammer la charge; conséquemment, des concentrations assez élevées de monoxyde de carbone et de d'autres gaz peuvent être retrouvées à proximité des fours avant l'allumage du tas. Cette situation semble ne pas se présenter de façon aussi problématique à Shawinigan puisque la montée en température ne prend guère plus d'une heure.

La présence de monoxyde de carbone et de gaz soufrés réduits (SRT= "soufre réduit total") tels le sulfure d'hydrogène (H_2S), les mercaptans, le sulfure de carboryle (COS), le disulfure de carbone (CS_2) et le sulfure et le disulfure de diméthyl (DMS et DMDS) traduit une mauvaise oxydation des gaz de procédés (combustion incomplète). La montée en température du mélange coke-silice s'apparente d'avantage à une réaction de cuisson ou de dégradation thermique qu'à une réaction de combustion. Le coke qui ne réagit pas avec le silice est susceptible de générer des

gaz de cuisson lorsqu'on monte la température en absence d'oxygène. Les HAP peuvent être produits par dégradation partielle et volatilisation.

La concentration des différents hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les gaz de procédés des usines de carbure de silicium n'a fait l'objet d'aucune étude dont les résultats seraient actuellement publics. Tout porte à croire que les quantités susceptibles d'être émises par ce procédé sont significatives. En effet, environ 20 % de la charge de matière première (coke-silice) sera volatilisée (principalement sous forme de CO) et une montée de température de plus de 2 000 °C sur 18 heures est favorable à la volatilisation des HAP initialement présents dans le coke et à la recombinaison des atomes de carbone et d'hydrogène menant à la création d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques.

L'inventaire des sources québécoises de HAP (LEI, 1988) fait mention de la possibilité que les quantités de HAP émises par le secteur de la production de carbure de silicium atteignent annuellement 75 tonnes (25 t pour Cap-de-la-Madeleine et 50 t pour Shawinigan). Cette estimation est basée sur les capacités de production des deux usines et sur l'hypothèse que la totalité des HAP initialement présent dans le coke vert serait volatilisée lors du séchage ou dans le procédé même. Selon René Schreiber (op. cit.), les mesures réalisées récemment au niveau des lanterneaux de l'usine de Cap-de-la-Madeleine confirmeraient l'émission d'environ 3,5 t de HAP par an. Cette valeur ne représente que le septième de l'estimation de la quantité totale émise par ce seul établissement (25t).

La contribution du sous-procédé de graphitisation des 250 tonnes de pâte Soderberg utilisées annuellement par rapport aux émissions totales du procédé de fabrication de carbure de silicium

pourrait s'avérer importante. Toutefois, en l'absence de données précises sur la composition de cette pâte et sur les conditions dans lesquelles les blocs conducteurs sont cuits, l'ordre de grandeur des émissions de HAP concomitantes ne peut être précisé.

2.4 Technologies de contrôle des polluants atmosphériques

2.4.1 Au Québec

Signalons dans un premier temps que certains sous-procédés de la fabrication de carbure de silicium possèdent un système antipollution. C'est le cas notamment des séchoirs à coke (filtre à manche type pulsation), des ateliers de concassage du noyau de SiC, des ateliers de criblage, broyage et tri du SiC produit et des départements d'emballage de pesage et de chargement des camions/wagons qui sont équipés de dépoussiéreurs classiques (filtres à sac ou cyclones).

Actuellement, le plus gros problème d'émission de poussières et de gaz odoriférants susceptibles de contenir des mercaptans, du H_2S , du SO_2 , du CO et des HAP, réside dans l'opération des fours. Dans le cas de nos deux industries québécoises, les fours ne sont épurés d'aucune façon, si on fait abstraction de l'allumage du tas qui permet de réduire sensiblement la quantité de CO et de certains hydrocarbures dont les HAP.

Le captage efficace des gaz de procédés représente un certain défi technologique. Le volume et le nombre de fours semblent à l'origine de l'absence d'épurateurs. Il faut en effet étancher 52 fours de 15 mètres X 3 mètres et 42 fours de 11,6 mètres X $\approx$ 2,5 mètres. De plus ces fours doivent de plus être périodiquement chargés et déchargés par le haut. La forte teneur en monoxyde de carbone des gaz qui n'auraient pas été préalablement enflammés pourrait également provoquer des risques d'explosion

dans un éventuel système de collecteur-dépoussiéreur relié à ces fours hermétiques.

On pourrait également penser à collecter, pour fins de traitement tous les gaz qui s'échappent des lanterneaux. Cependant, les dimensions des usines et le système d'air d'appoint par convection naturelle pourraient avoir comme effet de diluer les gaz de procédés à un point tel que les concentrations de polluants résultantes seraient sous le seuil des concentrations techniquement traitables.

Pour les usines déjà construites, il semblerait que la solution la plus réaliste pour capter les gaz de procédés demeure la conception de hottes rétractables pouvant être abaissées lorsque le four est sous tension ou est en période de refroidissement et relevées lors des opérations de chargement et de déchargement. Ces hottes ne nuiraient pas à la procédure d'allumage de la charge et les gaz de procédés pourraient être acheminés vers un incinérateur ou tout autre type d'épurateur conçu pour traiter des gaz de procédés contenant des gaz soufrés, des hydrocarbures non brûlés, des fumées et poussières. On peut concevoir possiblement un épurateur à sec avec injection d'un adsorbant solide réutilisable dans le procédé (ex: du coke). L'utilisation de laveurs venturis est à éviter en raison du transfert d'un problème de pollution atmosphérique à un problème de création de déchets semi-liquides (gestion des boues d'épurateurs).

Mentionnons qu'au début des années 1980, des pressions gouvernementales avaient déjà été adressées à l'endroit de l'usine de Shawinigan pour qu'elle installe un système de hotte rétractable connu sous le nom de "airtrack system". D'un coût d'environ 8 millions de dollars de l'époque, le projet n'a jamais vu le jour car la compagnie invoqua la possibilité de fermer l'usine.

Selon René Schreiber, un projet semblable aurait été proposé à l'usine de Cap-de-la-Madeleine. Compte tenu des mesures légales entreprises par le Menviq, il n'a pas été possible d'avoir plus d'informations à ce sujet.

2.4.2 En Ontario

Une des usines ontariennes utilise un système de collecteur de poussières couplé à un incinérateur de gaz souffrés. Toutefois cette usine fait appel à une technologie de production différente de celle utilisée au Québec et ne nécessite pas l'utilisation de hottes rétractables. Le procédé qu'elle utilise est décrit à l'annexe 2.1. Ce système semble représenter une des meilleures technologies de production et de traitement des émissions atmosphériques du secteur à l'étude. On remarque sur le brevet présenté à l'annexe 2.1 que toutes les émissions de toutes les étapes de fabrication du SiC sont confinées sous un dôme muni d'un collecteur central.

2.4.3 Aux E.U.

D'autres technologiques étrangères semblent également avoir donné des résultats intéressants. A Kennepin, Illinois, ESK Inc. exploite de gros fours (34m X 21m X 6m) à ciel ouvert. Après le chargement d'un four, on scelle celui-ci avec une membrane de plastique où la seule ouverture communique avec un collecteur relié à une torchère qui brûle les gaz de procédés pauvre en calorie ($11,17 \text{ J/m}^3$). Le projet que les collecteurs amènent les gaz de procédés à l'usine thermique de l'endroit a également été étudié.

Dans une autre usine américaine, dont la raison sociale et la localisation ne sont pas stipulées dans la littérature consultée (Environnement Canada, 1981), on a aussi utilisé des fours

pouvant être déplacés entre les différentes sections de l'usine en suivant les diverses étapes de fabrication. Bien que les émissions produites lors de la réduction ne soient pas épurées (la réduction se faisait à l'air libre), toutes les autres étapes de production sont réalisées à l'intérieur de bâtiments et font l'objet d'un captage et d'une épuration des polluants (laveurs à venturi).

Afin de contrôler toutes les étapes de production, le concept de séparer la captation et l'épuration pour chacune des phases de production pourrait éventuellement être étendu à l'ensemble du procédé. Ainsi, les fours préalablement chargés dans un atelier étanche, muni d'un dépoussiéreur à sacs filtrants, pourraient être amenés aux bancs d'alimentation, eux-mêmes confinés dans un atelier sous dépression où les émanations seraient acheminées à un épurateur spécifiquement conçu pour traiter les gaz de cuisson.

2.5 Réduction des émissions de HAP

Hormis l'utilisation des technologies de contrôle dont il a été préalablement question (hotte rétractable au niveau des fours de réduction couplé avec un dépoussiéreur à sac filtrant suivi d'un incinérateur ou d'un type d'épurateur alternatif), certains autres aspects du procédé de fabrication du SiC pourraient faire l'objet d'améliorations susceptibles de réduire les émissions de HAP.

Ne connaissant pas à priori la teneur en HAP dans le coke devant être séché par les fours rotatifs ni les conditions exactes dans lesquelles ce séchage est réalisé, il est impossible d'estimer l'ordre de grandeur des émissions de HAP. On sait toutefois qu'un

coke de pétrole moyen contient entre 1 et 3% de substances solubles dans le benzène et pourrait contenir environ 0,1% de HAP.

Le type d'épurateur utilisé (sacs filtrants) ne permet pas de capter les HAP qui seraient sous forme gazeuse (non-adsorbé sur les particules). Une façon de maximiser le captage des HAP issus de la volatilisation potentielle des HAP initialement présents dans le coke à être séché serait de baisser la température des gaz atteignant les sacs filtrants jusqu'à ce que la majorité des HAP soient sous forme de goudrons ou soient adsorbés par les particules. L'utilisation d'un précipitateur électrostatique à mur humide pourrait également donner de bons résultats mais nécessiterait des investissements dont la justification repose sur la mesure des émissions de HAP provenant des sècheurs à coke.

Plus facilement encore, l'utilisation d'un coke de faible teneur en substances solubles dans le benzène pourrait réduire d'autant les émissions potentielles des sècheurs mais aussi, selon toutes vraisemblances, les émissions de HAP en provenance des fours.

Cette dernière remarque vaut également sur la teneur en HAP initialement présente dans la pâte Soderberg utilisée pour la confection du bloc conducteur. Ce dernier est lié au câble provenant du transformateur électrique et d'autre part, au ruban de graphite synthétique servant de conducteur entre les deux bornes des fours. Moins cette pâte sera riche en brai, moins les HAP se volatiliseront lors de la première cuisson.

Mentionnons toutefois que la réduction escomptée des émissions de HAP est basée sur l'hypothèse d'une relation entre la teneur en HAP des matières premières chauffées et l'émission de gaz de procédés riches en HAP. Des indications laissent présager que ce type de relation existe effectivement: la réduction des émis-

sions de HAP a été observée suite à l'utilisation de pâte anodique Söderberg contenant moins de brai. Cette pâte est désormais utilisée dans certaines usines d'électrolyse de l'alumine. Toutefois on ne dispose actuellement d'aucune information scientifique concernant les mécanismes de formation et de libération des HAP lors de processus complexes. Tout au plus, quelques mécanismes de formation des HAP semblent acquis lorsque, en laboratoire, on soumet des substances pures ou des mélanges simples dans des conditions de pyrolyse ou de combustion contrôlée.

Il apparaît donc aujourd'hui impossible de calculer avec précision les émissions de HAP à partir de la qualité et de la quantité de matière première et en tenant compte des caractéristiques du réacteur et de la réaction. L'absence de mesures d'émissions de HAP mène à une attitude conservatrice. On évite d'utiliser, lorsque le procédé le permet, des matières premières riches en HAP. Dans le même sens, l'épuration des gaz de procédés thermiques impliquant le chauffage prolongé de matières organiques devrait toujours être obligatoire. Cette attitude devrait surtout être adoptée lors du chauffage de matières organiques en conditions réductrices, et à plus forte raison lorsqu'on dépasse les normes d'air ambiant.

2.6 Besoins en recherche et développement

Selon LEI, mis à part la nécessité évidente de procéder à la mesure des émissions réelles de HAP générées par les sous-procédés de séchage du coke et de réduction électrique du dioxyde de silicium en carbure de silicium grâce au coke, la recherche et développement devraient être encouragés dans les secteurs suivants:

2.7 RÉFÉRENCES POUR CE CHAPITRE

2.7 Références pour ce chapitre

Courtemanche, R., communications personnelles, M. Courtemanche est le directeur de l'usine Norton de Shawinigan.

Dufour, A., 1986. L'industrie du carbure de silicium au Québec et au Canada. collection "profil sectoriel", préparé pour le Ministère de l'industrie et du Commerce du Gouvernement du Québec, publié par la Direction des communications, ISBN 2-550-16068-1, 60 pages.

ECONOSULT INC., 1983. Perspectives des marchés du carbure de silicium et plan de développement. Rapport produit pour SOQUEM, 253 pages plus annexes.

Environnement Canada, 1981. Les émissions de polluants atmosphériques et les techniques antipollution dans l'industrie des ferro-alliages et dans les industries connexes, Service de la protection de l'environnement, Direction générale de l'assainissement de l'air, Août 1981, Analyse économique et technique, Rapport SPE 3-AP-81-5F, 44 pages.

LAVALIN ENVIRONNEMENT INC., 1988. Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec. Rapport produit pour Environnement Canada, Conservation et protection, Région du Québec, Dossier 55526, pagination multiple.

Longwell, John P., 1982. The Formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Combustion, Nineteenth Symposium (International) on Combustion / The Combustion Institute, pp.1339-1350.

Schreiber, René, 1989. communications personnelles. M Schreiber est le responsable régional du MENVIQ et est en charge des usines Norton.

3.0 LA PRÉSERVATION DU
BOIS A LA CRÉOSOTE

3.0 LA PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE

La créosote est utilisée dans l'industrie de préservation du bois comme agent préservatif pour contrer les actions des xylophages marins, des champignons et des insectes. La créosote a pour fonction de protéger et prolonger la vie du bois destiné à des utilisations telles que dormants de chemin de fer et bois de quai. La créosote donne une couleur noirâtre au bois traité. L'utilisation de la créosote dans la préservation du bois date du début du siècle et est très bien documentée dans la littérature scientifique.

Plusieurs autres produits chimiques sont également utilisés pour la préservation du bois, dont , entre autre, les produits suivants utilisés en industrie:

- solution de pentachlorophénol (PCP);
- solution de chrome-cuivre-arsenic (CCA);
- solution d'arsenic-cuivre-ammoniaque (ACA);

Le PCP est surtout utilisé pour traiter le bois destiné à être transformé en poteaux électriques et téléphoniques. Le PCP donne au bois une couleur moins foncée que le créosote.

Les solutions à base d'arsenic, de cuivre, de chrome et/ou d'ammoniaque servent à traiter le bois utilisé dans l'aménagement paysagé, les poteaux de clôture, le bois d'oeuvre et les poteaux d'électricité. Esthétiquement, le traitement à l'ACA ou au CCA est préférable car il teinte le bois d'un léger vert pâle et aucune exsudation ne suit le traitement. De plus, pour l'entretien des lignes électriques et téléphoniques, il est préférable que l'huile ne suinte pas des poteaux.

La créosote se retrouve sous forme liquide. Elle est obtenue par distillation fractionnée du goudron de houille. La créosote est constituée de plusieurs centaines de composés, desquels environ une centaine ont été identifiés et quantifiés. Les principaux composés identifiés sont la naphtalène et ses dérivés alkylés (Heikkilä, P.R. et al., 1987). La créosote peut contenir entre 10 et 70% de HAP (LEI, 1988). Le point d'ébullition de cette gamme de composés peut varier de 200 à 400°C. Puisque la créosote est constituée de nombreux composants, il n'est possible que d'en généraliser les propriétés physiques et chimiques qui sont énumérées au tableau 3.1.

3.1 État du secteur

Des quatre usines de préservation du bois à la créosote inventoriées dans les dossiers d'Environnement Canada, seulement deux utilisent encore aujourd'hui la créosote, à savoir:

- les Industries de Préservation du Bois (IPB) à Tracy;
- la division de préservation du bois de Domtar à Delson.

La compagnie de Bois Laurentides Inc. située à St-Célestin a cessé ses opérations et les industries Goodfellow à St-André Est n'utilisent plus la créosote comme agent préservatif.

L'usine de Domtar à Delson utilise plus de 95% de la créosote du secteur industriel à l'étude, soit près de 2 400 tonnes métriques par année, alors que les Industries de Préservation du Bois de Tracy en utilisent moins de 100 tonnes par année. Ces deux industries traitent le bois par le procédé à "cellules pleines" qui sera revu en détail à la section suivante.

TABLEAU 3.1: DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA CRÉOSOTE

TABLEAU 3.1: <u>DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA CRÉOSOTE</u> ¹	
État physique:	Liquide.
Solubilité:	Presque insoluble dans l'eau; soluble dans l'alcool, le benzène et le toluène.
Flottabilité:	S'enfonce en eau douce et en eau salée.
Densité:	1,05 à 1,09 à 15°C.
Pression de vapeur:	Variable.
Point d'ébullition:	200 à 450°C.
Odeur:	Acre, de goudron aromatique.
Densité de vapeur relative:	Variable (entre 3 et 5)
Aspect:	Huile de jaune à noire.
Point de fusion:	Variable (entre -60°C à -20°C).
Point d'éclair:	>74°C, liquide incombustible.
Limite d'explosivité:	Variable, de 1 à 7 %.

(1) Source: Environnement Canada, Installations de préservation du bois à la créosote.

La charge de bois traitée annuellement à la créosote par Domtar à Delson est de l'ordre de 33 600 m³ et de 760 m³ par IPB. La quantité de bois traitée à la créosote a diminuée de plus de 50% depuis 1984. Deux facteurs ont contribué à cette diminution: la fermeture de plusieurs lignes de chemin de fer et l'augmentation de la demande du bois traité à l'ACA et au CCA. Les représentants de IPB ont indiqué que l'utilisation de la créosote était à la baisse de façon importante et que son utilisation dans le traitement du bois par IPB était limitée à des commandes spéciales de bons clients.

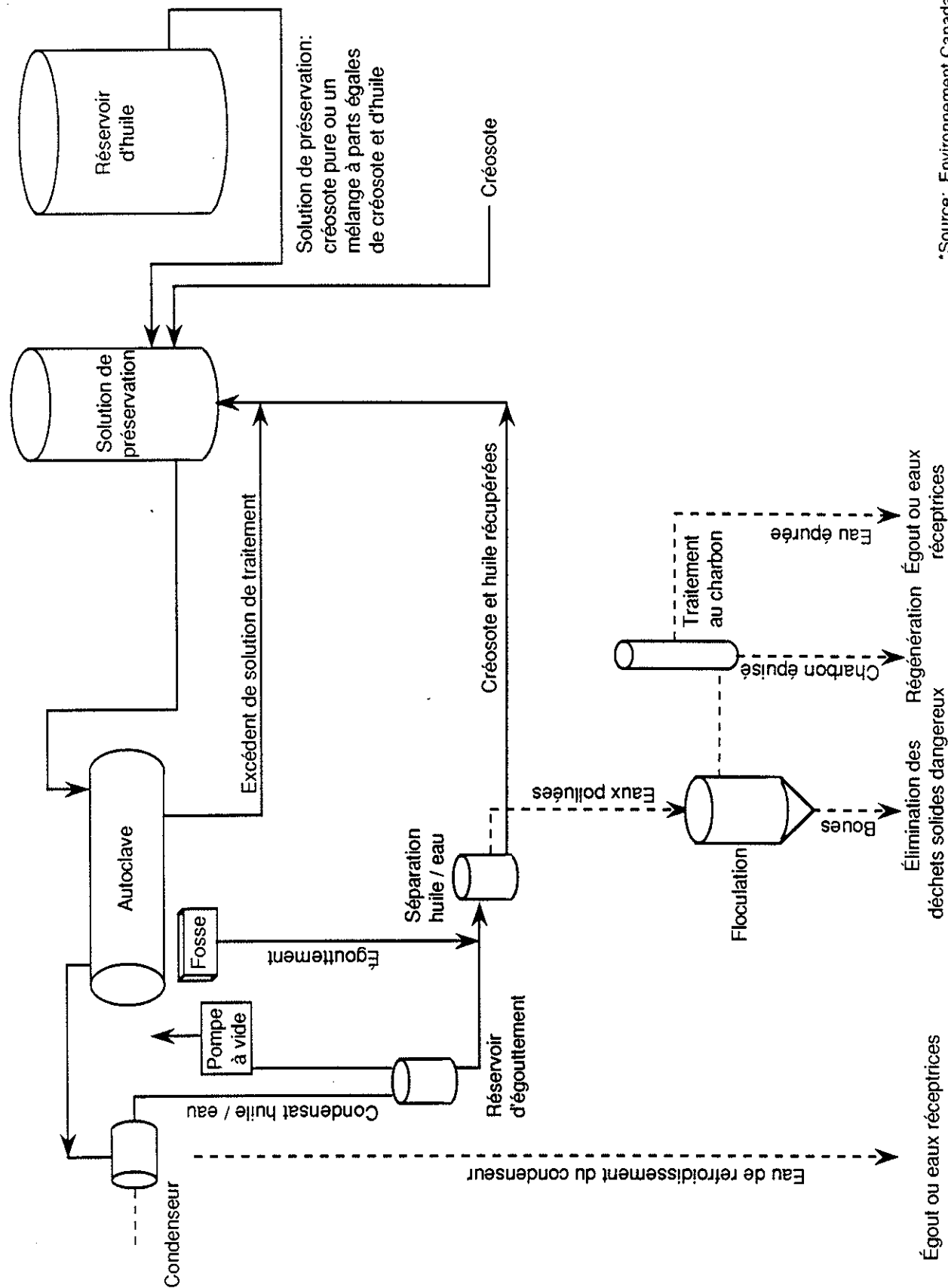
Les dormants de chemins de fer nécessitent 112 à 128 kg de mélange créosote/huile no.6 (dans un ratio de 1:1) par mètre cube de bois traité (7 à 8 lbs/pi³), alors que le bois de quai nécessite l'utilisation de 192 kg de créosote pure par m³ (12 lbs/pi³).

Un dormant de chemin de fer de classe 1 (utilisé à plus de 90%) possède un volume de 0,099 m³. Avec un taux de rétention moyen de 120 kg/m³, chaque dormant de chemin de fer contient donc près de 12 kg de mélange créosote/huile no.6.

Bien qu'il existe des normes relatives à la préservation du bois données par l'ACNOR (Association Canadienne de Normalisation-Wood Preservation CSA standard 080M-1983), en pratique le taux de rétention de la créosote dans le bois est fixé selon les volontés du client.

3.2 Procédés de préservation du bois

La Figure 3.1 présente des installations typiques de créosotage sous pression.



Une usine typique de préservation du bois possède les installations suivantes:

- réservoirs d'entreposage de l'huile et de la créosote;
- autoclaves;
- réservoir de travail;
- condenseur;
- pompe à vide;
- séparateur d'huile/eau;
- filtres au charbon activé;
- réservoir de floculation pour l'accumulation des boues;

Les autoclaves sont habituellement équipés de serpentins à vapeur pour le chauffage indirect de la créosote et de gicleurs de vapeur interne pour le conditionnement du bois.

Un procédé typique de préservation du bois comprend deux cycles, soit le cycle de conditionnement et le cycle de traitement.

Afin d'obtenir une meilleure imprégnation du préservatif dans le bois, on utilise des méthodes pour préparer celui-ci avant le traitement. Le conditionnement du bois consiste à en diminuer l'humidité car l'eau incluse dans les cellules et entre les fibres du bois empêche le préservatif d'y pénétrer. De plus, l'eau est non miscible à la créosote. Parmi les méthodes couramment employées pour le conditionnement du bois, on distingue:

- le séchage à l'air libre, dans un four ou dans le cylindre d'imprégnation;
- l'application de vapeur et la mise sous vide subséquente;
- l'ébullition sous vide en présence de la solution de traitement;
- l'incision du bois avant le traitement pour améliorer l'imprégnation.

Durant le cycle de traitement, une pression hydraulique est appliquée pour forcer la solution de préservation à pénétrer dans les cellules du bois.

Il existe deux procédés de préservation du bois, soit celui à cellules pleines et celui à cellules vides.

Procédé à cellules pleines

Les éléments suivants décrivent brièvement ce procédé:

- application d'un vide initial afin de soutirer l'air des cellules de bois;
- remplissage complet de l'autoclave avec une solution de préservation chaude;
- application d'une pression pour forcer la solution à pénétrer les cellules du bois;
- diminution graduelle de la pression et évacuation rapide de la solution de préservation;
- application d'un léger vide avant de retirer le bois de l'autoclave afin de permettre à l'excédent de solution de quitter la surface du bois.

Procédé à cellules vides

Dans ce type de procédé, on utilise l'air présent dans les cellules du bois pour limiter la rétention de la solution de préservation. Deux sous-procédés peuvent être distingués, à savoir le procédé Rüping et le procédé Lowry.

Le procédé Rüping comprend les opérations suivantes:

- application d'une pression constante d'environ 275 kPa à l'aide d'air comprimé;

- remplissage de l'autoclave avec la solution de préservation;
- augmentation de la pression jusqu'au taux de rétention désiré;
- diminution de la pression et évacuation de la charge du bois.

La seule différence du procédé Lowry consiste à maintenir la charge de bois à la pression atmosphérique avant et pendant le remplissage de l'autoclave.

Alors que le procédé à cellules vides (Rüping ou Lowry) est utilisé pour un traitement léger, on préconise l'emploi du procédé à cellules pleines pour assurer une pénétration plus élevée de la solution de préservation.

3.3 Rejets possibles de HAP

3.3.1 Rejets liquides

L'industrie de la préservation du bois génère peu d'eaux usées comparativement à d'autres industries, mais ces eaux peuvent contenir des contaminants très toxiques tels les HAP, les phénols, les dioxines et certains métaux lourds. Il est donc important que ces eaux soient traitées avant d'être rejetées à l'égout ou au cours d'eau. Parmi les sources d'eau potentiellement contaminée, on distingue:

- les condensats extraits du bois pendant le conditionnement et l'application du vide initial;
- l'eau libérée par le bois pendant le traitement;
- les eaux de lavage des autoclaves;

- les condensats de vapeur par transfert thermique indirect dans les serpentins de refroidissement et de chauffage;
- les eaux de refroidissement du condenseur (normalement non contaminées);
- les eaux de ruissellement des aires de stockage du bois traité;
- les eaux de pluies qui s'accumulent dans les bassins de rétention des réservoirs.

Certaines pratiques industrielles bien que non utilisées au Québec, peuvent être à l'origine de quantité importante d'eau usée. Ces pratiques industrielles polluantes comprennent notamment:

- le conditionnement du bois à la vapeur constitue une source de contamination d'eau. Lorsque le cycle de traitement est terminé, il reste une mince couche de préservatif sur les parois de l'autoclave. Ainsi le conditionnement à la vapeur de la prochaine charge de bois rincera les parois de l'autoclave et le condensat de vapeur souillé de préservatif sera purgé du système;
- l'utilisation d'un condenseur barométrique génère une quantité importante d'eau usée car les vapeurs de procédé sont en contact direct avec l'eau de refroidissement;
- l'injection de vapeur à la fin du cycle de traitement nettoie la surface du bois et permet ainsi de diminuer les égouttements lors de l'entreposage. Cette vapeur ainsi utilisée se condense et constitue une source d'eau contaminée;

- l'utilisation d'un circuit ouvert d'eau de refroidissement direct pour diminuer la volatilisation de particules organiques de la charge de bois qui sort de l'autoclave. Cette pratique, utilisée en Californie, permet de diminuer la pollution de l'air, mais accroît par le fait même la quantité d'eau contaminée.

Rappelons qu'aucune industrie québécoise n'utilise l'un ou l'autre des quatre procédés ci-haut proposés. Par ailleurs, le traitement des eaux usées générées par nos industries fait appel à des procédés dits "primaires" et "secondaires". Le traitement primaire consiste à séparer et enlever les substances huileuses et les particules. Le traitement est assuré par l'utilisation de séparateurs huile-eau, de bassins de décantation et par l'ajout de flocculants. Le traitement secondaire sert à éliminer les composés organiques à l'aide de filtres au charbon activé ou par oxydation chimique.

3.3.2 Rejets gazeux

Lors des cycles de traitement, les solutions de préservation sont chauffées et les composés organiques dont les points d'ébullition sont les plus bas s'évaporent. Parmi les sources d'émissions atmosphériques ponctuelles on dénote:

- les vapeurs s'échappant des événements des réservoirs et des autoclaves;
- les vapeurs s'échappant à l'ouverture des portes des autoclaves;
- les gaz évacués de l'autoclave par les pompes à vide lors du conditionnement et après imprégnation.

Par ailleurs, les vapeurs émanant des charges fraîchement traitées qui sont entreposées à l'extérieur constituent une source diffuse de HAP.

De la centaine de composants se trouvant initialement dans la créosote, vingt-huit ont été identifiés par Heikkilä en 1987 dans les vapeurs générées lors du traitement (voir annexe 3.1). Les douze principaux constituants sont les suivants: crésols, phénol, xylénols, méthylstyrène, indène, naphtalène, biphényle, dibenzofurane, benzothiophène, quinoline, isoquinoline et fluorène. Le naphtalène se retrouve en plus grande proportion que les autres composés dans la vapeur, soit près de 52%. La majorité des contaminants se retrouvent dans la phase vapeur. La proportion de HAP sous forme de particules par rapport à la concentration totale des vapeurs est inférieure à 0,5% (Heikkilä, P.R., 1987).

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour diminuer la pollution de l'air causée lors du traitement du bois:

- Lorsque les charges du bois traitées sortent des autoclaves, de l'eau est injectée pour refroidir la surface du bois de 80° à moins de 45°C. A cette température, l'évaporation des composés organiques est grandement diminuée. Cette pratique a le grand désavantage d'augmenter la quantité d'eau usée à traiter.
- L'utilisation d'une pompe aspirante permet d'enlever la couche résiduelle de préservatif dans le fond de l'autoclave, éliminant par le fait même la source d'émissions.
- L'incinération des émissions gazeuses dans un brûleur est une bonne méthode pour contrôler les émissions durant le nettoyage à la vapeur et durant l'opération de la pompe à

vide. Le brûleur doit être conçu pour obtenir un temps de rétention de 0,3 seconde et plus dans la zone de combustion ainsi qu'une température de sortie de plus de 820°C.

L'efficacité des brûleurs, basée sur la combustion complète des composés organiques, est de 99%. Les coûts reliés à l'utilisation du brûleur peuvent cependant limiter son application. Les coûts peuvent être réduits en récupérant la chaleur des gaz de sortie.

- L'utilisation d'un épurateur à voie humide de type venturi pour récupérer les contaminant sous forme particulaire requiert une efficacité de 96% et plus. Les coûts associés à l'utilisation de l'épurateur venturi limitent ses possibilités d'application.
- Les vapeurs s'échappant des autoclaves lors de l'ouverture des portes et celles produites par l'application du vide peuvent être captées en partie par un système de ventilation adéquat (pompe aspirante, par exemple) et être filtrées sur charbon activé.
- Les opérations de créosotage pourraient être effectuées dans une aire complètement fermée munie d'une ventilation adéquate qui assurerait ainsi un changement et filtration d'air continu. Une telle installation serait économiquement difficilement justifiable. Le taux d'évacuation des gaz serait énorme de même que les équipement de contrôle d'émission y étant associés (EPA, 1989).

3.3.3 Rejets solides et semi-liquides

Parmi les déchets solides et semi-liquides générés par les opérations de traitement du bois on distingue:

- les boues de réservoirs, des puisards et des autoclaves;
- les boues d'épuration des eaux usées;
- les déchets de bois traité.

La littérature consultée lors de la recherche bibliographique ne présente aucun moyen de réduction du volume des boues produites. On résout le problème implicitement, en réduisant le volume d'eau à traiter. On verra, dans la prochaine section, un moyen utilisé par Domtar pour récupérer une partie de l'huile et de la créosote contenue dans les boues des autoclaves et des réservoirs de travail.

Les conséquences d'une mauvaise gestion des déchets ou de mauvaises pratiques d'entreposage peuvent résulter en une contamination des sols et des eaux souterraines.

Un moyen de réduire la contamination des sols est d'entreposer le bois fraîchement traité dans un abris muni d'un plancher constitué d'une dalle de béton étanche en pente. On peut ainsi récupérer les égouttements de la solution de préservation aussi bien pour les poteaux que pour les dormants et les piliers de quai.

Cette pratique d'entreposage peut s'avérer onéreuse compte-tenu des volumes de bois impliqués. Toutefois, l'érection d'un entrepôt sécuritaire est moins coûteux que les frais associés à la décontamination des sols et de la nappe phréatique.

3.4 Les installations de préservation du bois au Québec

3.4.1 Les Industries de Préservation du Bois, Tracy

Les installations de Tracy ont été visitées le 16 août 1989. Monsieur Frédéric Bossert, directeur de l'usine, nous a servi de guide à travers les opérations de l'usine.

3.4.4.1 Historique

Les opérations de l'usine ont débutées en 1939. A l'époque, on utilisait seulement la créosote comme agent préservatif. Le bois traité était utilisé surtout pour les dormants de chemin de fer et pour les poteaux. Le traitement à la créosote s'effectuait avec un seul autoclave.

En 1955, on introduisait le pentochlorophénol (PCP) dans le procédé de traitement et en 1960, une solution d'arsenic, de cuivre, et de chrome (ACC). Depuis quelques années, on a délaissé progressivement l'utilisation de la créosote pour aller vers le ACC.

3.4.1.2 Créosote: utilisation - alimentation

L'utilisation de la créosote est passée de 682 500 litres/an à 91 000 litres/an, soit une réduction de plus de 85%. La créosote est fournie par la compagnie Carbochem de Hamilton. Du camion citerne, la créosote est alimentée directement à un réservoir souterrain entouré d'une enceinte de béton. Le réservoir, accessible par l'intérieur du bâtiment principal, est constitué de béton et peut contenir 15 000 gal. L'alimentation peut être faite directement à l'autoclave.

Le bois traité par IPB est destiné au marché des dormants de chemin de fer et du bois de quai. L'huile no.6 nécessaire à la fabrication de mélanges huile-créosote, est entreposée dans un réservoir extérieur.

IPB effectue le traitement à la créosote que quelques semaines par année et ce, de manière à ne répondre qu'aux besoins de ses meilleurs clients.

3.4.1.3 Aménagement du site

Le site de l'usine compte une aire extérieure d'entreposage du bois traité et non traité, deux bâtiments principaux où sont effectués le traitement du bois et un bureau administratif.

Le premier bâtiment abrite trois autoclaves dont un seul sert pour le traitement à la créosote. Les deux autres autoclaves utilisent le PCP et l'ACC. Toutefois, l'autoclave pour la créosote peut être utilisé pour le traitement au PCP.

Le deuxième bâtiment est plus récent et il abrite deux autoclaves. On n'y fait aucun traitement à la créosote. Une grande partie du bâtiment sert comme aire d'entreposage et d'égouttement.

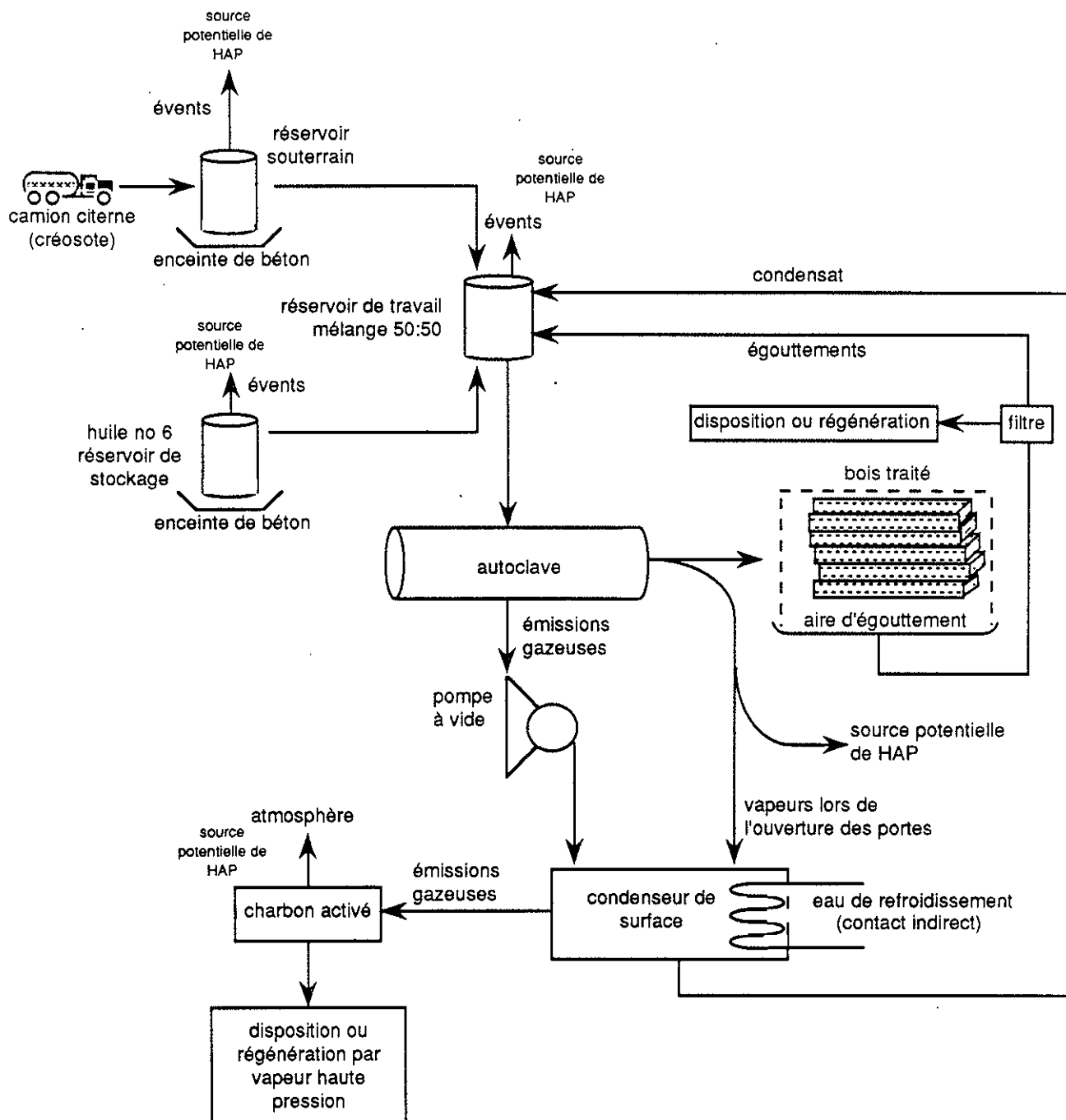
3.4.1.4 Procédé de préservation à la créosote

Le schéma d'écoulement du procédé est présenté à la Figure 3.2.

Le procédé à "cellules pleines" est utilisé par IPB pour le traitement à la créosote. Le réservoir de travail est placé juste au-dessus de l'autoclave pour permettre au mélange d'huile/créosote de s'écouler dans ce dernier par gravité. Le mélange

SCHÉMA D'ÉCOULEMENT DU PROCÉDÉ usine de préservation du bois, TRACY (IPB)

Figure 3.2



50:50 d'huile et de créosote est fait dans le réservoir de travail qui est équipé d'un agitateur.

Le conditionnement du bois à la vapeur était utilisé autrefois, il ne l'est plus depuis plusieurs années car on essaie de minimiser la quantité d'eau utilisée dans le procédé.

Chaque autoclave est muni de deux sorties d'air (aspirateur d'air). Les gaz ainsi captés sont acheminés à un condenseur de surface et passent ensuite sur un lit de charbon activé. Le condensat est récupéré et retourné au réservoir de travail.

Une fois le bois traité, il est entreposé à l'intérieur du second bâtiment, sur une surface d'égouttement. Cette surface d'égouttement est constituée de dalles de béton ayant une légère pente vers l'intérieur pour permettre au surplus d'agent préservatif de s'écouler vers un drain central. L'effluent ainsi recueilli est récupéré et filtré pour être réutilisé à nouveau dans le procédé.

3.4.1.5 Rejets à l'environnement

Rejets atmosphériques

Les vapeurs produites lors de l'imprégnation sous vide et une partie des vapeurs s'échappant lors de l'ouverture des portes sont filtrées sur charbon activé avant d'être envoyées à l'atmosphère.

Le charbon activé sert principalement à capter les substances organiques volatiles dont le naphthalène. Depuis son installation, il y a environ 3 ans, le filtre au charbon activé n'a pas été remplacé.

La principale source de HAP est de nature diffuse et elle a lieu après le traitement lors de la mise en service du bois traité.

Rejet liquides

Il n'y a pas de système de traitement d'eau. Les eaux usées générées lors du traitement (eaux libérées du bois, eaux de lavage) sont directement rejetées à l'égout et constituent une source de contamination potentielle.

L'entreposage du bois traité étant intérieur, il n'y a pas de contamination par la créosote de l'eau de ruissellement. Les égouttements du bois traité sont récupérés. Les condensats extraits du bois pendant le conditionnement et l'application du vide sont recyclés au niveau du réservoir de travail.

Rejets solides et semi-liquides

Les autoclaves ne fonctionnent pas assez régulièrement et assez longtemps à la fois pour qu'il y ait une accumulation assez importante de boues dans le fond du réservoir de travail et d'entreposage de créosote pure. Ces boues ne sont pas soutirées du réservoir; selon Bossert (comm. pers., 1989) elles s'y accumulent depuis plus de 10 ans ce qui a pour effet de diminuer la capacité du réservoir.

Ces boues devrait contenir principalement des HAP dont le poids moléculaire est élevé. En effet, à la réception de la créosote, le camion citerne est chauffé afin de faciliter l'écoulement et aussi afin de récupérer les parties les plus lourdes de la créosote, ce qui entraîne, par le fait même, la fraction de HAP dont les composants sont les plus lourds.

Cette pratique pourrait être à l'origine d'une éventuelle émission de substances organiques volatiles et de HAP de faibles points d'ébullition. Une fois dans les réservoirs, ceux-ci n'étant pas chauffés, les parties lourdes de la créosote se déposeront à nouveau dans le fond du réservoir.

Lors de l'approvisionnement en créosote, il peut y avoir fuite du camion et des tuyaux d'amenées. Aucune digue de rétention n'est installée sous l'aire de déchargement. Il y a donc possibilité de contamination du sol par les HAP.

3.4.1.6 Échantillonnage de la créosote

Lors de la visite, trois échantillons ont été prélevés par un opérateur de IPB dans les deux réservoirs de créosote pure.

Lors de la prise d'échantillon, il semblait y avoir deux phases dans le réservoir de créosote. Afin de vérifier l'homogénéité de la créosote, nous avons prélevé un échantillon de la couche du dessus d'un des deux réservoirs. Les pots servant à l'échantillonnage avaient été préalablement traités par le laboratoire Novalab qui a, par la suite, effectué les analyses sur les HAP.

Les résultats d'analyse de ces échantillons sont présentés au Tableau 3.2. L'interprétation des résultats sera effectuée en parallèle avec ceux de Domtar où nous comparerons la composition en HAP des différentes créosotes. Aucun bilan massique ne sera effectué pour l'industrie IPB.

3.4.2 Division de la préservation du bois, Domtar à Delson

La visite des installations à Delson a eu lieu le 13 octobre 1989 et monsieur Serge Viau, directeur de l'usine, nous a servi de guide.

TABLEAU 3.2: CONCENTRATION EN HAP
INDUSTRIE DE PRÉSERVATION DU BOIS A LA CREOSOTE
IPB A TRACY.

COMPOSE	réservoir de créosote 100% (mg/g)	réservoir de créosote 100% (mg/g)	réservoir couche du dessus (mg/g)	moyenne (mg/g)
Acénaphène	47.0	48.0	51.0	48.7
Acénaphthylène	-	-	-	-
Anthracène	23.0	25.0	13.0	20.3
Benz(a)anthracène	5.9	10.0	10.0	8.6
Benzo(b et k)fluoranthène	8.6	8.7	9.3	8.9
Benzo(a)pyrène	5.0	4.9	5.5	5.1
Benzo(ghi)pérylène	-	-	-	-
Chrysène	15.0	12.0	12.0	13.0
Dibenz(a,h)anthracène	-	-	-	-
Fluoranthène	47.0	49.0	51.0	49.0
Fluorène	46.0	46.0	46.0	46.0
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	-	-	-	-
Naphtalène	62.0	63.0	67.0	64.0
Phénanthrène	100.0	100.0	100.0	100.0
Pyrène	32.0	35.0	37.0	34.7
TOTAL	391.5	401.6	401.8	398.3

3.4.2.1 Historique

Récemment, le Groupe des produits chimiques Domtar a été vendu. La division de préservation du bois n'a pas été intégrée dans la transaction, elle appartient actuellement à Domtar Construction qui est aussi à vendre. L'usine de Delson a été construite en 1927 et à l'époque, on y traitait le bois essentiellement à la créosote. En 1983, un incendie a ravagé plus de 80% des installations de l'usine qui a été rebâtie la même année. La superficie du site couvre environ 0,5 km².

3.4.2.2 Utilisation de la créosote

Ces dernières années, l'utilisation de la créosote est à la baisse. Les principaux clients de Domtar à Delson sont les compagnies de chemin de fer privées et nationales. Les plans de réduction des dépenses de ces compagnies ont amené la fermeture de plusieurs lignes et il s'en est suivi une diminution du bois à traiter pour les traverses de chemin de fer.

Par ailleurs, Domtar prévoit traiter 919 000 pi³ de bois pour les compagnies CN et CP et 268 000 pi³ pour les compagnies ayant des chemin de fer privés, ce qui porte le total du bois traité pour le chemin de fer à 1 187 000 pi³ pour l'année 1989.

En 1987, la consommation annuelle de créosote était de 850 000 gal dont 580 000 gal étaient requis pour CN et CP.

En 1988, la consommation annuelle de créosote diminuait jusqu'à 480 000 gal dont 260 000 gal pour le traitement des dormants des compagnies CN et CP.

Les compagnies CN et CP fournissaient leur propre créosote pour le traitement de leur bois (ou dormants).

L'utilisation de la créosote pour le traitement du bois de quai et des dormants pour les chemins de fer privés demeure assez stable alors que l'utilisation de la créosote pour le traitement des dormants de chemins de fer nationaux est à la baisse. Le traitement des poteaux à la créosote est effectué occasionnellement.

La créosote provient d'une division de Domtar (la compagnie Carbochem) et d'une compagnie américaine. L'approvisionnement en créosote s'effectue par train. La surface de déchargement est endiguée par un muret. L'huile no.6 arrive par camions qui déchargent directement leur contenu dans un réservoir et il n'y a pas de muret de retenue en cas de déversement accidentel à l'aire d'entreposage et de déchargement de l'huile no.6.

3.4.2.3 Équipements

Il y a cinq (5) réservoirs hors terre confinés dans un même endroit:

- réservoir d'huile no.6 (55 000 gal.);
- réservoir de créosote (130 000 gal.);
- réservoir d'un mélange d'huile/créosote (30 000 gal.);
- réservoir de travail d'huile/créosote (30 000 gal);
- réservoir de travail de créosote pure (30 000 gal).

Le mélange d'huile et de créosote (ration 1:1) est effectué par Domtar dans le réservoir prévu à cet effet. Le mélange est continuellement agité pour obtenir une bonne uniformisation. Le fait d'agiter la solution peut permettre aux substances organiques volatiles de s'échapper par les événements.

Tous ces réservoirs sont munis d'évents atmosphériques directs et sont tous endigués. Lors de la reconstruction de l'usine en

1983, le ministère de l'Environnement du Québec a veillé à ce que certaines mesures de prévention, comme l'endiguement, soient adoptées. Les installations à Delson comprennent cinq (5) autoclaves:

- 1 chrome-cuivre-arsenic (CCA) de 100 pieds de longueur;
- 1 ammoniacque-cuivre-arsenic (ACA) de 55 pieds de longueur;
- 1 créosote/huile ou PCP de 100 pieds de longueur;
- 1 créosote/huile de 150 pieds de longueur;
- 1 pentachlorophénol (PCP) de 125 pieds de longueur.

Trois de ces autoclaves sont inclus dans un même bâtiment ou tout le traitement à la créosote s'effectue de même que le traitement au PCP. Un autre bâtiment est réservé au traitement à l'ACA et au CCA.

L'autoclave de 125 pieds de longueur pour le traitement au PCP peut aussi servir pour le traitement à la créosote et l'autoclave de 150 pieds peut, à l'occasion, servir pour le traitement au PCP.

3.4.2.4 Procédé de traitement à la créosote

Le traitement utilisé à Delson est celui des cellules pleines. Le procédé consiste à maintenir la charge de bois sous un vide poussé afin de soutirer l'air contenu dans les cellules du bois, puis à introduire la solution de préservation dans l'autoclave (60 à 80°C) en maintenant le vide. Lorsque le cylindre est plein, le vide est relâché, puis on applique une pression pour forcer le cheminement de la solution dans le bois. Par la suite, la pression est réduite graduellement, la solution de préservation est évacuée de l'autoclave et on applique un léger vide final pour permettre à tout excédent de solution de quitter la

surface du bois. L'organigramme du procédé est présenté à la Figure 3.3 et le schéma d'écoulement du procédé à la Figure 3.4.

Il n'y a pas de conditionnement à la vapeur et on n'utilise pas d'eau pour refroidir les charges de bois traitées. Une fois le bois traité, on l'entrepose à l'extérieur. Les eaux de ruissellement ne sont pas collectées, et il est plus que probable que l'infiltration de la créosote et de HAP dans le sol ait déjà contaminé les couches inférieures du sol. Le transport du bois traité se fait par rail sur tout le site. L'égouttement du bois se fait donc le long des rails de même que sur le terrain où sera entreposé le bois.

Les procédés reliés au traitement d'air et d'eau sont présentés à la section 3.4.2.6.

3.4.2.5 Échantillonnage de la créosote

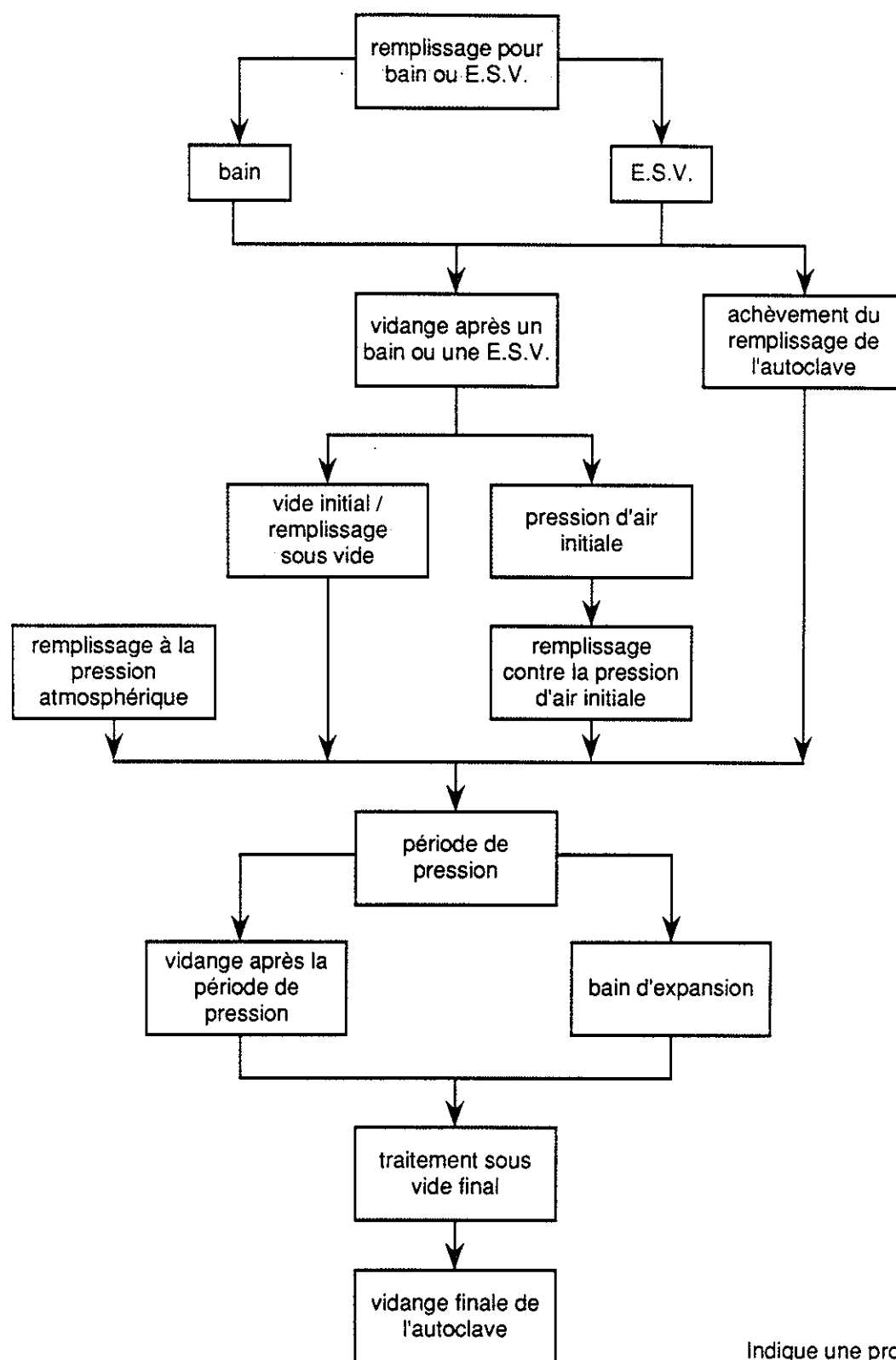
Suite à notre visite chez Domtar nous avons prélevé des échantillons à divers endroits du procédé afin d'évaluer la quantité de HAP pouvant être émise dans l'environnement. Au total sept (7) échantillons furent prélevés (boues du traitement des eaux, des autoclaves et des réservoirs, créosote pure, huile no.6, mélange 1:1, condensat et eau traitée) dans des pots préalablement traités. L'échantillonnage fut effectué par un technicien de Lavalin Environnement Inc.

Les échantillons ont été analysés par Novalab. Chaque échantillon a été dilué dans le toluène et un aliquot a été analysé pour les HAP par chromatographie en phase gazeuse (la méthode 625 de l'EPA) sur un appareil Hewlett-Packard 5890/5970 MSD. Les résultats sont montrés au Tableau 3.3.

ORGANIGRAMME DU PROCÉDÉ

Division de la préservation du bois, DOMTAR

Figure 3.3



ESV: Ébullition Sous Vide

Indique une procédure
de départ possible

Figure 3.4

SCHEMA D'ÉCOULEMENT DU PROCÉDÉ: USINE DE PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE DE DOMTAR À DELSON

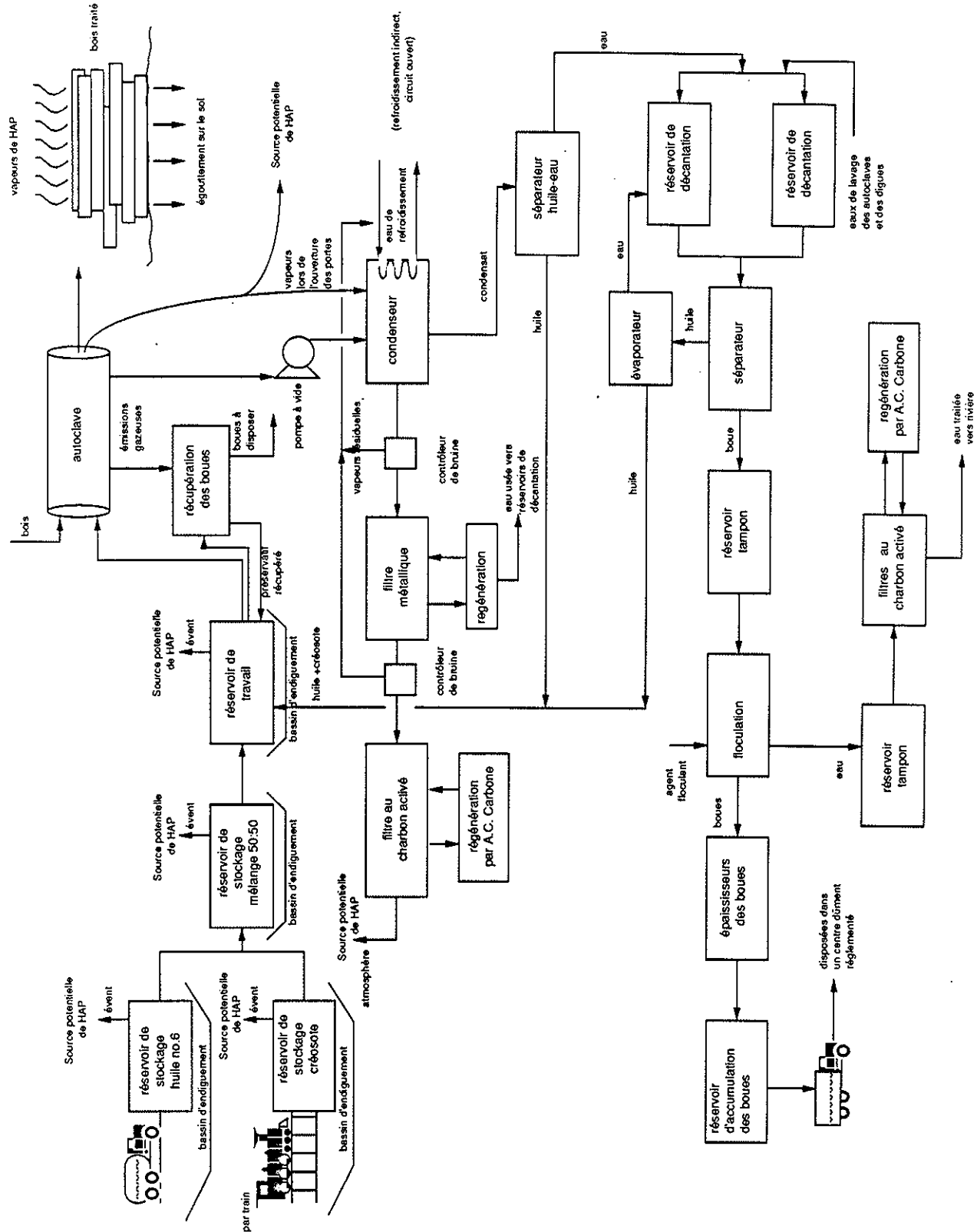


TABLEAU 3.3 : **CONCENTRATION EN HAP**
USINE DE PRÉSERVATION DU BOIS A LA CRÉOSOTE DOMTAR A DELSON

COMPOSE	Température d'ébullition (°C)	eau traitée (µg/l)	condensat réservoir 2 (µg/l)	Limite de détection (µg/l)	réservoir de créosote (µg/g)	réservoir huile no.6 (µg/g)	réservoir de travail (µg/g)	boues concentrées (µg/g)	Limite de détection (µg/g)	boues de floculation (µg/g)	Limite de détection (µg/g)
Acénaphthène	279	-	-	3	27,000	TR	15,000	130	100	130	1
Acénaphthylène	270	-	-	3	280	-	230	-	100	-	1
Anthracène	342	-	-	3	4,500	-	4,900	610	100	34	1
Benz(a)anthracène	400	-	-	3	5,900	-	-	200	100	12	1
Benzo(b et k)fluoranthène	481	-	-	3	2,100	-	2,000	140	200	9.20	1
Benzo(a)pyrène	495	-	-	3	1,500	-	840	69	200	4.50	1
Benzo(ghi)peryène	542	-	-	6	560	-	TR	15	500	TR	2
Chrysène	448	-	-	3	2,600	220	3,600	160	100	11	1
Dibenz(a,h)anthracène	524	-	-	6	TR	-	TR	TR	500	TR	2
Fluoranthène	375	-	-	3	31,000	TR	14,000	970	100	63	1
Fluorène	295	-	-	3	20,000	120	13,000	1,700	100	150	1
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	531	-	-	6	610	-	TR	18	500	TR	2
Naphtalène	218	16.00	24.00	3	46,000	440	25,000	5,600	100	490	1
Phénanthrène	340	-	-	3	47,000	430	26,000	4,300	100	350	1
Pyrène	393	-	-	3	21,000	240	9,400	750	100	54	1
TOTAL		16.00	24.00		210,050	1,450	113,970	14,662		1,308	

Les résultats nous permettront d'estimer les quantités de HAP se trouvant dans les produits de départ (créosote et huile no.6), dans l'eau traitée, dans les boues de floculation et dans le condensat.

3.4.2.6 Rejets à l'environnement

Rejets atmosphériques

Comme chez IPB, Domtar traite ses émissions gazeuses. Lors du cycle à vide dans les autoclaves, l'air soutiré par les pompes à vide est envoyé à un condenseur de surface (surface de 50 m²). Le condensat s'accumule dans un réservoir pour être ensuite acheminé à un séparateur d'huile et finalement être dirigé vers les unités d'assainissement d'eau.

Les gaz issus du condenseur sont dirigés vers un éliminateur de bruine puis vers un filtre métallique. Ce filtre métallique est constitué de plaques en métal perforées de formes hexagonales. Ce filtre sert à faire condenser les composés organiques volatiles qui se trouvent sous forme de très fines gouttelettes. Ce filtre est communément appelé "filtre au naphthalène" car il capte en majeure partie le naphthalène qui est un des constituants les plus volatiles de la créosote en plus de se retrouver en proportion assez élevée (22%, selon notre analyse).

Au niveau du condenseur, ce sont les composés les plus lourds qui se condensent avec l'eau. Le naphthalène n'aura pas tendance à condenser facilement; tout au plus, il formera de minuscules gouttelettes qui seront interceptées par le filtre métallique.

A la sortie du filtre métallique, les vapeurs passent à travers un second éliminateur de bruine avant de finalement être polies sur un filtre au charbon activé qui adsorbera les substances

organiques restantes. Les deux (2) éliminateurs de brume sont des filtres.

A ce système de traitement d'air viennent s'ajouter une partie des émissions gazeuses produites lors de l'ouverture des portes des autoclaves. Les émissions sont captées à l'aide d'aspirateur d'air. La captation de ces vapeurs n'est cependant pas complète.

Les filtres métalliques sont nettoyés à la vapeur à haute pression et disposés à l'enfouissement sanitaire. Une fois condensées, les vapeurs sont récupérées et envoyées au système de traitement des eaux usées. Les filtres au charbon activé sont régénérés par la compagnie AC Carbone à St-Jean-sur-Richelieu.

L'évaporation des substances les plus volatiles des charges de bois traitées constitue une autre source non négligeable d'émission à l'atmosphère de HAP.

Une certaine portion des HAP initialement présents dans la créosote se retrouve imprégnée dans le bois avec la créosote. Avec les années, les parties les plus légères de la créosote, dont certains HAP, doivent s'évaporer dans l'atmosphère ou sont entraînées par l'eau de pluie ou de ruissellement.

D'après une étude effectuée pour Environnement Canada, les pertes de créosote sur une durée de vie du bois traité variant entre 20 et 25 ans, seraient de 20%. Les pertes en créosote après traitement dépendent de plusieurs facteurs: conditions d'exposition, taux de rétention, surface relative de contact, espèce du bois, etc. (Cooper, P.A. et Ung, T., 1989).

Les principales émissions atmosphériques sont donc:

- vapeurs émises lors de l'ouverture des portes;
- événements des réservoirs d'entreposage;
- charges de bois traitées; avec le temps, évaporation des substances les plus volatiles;
- vapeurs résiduelles du système de traitement d'air.

Rejets liquides

Les principaux effluents liquides contaminés sont acheminés aux unités d'assainissement. Les eaux usées traitées comprennent les eaux condensées produites lors du cycle sous vide, les eaux de lavage des autoclaves et les eaux retenues par les digues lors de précipitations. Le traitement des eaux usées peut être résumé ainsi:

- les eaux usées sont d'abord acheminées dans deux réservoirs de décantation d'une capacité totale de 214 000 l permettant le traitement de quelques 105 000 l/jour. Le débit moyen d'eaux usées alimentées à ces réservoirs est de 32 000 l/jour. Ces deux réservoirs sont isolés et munis d'appareils de régulation de la température afin d'effectuer une première séparation huile/eau. L'huile facile à enlever est chauffée au moyen de serpentins à vapeur pour évaporer l'eau et est ensuite retournée dans le réservoir de travail.
- L'eau quitte ensuite par débit contrôlé les réservoirs de décantation et est dirigée vers deux canaux séparateurs où sont enlevées les fines gouttelettes d'huile provenant de l'émulsion huile/eau. Cette huile est récupérée par le système d'écumage pour être ensuite déshydratée (évaporation de l'eau par chauffage) et retournée au réservoir de travail.

- L'effluent est alors pompé dans le réservoir tampon pour s'équilibrer, puis il est traité en cuvées de 23 000 l par floculation chimique. Au cours de l'opération, l'huile émulsifiée est retournée et les boues de floculation sont entreposées dans deux réservoirs pour être par la suite pompées et envoyées pour incinération chez Tricil.
- L'eau est ensuite pompée dans un réservoir tampon puis alimentée à un système de filtration au charbon activé à raison de 45 à 90 l/min. Cette unité est composée de trois colonnes (deux à 2,75 m de haut par 1,5 m de diamètre et une de 2,8 m de haut par 1,2 m de diamètre). Deux des colonnes fonctionnent en série et la troisième sert de colonne d'appoint.

L'eau sortant des filtres à charbon activé est envoyée dans le fossé principal qui se déverse dans la rivière Saint-Pierre. Cet effluent possède une concentration en HAP de 16 $\mu\text{g/l}$, constitué essentiellement de naphtalène. Pour un débit annuel moyen en 1989 de $8,13 \times 10^6$ litres (Viau, S., communication personnelle), on obtient un rejet de 130 g/a de naphtalène dans la rivière St-Pierre.

Les HAP, autres que le naphtalène, n'ont pas été détectés. La limite de détection est de 3 $\mu\text{g/l}$, sauf pour le benzo(ghi)-pérylène, dibenzo(a,h)anthracène et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène dont le seuil de détection est de 6 $\mu\text{g/l}$.

Les résultats du Tableau 3.3 indiqueraient que peu de HAP arrivent au traitement d'eau par les eaux de condensat. Toutefois, la teneur des boues indiquent un enlèvement annuel de 127 kg de HAP par le système de traitement des eaux qui proviendraient principalement des eaux de lavage des autoclaves.

L'efficacité du système de traitement des eaux ne peut pas être estimée à partir des données disponibles. Il faudrait connaître les quantités de HAP contenues dans le charbon activé et dans les eaux de lavage des autoclaves de même que dans les eaux retenues par les digues.

Si on se réfère à la section 3.3.1 indiquant les rejets possibles de HAP sous forme hydrique on retrouve à Domtar les sources de contamination hydrique suivantes:

- les eaux de ruissellement des aires de stockage du bois traité;
- les eaux usées traitées comprenant:
 - les eaux de lavage des autoclaves
 - les condensats de vapeur des autoclaves et du nettoyage à haute pression du filtre métallique
 - les eaux accumulées dans les bassins de rétention des réservoirs
 - l'eau libérée par le bois pendant le traitement.

Rejets solides et semi-liquides

Dans l'industrie de préservation du bois à la créosote, les sources principales d'émission de HAP se trouvent sous forme solide et semi-liquide.

Afin d'optimiser l'utilisation de la solution de préservation, on ramasse les boues se retrouvant dans le fond des réservoirs de travail et dans les autoclaves pour en récupérer la solution de préservation. Le système de récupération est installé dans un bâtiment séparé. Le traitement consiste à mélanger les boues

avec de l'huile no.6 chaude afin de remettre en solution la solution de préservation.

Cette méthode permet de diminuer le volume de boue à disposer de 70%. Les boues irrécupérables constituées en majeure partie de charpies et d'hydrocarbures à haut poids moléculaire, sont mises en barils pour être disposées dans un centre dûment réglementé. Domtar produit 34 T/an (chiffre basé sur 1989) de ces boues dont un échantillon contenait 17,27 mg/g de HAP; ce qui occasionnerait un rejet de 587 kg/an de HAP avec ces boues.

L'unité de traitement d'eau produit 97 T/an de boues de floculation (chiffre basé sur 1989). D'après notre analyse on retrouve 1,31 mg/g de HAP ce qui donne un rejet de 127 kg/an de HAP.

Les HAP se retrouvant dans les boues, que ce soit celles de récupération ou celles du traitement d'eau, constituent un rejet contrôlé car les boues seront soit incinérées (TRICIL), soit stabilisées (STABLEX).

L'infiltration des HAP dans le sol lors de l'entreposage du bois traité et lors de la mise en service des dormants de chemin de fer constitue une source de rejet de HAP non contrôlée et qui n'a jamais été quantifiée.

En résumé, les rejets de HAP sous forme solide ou semi-liquide sont:

- boues des autoclaves et des réservoirs de travail;
- boues résiduelles du système de traitement d'eau;
- sol contaminé par égouttement du bois fraîchement traité;
- sol contaminé par infiltration de l'eau de ruissellement des dormants de chemin de fer.

3.4.2.7 Comparaison des profils des HAP dans la créosote

La Figure 3.5 montre la comparaison des profils des concentrations en HAP contenues dans les créosotes utilisées chez IPB à Tracy et Domtar à Delson. Pour faciliter la comparaison entre les deux créosotes, les concentrations des différents HAP sont données par rapport à la concentration du benzo(a)pyrène qui a été arbitrairement fixée à 1.

On remarque que la proportion de HAP de faible poids moléculaire est plus élevée dans la créosote utilisée par Domtar que celle utilisée par IPB et que le contraire est observable pour les HAP de poids moléculaire élevé.

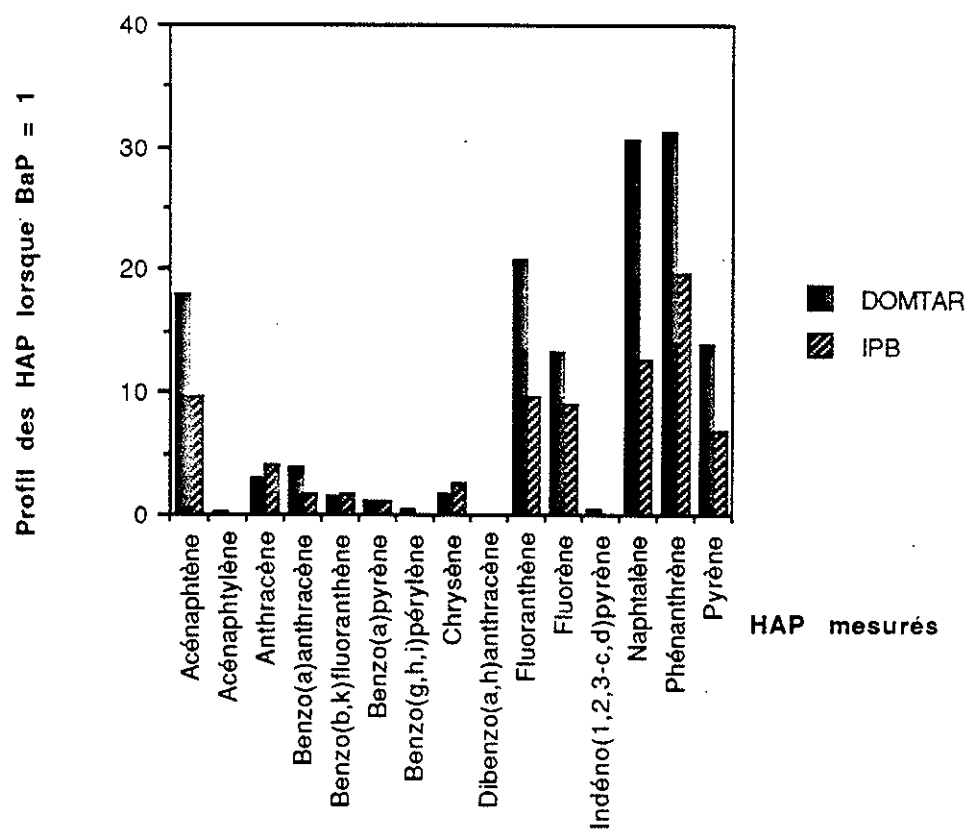
On peut attribuer en partie cette différence de concentration à deux causes: à la manutention de la créosote à chaque usine et à la provenance de celle-ci.

Chez IPB, la créosote arrive par train et on la chauffe pour la décharger. Durant le transport, les parties les plus lourdes de la créosote sont entraînées par gravité dans le fond du wagon. Afin de récupérer toute la créosote, on l'homogénéise en la chauffant. On récupère donc la partie lourde et la partie légère.

Chez Domtar, on ne chauffe pas la créosote car on veut éviter la formation d'une couche de fond dans les réservoirs de stockage. En ne chauffant pas la créosote, Domtar récupère seulement la partie la plus légère de la créosote et par conséquent, des HAP aussi.

Malgré ces différences dans la méthodologie de déchargement, l'origine de la créosote est probablement le facteur déterminant du profil de concentration de la créosote.

FIGURE 3.5: COMPARAISON DES PROFILS DES HAP DANS LA CRÉOSOTE



Il serait intéressant de vérifier la disponibilité de créosote à faible teneur en HAP de haut poids moléculaire. Ces derniers présentent, règle générale, un potentiel cancérigène plus élevé que les HAP de faible poids moléculaire.

Le Tableau 3.4 présente la teneur en HAP dans la créosote pour plusieurs usines de préservation du bois. On remarque que la teneur en HAP varie de 10 à 70%. Les créosotes utilisées par IPB et Domtar possèdent une teneur en HAP se situant dans cette plage; 20% pour Domtar et 40% pour IPB. Les concentrations pour chacun des HAP varient considérablement d'une industrie à une autre.

TABLEAU 3.4: TENEUR EN HAP DE LA CRÉOSOTE DE PLUSIEURS USINES DE PRÉSERVATION DU BOIS

COMPOSÉ	TENEUR EN HAP (g/kg)									
	Lijinsky et al, 1957	Lijinsky et al, 1963	Tarrer et al, 1977	Guin et al, 1977	Prather et al, 1977	Colley 1974		Eaton et Zitko 1978	Nestler 1974	Lorenz et Gjovik 1972
						A (b)	B (b)			
Anthracène	6,2	12,1	43	18	--	--	--	--	20	15
Benzo (a) anthracène	2,8	2,8	--	--	--	--	--	31	--	--
Benzo (b) chrysène	--	0,5	--	--	--	--	--	--	--	--
Benzo (j) fluoranthène	--	0,29	--	--	--	--	--	--	--	--
Benzo (k) fluoranthène	--	0,20	--	--	--	--	--	--	--	--
Benzo (g,h,i) pérylène	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Benzo (a) pyrène	0,12	0,18	--	--	--	--	--	--	--	--
Benzo (e) pyrène	--	0,17	--	--	13	18	--	--	--	--
Chrysène	1,3	1,14	--	--	--	--	--	--	30	--
Fluoranthène	7,8	23,5	9,6	5,5	--	39	111	70	100	34
Pérylène	0,04	0,04	--	--	--	--	--	--	--	--
Phénanthrène	47,9	36,6	186	186	125 (a)	83 (c)	200 (c)	193	210	107
Pyrène	4,2	8,4	2,6	2,6	--	31	81	64	85	22
Naphtalène	--	--	151	51	93	128	28	--	30	158
2- Méthylnaphtalène	--	--	1,3	1,3	87	53	6	--	12	30
1- Méthylnaphtalène	--	--	3,8	3,8	39	33	12	--	9	--
1,6 - Diméthylnaphtalène	--	--	3,9	3,9	--	15	4	--	20	--
2,3 - Diméthylnaphtalène	--	--	1,9	1,9	--	--	--	--	--	--
Acénaphène	--	--	60	60	70	53	75	67	90	31
Dibenzofurane	--	--	67	67	--	40	51	--	50	11
Fluorène	--	--	103	103	53	34	56	48	100	31
9,10 - Dihydroanthracène	--	--	24	24	--	--	--	--	--	--
3 - Méthylphénanthrène	--	--	9,8	9,8	--	7	18	--	30	--
4,5 - Méthylénephé- nanthrène	--	--	25	--	--	--	--	30	--	--
2- Méthylantracène	--	--	2,4	2,4	--	16	39	--	40 (d)	--
9- Méthylantracène	--	--	1,2	1,2	--	--	--	--	--	--
2,3 - Benzofluorène	--	--	--	--	--	13	31	--	20 (e)	--

SOURCES: Tableau tiré de CNRC (1983).

NOTES:

- a Une seule analyse
- b Créosotes pour bois immergé
- c Phénanthrène et anthracène
- d Contient des anthracènes et desméthylphénanthrènes
- e Tous les benzofluorènes

3.5 CONCLUSION

Les quantités totales de HAP impliquées dans l'industrie de préservation du bois se situent autour de 544 t par année, dont 508 t (93%) proviennent de DOMTAR. De ces 508 t/an, des analyses ont démontré que 127 kg/an de HAP se retrouvent dans les boues de floculation du système de traitement d'eau, 587 kg/an dans les boues concentrées et 0,13 kg/an dans l'eau traitée rejetée à la rivière St-Pierre. Ces quantités de HAP constituent moins de 1% des HAP initialement contenus dans les matières premières. La quantité restante de HAP se retrouve dans le bois traité, dans le sol (égouttement du bois) et dans les vapeurs émises à l'atmosphère à plusieurs endroits du procédé.

Les HAP imprégnés dans le bois avec la créosote constituent une de principales sources de contamination car ils commenceront à migrer dans l'environnement (air, eau, sol) après la fin des opérations de créosotage.

Afin de déterminer la quantité totale de HAP émise dans l'environnement, il s'avère essentiel de caractériser et quantifier les émissions gazeuses et de déterminer la proportion de HAP qui s'imprègne dans le bois avec la créosote. Par la suite, il serait intéressant d'analyser des échantillons de bois traité d'âge différent afin de déterminer le taux de migration de HAP dans l'environnement.

Des mesures de mitigation pour les émissions gazeuses sont utilisées par les deux compagnies de préservation du bois. Les vapeurs émises lors de l'ouverture des portes et lors du conditionnement du bois sont récupérées, condensées et filtrées avant d'être envoyées à l'atmosphère. Le système de captation des émissions gazeuses est plus sophistiqué chez DOMTAR que chez IPB. Toutefois, leur efficacité respective n'a pas été mesurée.

Afin de s'assurer que les émissions de HAP à l'atmosphère sont bien contrôlées, il s'avère important de déterminer l'efficacité du système de captation vis-à-vis les HAP au moyen d'analyse des émissions gazeuses.

Si les analyses des émissions atmosphériques montrent qu'une quantité importante de HAP s'échappe à l'atmosphère, il serait intéressant d'envisager l'utilisation d'un brûleur qui éliminerait pratiquement les émissions gazeuses de HAP.

Au niveau des rejets liquides, les analyses effectuées chez DOMTAR démontrent que seulement 16 $\mu\text{g/l}$ de HAP sont rejetés à l'effluent final de traitement. Les unités de traitement (décanteur, séparateur huile-eau, floculation) semblent donc être des moyens efficaces pour l'enlèvement des HAP. Toutes les eaux usées sont récupérées et envoyées à l'unité de traitement d'eau dont l'efficacité n'a pu être déterminée. Les effluents liquides générés par les opérations de IPB ne sont pas traités. Il sont, soit recyclés (condensat), soit envoyés directement à l'égout pluvial (eaux de lavage des autoclaves et vapeurs condensées). DOMTAR pratique une saine gestion de ces boues. Celles-ci sont récupérées et concentrées pour être finalement disposées par un récupérateur dûment autorisé.

L'installation d'une aire d'égouttement serait un moyen efficace de réduire l'infiltration des HAP dans le sol et pourrait permettre à DOMTAR de récupérer les égouttements de la solution de préservation. Cette pratique est effectuée chez IPB avec succès.

3.6 RÉFÉRENCES POUR CE CHAPITRE

3.6 Références pour ce chapitre

Bossert, F. 1989, Communication personnelle.

Cooper, P.A. et Ung, T., 1989. Assesement of Preserved Wood Disposal Practices, 85 pages: Ontario.

Danielson, J.A., 1973. Air Pollution Engineering Manual, EPA, pages 414-421. Los Angeles.

Environnement Canada, 1988. Installations de préservation du bois à la créosote, Recommandations techniques pour la conception et l'exploitation, Rapport SPE2/WP/1, 87 pages. Ontario.

Heikkilä, P.R., Hämeilä, M., Pyy, L., Raunu, P., 1987. Exposure to Creosote in the Impregnation and Handling of Impregnated Wood, Scand. Jour. Work Env. Health, vol.13, p.431-437. Helsinki.

Lavalin Environnement Inc., 1988. Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec, Rapport final, dossier 55526.

Sylvestre, P., 1988. Évaluations des rejets de PCP, de dioxines et de furannes à l'environnement par une usine de préservation du bois, rapport interne. Environnement Canada 1988.

Thompson, W. et Dust, J., 1972. Pollution Control in the Wood Preserving Industry, Part III: Chemical and Physical Methods of Treating Waste Water, Forest Products Journal, vol.22, no.12, Pages 25 à 30.

Thompson, W. et Dust, J., 1972. Pollution Control in the Wood Preserving Industry, Part II: In-Plant Process Changes and Sanitation, Forest Products Journal, vol.22, no.7, pages 42 à 47.

Thompson, W. et Dust, J., 1971. Pollution Control int the Wood Preserving Industry, Part I: Nature and Scope of the Problem, Forest Products Journal, vol.21, no.9, page 70 à 75.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1987. Locating and Estimating Air Emissions from Sources of Polycyclic Organic Matter (POM), EPA-450/4-84-007P.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1989. Evaluation of Emission Sources from Creosote Wood Treatement Operations, EPA-450/3-89-028, 33 pages. Caroline du Nord.

Wright, C.W. et al., 1985. Comparative Chemical Analysis of Commercial Creosote and Solvent Refined Coal-II Materials by High Resolution Gas Chromatography, Journal of High Resolution Chromatography and Chromatography Communications, p.283-289. U.S.A.

4.0

LA COMBUSTION DE RÉSIDUS DE BOIS

(CHAUDIERES A ÉCORCE ET BRULEURS CONIQUES)

4.0 LA COMBUSTION DE RÉSIDUS DE BOIS (chaudières à écorce et brûleurs coniques)

4.1 Problématique

4.1.1 Introduction

Le secteur incinération du bois est caractérisé par une abondance d'installations de tailles variables. Si les entreprises les plus importantes de ce secteur doivent obtenir des certificats d'autorisation du ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ), et travailler avec celui-ci lors de l'installation de nouvelles unités, bon nombre d'installations plus petites ou plus vieilles sont beaucoup moins encadrées ou même documentées.

Il existe deux modes principaux d'incinération de résidus ligneux dans l'industrie de transformation du bois au Québec. Les chaudières à écorce sont utilisées pour fins de génération d'énergie (production de chaleur ou de vapeur) alors que les brûleurs coniques sont utilisés pour fins de gestion de déchets. Les brûleurs coniques éliminent les résidus ligneux sans bénéfice pour l'entreprise, contrairement aux chaudières à écorce qui produisent de l'énergie avec les résidus.

Du fait qu'une certaine performance est attendue des chaudières à écorce, l'opération de celles-ci est mieux documentée chez les opérateurs que celle des brûleurs coniques, dans lesquels les résidus ligneux ne sont pas valorisés.

Il existe une grande diversité de chaudières à écorce. Bon nombre d'entre elles ont été construites durant l'après-guerre et n'étaient pas initialement conçues pour le bois. Nombreuses sont les chaudières qui sont uniques dans leur conception.

Les chaudières à écorce sont composées d'un foyer, où les résidus ligneux sont incinérés, associé à un système liquide qui récupère l'énergie calorifique (eau pour la production de vapeur, huile pour les séchoirs à bois).

L'énergie calorifique peut être transférée au liquide de deux façons, selon qu'il s'agit d'une chaudière aquatubulaire ou ignitubulaire. Dans les premières, des tubes de liquides circulent dans le foyer de la chaudière ou dans une chambre de combustion secondaire, où ils sont chauffés par les gaz de combustion. Dans les secondes, les gaz de combustion sont dirigés dans des tubes qui traversent un réservoir d'eau où l'échange de chaleur est effectué. La chaudière est souvent accompagnée d'un système de préparation des résidus (broyeur), d'un système d'alimentation en résidus (silo et convoyeur), et d'un système de traitement des gaz de combustion (épurateur).

Les chaudières à écorce peuvent être trouvées autant dans les centres urbains que dans les petites communautés. Les brûleurs coniques sont surtout rencontrés dans les petites et moyennes communautés forestières du Québec. Ce sont généralement des incinérateurs rudimentaires, où les conditions de combustion sont souvent loin d'être optimales, en comparaison des chaudières à écorce.

Les brûleurs coniques sont composés d'une coque en acier en forme d'un teepee qui recouvre parfois un plancher équipé de souffleries avec un système d'alimentation en résidus. Ce dernier alimente par-dessus un tas de résidus en combustion situé au centre du plancher.

4.1.2 Principe de la combustion

La combustion du bois est une réaction physico-chimique complexe qui prend place en phase gazeuse. La combustion est une réaction d'oxydation exothermique et rapide.

La combustion du bois nécessite des températures élevées pour évaporer l'eau, décomposer le combustible et en évaporer l'élément volatil, qui est alors oxydé.

Pour que la réaction soit complète, il faut que suffisamment d'oxygène soit fourni pour se combiner avec tous les atomes d'hydrogène et de carbone contenus dans le combustible.

En pratique, l'air (apport d'oxygène) doit être fourni en excédant de la valeur calculée, pour assurer un bon mélange avec les volatils, et pour évaporer l'eau. Les implications de ces facteurs pour le contrôle de l'efficacité de combustion et des émissions de HAP sont présentées ci-après.

4.1.3 Facteurs influençant l'efficacité de combustion

L'efficacité de combustion d'un système fonctionnant au bois varie en fonction de plusieurs paramètres. Ces paramètres peuvent être regroupés en quatre types: ceux reliés aux résidus ligneux, ceux reliés à l'air de combustion, ceux reliés à la chaudière à écorce ou au brûleur conique et ceux reliés à l'opération de la chaudière ou du brûleur (Junge, 1975).

4.1.3.1 Type de résidus ligneux

La taille des particules de résidus ligneux, leur contenu en humidité, leur espèce, leur composition ainsi que leur valeur calorifique affectent l'efficacité de combustion. Plus les

résidus sont humides, plus l'énergie requise pour évaporer l'eau qu'ils contiennent est élevée, ralentissant ainsi l'évaporation des matières volatiles. Également, plus les particules sont petites et plus les surfaces d'échange entre l'air et la matière ligneuse sont grandes, facilitant ainsi la volatilisation du bois.

Typiquement, l'écorce de résineux contient autour de 75% de matières volatiles alors que la bran de scie en contient près de 85% (Kuntz, 1989). Les espèces résineuses sont aussi plus susceptibles de produire des HAP, à cause des matières volatiles qui les caractérisent.

Le ratio carbone/hydrogène des résidus est important: plus ce ratio est élevé et plus la probabilité de formation des HAP est élevée. La taille des particules de résidus influant sur les surfaces d'échange avec l'air, les combustibles de petite taille permettent une combustion plus rapide et plus complète des volatils et des HAP (EPA, 1987).

4.1.3.2 Air de combustion

Les paramètres reliés à l'air lors de la combustion sont la température de celui-ci, le pourcentage d'excès d'air, le ratio d'air d'appoint insufflé par-dessus le tas de résidus (air secondaire) à l'air d'appoint insufflé par-dessous le tas (air primaire), la turbulence de l'air, et le contrôle du tirage.

Le ratio air/combustible influence la formation de HAP. Ainsi, les conditions déficientes en oxygène (combustion ménagée) favorisent la formation de HAP.

La température de l'air de combustion influence directement l'évaporation de l'eau et des volatils contenus dans le bois. Un

pourcentage d'excédent d'air adéquat couplé avec une bonne turbulence permet un mélange de l'air et des volatils aboutissant à une combustion complète de ces derniers.

Finalement le ratio théorique d'air secondaire à air primaire (ratio S/P) est déterminé par le pourcentage de matériel gazéifiable du bois (75%), et par le pourcentage du combustible qui reste sur la grille sous forme de carbone. Le premier s'élève et se mélange à l'air insufflé au-dessus du tas qui représente 75% de l'apport d'air, et le deuxième ne requiert que 25% de l'air de combustion qui est alors insufflé par en-dessous.

4.1.3.3 Conception et opération de la chaudière

Les paramètres reliés à l'opération et à la conception de chaudières sont le taux d'approvisionnement en combustible, les caractéristiques du combustible (humidité, espèces, taille des particules, etc.), la distribution du combustible dans le foyer, l'épaisseur du tas ou du lit, l'utilisation de combustible d'appoint ou non, la propreté du système, la conception même du système, et la demande en vapeur. Tous ces facteurs influent sur le calibrage de l'air et du combustible et ainsi sur l'efficacité de la combustion.

En théorie, la combustion requiert à peu près trois fois plus d'air secondaire que d'air primaire ($S/P=3/1$). En pratique, beaucoup plus d'air primaire est utilisé dû au contenu en humidité, si bien que de nombreux systèmes opèrent mieux à un ratio S/P proche de $1/3$ que $3/1$. Le ratio S/P est donc variable selon la chaudière et l'humidité du combustible, avec des quantités d'air primaire généralement plus grandes que celles d'air secondaire, afin d'évaporer l'eau contenue dans le combustible.

Un système d'air équipé de contrôles automatiques de l'air forcé et de l'air induit permet d'assurer un meilleur contrôle de l'excès d'air et de la turbulence. De ce fait, les systèmes à tirage naturel et surtout les systèmes sans contrôle variable du taux d'air forcé sont moins susceptibles d'obtenir des efficacités de combustion élevées et de faibles taux d'émission de HAP. Ils répondent moins facilement aux variations rapides des conditions de combustion, et ne permettent pas d'optimiser celles-ci.

L'ajustement automatique de l'excédent d'air ne suffit pas à lui seul à assurer une bonne combustion des volatils. Lorsque l'humidité des résidus est élevée il faut insuffler de plus grandes quantités d'air primaire pour évaporer l'eau, ce qui a pour effet de baisser la température de combustion. L'utilisation de combustible d'appoint permet de maintenir des températures de combustion élevées.

Certains auteurs considèrent deux taux d'émission applicables aux chaudières: le taux d'émission en rythme de croisière, qui dépend de la conception même du système, et le taux d'émission en combustion ménagée (déficiency en oxygène), qui pourrait être supérieur au taux de croisière par un facteur de 100 au moins (EPA, 1987). Ce taux d'émission serait observé lors de l'allumage et lors des fluctuations de l'humidité du combustible ou de la température de combustion.

4.1.3.4 Conception et opération des brûleurs coniques

Dans leur plus simple expression, les brûleurs coniques sont des coques en acier surmontées d'un grillage et peuvent atteindre plus de 100 pieds de haut. Les brûleurs coniques les plus récents peuvent être équipés de systèmes d'air primaire et

secondaire, de couverture réfractaire et systèmes antipollution. De tels brûleurs sont peu répandus au Québec.

Les facteurs influençant l'efficacité de combustion dans les brûleurs sont l'étanchéité de la coque, le contrôle des systèmes d'air primaire et secondaire et la température de combustion (Corder et Atherson, 1970).

Le maintien d'une coque étanche, l'utilisation d'air primaire et secondaire et l'utilisation d'un étouffoir permettent de contrôler le tirage. L'emploi d'un plancher et d'une couverture réfractaire permettent d'accroître la température de combustion.

L'efficacité de combustion d'un brûleur conique est parfois améliorée en installant un système de recirculation des gaz de sortie, ou en équipant le brûleur de contrôles automatiques du système d'air. Ceux-ci sont connectés à un thermostat qui mesure la température des gaz de sortie.

L'utilisation de combustible homogène et de petite taille permet de limiter les variations en humidité du combustible et accélère la volatilisation de la matière ligneuse.

Finalement, le brûleur conique peut être équipé d'un système d'approvisionnement en combustible d'appoint, pour palier aux variations de l'efficacité de combustion.

4.1.4 Émissions de HAP

4.1.4.1 Formation des HAP par combustion

Les HAP résultent d'une combustion incomplète de composés organiques, notamment en conditions de combustion ménagée (en carence d'oxygène).

L'émission de suie est souvent un bon indicateur de l'émission de HAP, mais ces derniers peuvent parfois être émis sans suie. La formation de suie est toujours précédée par la formation de HAP. Ces HAP sont d'un poids moléculaire différent de ceux qui sont libérés pendant et après la formation de suie.

Il a été démontré que les HAP se forment à l'état gazeux, entre 400°C et 1 200°C et qu'ils se condensent à des températures inférieures à 200°C. En période de refroidissement, ils sont adsorbés par les particules qu'ils entourent (EPA, 1987).

Il a été démontré en laboratoire (Longwell, 1982) que la production de HAP par pyrolyse du toluène est maximale à 1 000-1 100°C et que les quantités produites décroissent par un facteur de 10 pour chaque accroissement de 200°C; or la combustion du bois implique la volatilisation des substances aromatiques du bois. L'oxydation partielle peut alors conduire à la formation de HAP. Il a aussi été dénoté que la conversion du Benzène en Naphtalène est défavorisée à des températures supérieures à 1 400°C. Il est donc généralement admis que les températures élevées limitent sévèrement la formation de HAP.

4.1.4.2 Principaux facteurs influençant l'émission de HAP

Les facteurs principaux influençant l'émission de HAP (EPA, 1987) sont la température de combustion, le temps de résidence des gaz dans la zone de combustion, l'efficacité de mélange de l'air et des gaz, le ratio air/combustible, et la taille des résidus.

L'EPA rapporte que les concentrations de HAP décroissent rapidement avec un accroissement de la température de combustion mais ne précise pas à quelle température les HAP disparaissent complètement.

La température des gaz de sortie est aussi importante pour le contrôle des émissions de HAP. Lorsqu'elle est supérieure à 200°C, les HAP sont émis sous forme gazeuse et ne sont pas collectables par les systèmes anti-pollution conçus pour filtrer les particules. Lorsque la température de sortie des gaz est autour de 200°C, les HAP sont adsorbés par les particules et sont collectés par le système anti-pollution.

Lors de la combustion, des particules de deux types sont émises: des matières organiques brûlées partiellement (principalement du carbone) et des cendres non combustibles. Ces dernières proviennent des matières inorganiques contenues dans les résidus de bois brûlés.

Les émissions particulaires sont composées à plus de 50% de particules carboniques (Barnett et Arnold, 1982). La taille de ces particules est variable mais reste en moyenne supérieure à celle des particules inorganiques. La taille de ces dernières peut atteindre le dixième de micron. Si l'on considère les particules inorganiques de 100 microns et moins, 80% de la masse émise est en-dessous de 10 microns et 10% en-dessous du micron (Brady et Jenkins, 1980). L'adsorption particulaire étant proportionnelle à la fréquence de collision entre les molécules de HAP et les particules en suspension dans l'air, on a pu démontrer un enrichissement préférentiel des particules de petit diamètre (EPA, 1987).

Les systèmes de combustion opérant à des températures élevées et ayant de longs temps de résidence des gaz sont peu susceptibles d'émettre des HAP. Si la température des gaz de sortie est inférieure à 200 °C et que de tels systèmes sont munis de collecteurs de particules efficaces dans les petits diamètres particulaires (les épurateurs humides ou les précipitateurs électrostatiques), les émissions atmosphériques de HAP seront minimales.

En situation de combustion ménagée, le contrôle automatique de l'apport d'oxygène et l'utilisation de combustible d'appoint permettront une recalibration du système plus rapide.

Lors d'une étude effectuée à Prince George, C.B. (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique, 1989), des températures de combustion supérieures à 922°C et des temps de résidence supérieurs à 3,2 secondes ont permis une destruction supérieure à 99,99% des chlorophénols qui avaient été ajoutés au combustible pour l'expérience. L'étude a aussi démontré une capacité de destruction des dioxines et des furanes de l'ordre de 99,999%. Lors de l'expérience, le benzo (a) pyrène est resté en-deçà des limites de détection.

4.2 Méthodologie retenue pour l'étude

4.2.1 Mandat

Le mandat de LEI était d'inventorier les chaudières à résidus de bois et les brûleurs coniques en opération au Québec, et de les documenter relativement aux facteurs influençant les émissions de HAP.

Les objectifs étaient multiples:

- documenter le type de déchets de bois utilisés ainsi que les pratiques de disposition des cendres;
- documenter la performance de combustion des installations inventoriées et l'efficacité de destruction des HAP lors de la combustion;
- évaluer l'applicabilité des facteurs d'émissions trouvés dans la littérature;
- identifier les besoins de développement de nouvelles technologies.

4.2.2 Note méthodologique

4.2.2.1 Description du secteur

Pour les fins de l'étude, on a défini un site potentiel d'émission de HAP comme étant une entreprise ou une division d'entreprise, située dans une communauté, et pratiquant l'incinération de résidus ligneux. Une compagnie papetière hypothétique ayant trois divisions situées dans trois villes aura été considérée comme trois sites potentiels d'émission, et trois scieries dans la même ville auront été considérées de même.

L'ensemble des sites d'incinération de résidus ligneux a été déterminé au moyen d'un inventaire, dont l'objectif était d'identifier les entreprises opérant des chaudières à résidus de bois (incluant les séchoirs) ou des brûleurs coniques. L'enquête ne concernant que l'incinération commerciale ou industrielle de résidus ligneux, les chaudières de récupération ("recovery boilers") n'ont pas été considérées.

Cet inventaire fut compilé à partir de plusieurs sources. Celles-ci comprennent certains bureaux régionaux du MENVIQ, la totalité des bureaux régionaux du Ministère de l'Énergie et des Ressources (MER), la liste des participants au programme FIRE, l'annuaire Lockwood - 1986 (1986 Lockwoods's Directory - Traveller's), l'annuaire canadien des Pâtes et Papiers - 1989 (Pulp & Paper Canada Annual Directory - 1989), et plusieurs manufacturiers de bouilloires à écorce. On trouvera aux Annexes 4.1 et 4.2, par région administrative et par localité, une compilation des entreprises ayant été retenues pour l'enquête.

Pour les chaudières à écorce, quatre secteurs industriels ont été identifiés. Ceux-ci sont le secteur papetier, le secteur scierie, le secteur manufacturier et le secteur institutionnel.

Ces secteurs sont différents sur la base de leurs besoins énergétiques et du type de résidus qu'ils incinèrent.

La fabrique de produits papetiers nécessitant de la vapeur, le secteur papetier est caractérisé par une demande en vapeur et une demande énergétique plus élevées que pour les autres secteurs. Les résidus incinérés sont variés et incluent des résidus de procédé, tels que des boues de décanteurs.

Les scieries et les manufactures sont caractérisées par des rejets de procédés qui leur sont propres (sciures pour les scieries, blocs de bois sec ou de contreplaqué pour les manufactures). Les scieries utilisent souvent des séchoirs à bois qui nécessitent la production de chaleur plutôt que de vapeur. Finalement, les institutions utilisent les résidus ligneux principalement pour fins de chauffage et sont caractérisées par une activité accrue l'hiver.

La majorité des brûleurs coniques sont opérés dans des scieries. Bien que certaines manufactures de contreplaqué ou de meubles en utilisent, celles-ci sont peu nombreuses. Les compagnies papetières faisant parfois l'acquisition de scieries, il existe certains brûleurs dont la responsabilité incombe au secteur papetier. Les autres scieries ont été regroupées selon la taille de l'entreprise, les PME importantes ayant plus de 50 employés.

4.2.2.2 Format de l'enquête

L'enquête a été effectuée au moyen d'un questionnaire, par cueillette postale. Elle fut parfois suivie d'une enquête téléphonique. L'ensemble des entreprises opérant des chaudières à écorce ou des brûleurs coniques a été contacté.

L'objectif des questionnaires était d'identifier le type de système de combustion et le type de collecteurs de poussières, et de documenter le type de système d'air, certaines variables de l'efficacité de combustion, et certaines pratiques d'opération.

Les résultats de l'enquête sont basés sur les données fournies par les participants. Le reste des sites potentiels d'émission n'ayant pu être documentés dans le cadre de cette enquête, il n'est pas possible de déterminer si les réponses des participants sont représentatives de l'ensemble. Pour cette raison, l'enquête ne peut fournir qu'une description qualitative et non probabiliste de la situation québécoise.

Les réponses à l'enquête ne s'appliquent pas à l'ensemble des installations de l'inventaire. Pour ce faire, il faudra suffisamment documenter le reste des sites potentiels d'émission pour démontrer, à l'aide de tests statistiques appropriés, que l'échantillon des réponses recueillies est représentatif de l'ensemble.

4.2.3 Analyse des données

4.2.3.1 Calibration des données

Les données contenues dans les questionnaires ont été compilées sur DBASE IV. Les réponses qualitatives ont été retranscrites sous forme de classes et les données numériques ont été uniformisées. Les quantités de résidus incinérés ont été converties en tonnes métriques sèches (TMS) et les quantités de cendres et poussières d'épurateurs produites en tonnes métriques (TM). La capacité des systèmes a été convertie en Mégawatts (MW) et les températures en degrés Celsius.

Les données générées par l'enquête sont de deux types: les données relatives et les données absolues. Les premières ont permis une description proportionnelle du secteur (pourcentage des quantités de résidus incinérés au Québec par une industrie, ou selon une pratique de gestion, etc.) alors que les données absolues sont le nombre d'entreprises actives, le nombre de chaudières/brûleurs actifs, la capacité globale du secteur et les quantités de résidus incinérés ou de cendres produites au Québec ou par secteur.

L'inventaire a permis d'identifier la majorité des entreprises opérant des chaudières ou des brûleurs (secteur actif) ainsi que des entreprises en ayant opéré mais étant présentement inactives. L'enquête a révélé, dans certaines des entreprises actives, la présence d'équipements non inventoriés. Il a donc été nécessaire de corriger l'inventaire des sites potentiels d'émission. Les données d'inventaire validées par l'enquête ont été utilisées à cette fin, tel que décrit dans la procédure d'évaluation des données absolues.

4.2.3.2 Procédure d'évaluation des données absolues

Les données absolues ont été calculées pour chaque secteur industriel. On a compté le nombre de sites potentiels d'émission à partir de l'inventaire préliminaire, puis on a considéré le nombre de sites validés par l'enquête (participants/répondants).

Parmi les répondants, on a calculé le pourcentage de sites rapportés inactifs, puis on a appliqué ce pourcentage à l'inventaire préliminaire, pour estimer le nombre de sites actifs pour le Québec. On a ensuite considéré le nombre moyen de chaudières/brûleurs par site rapportés actifs et l'on a appliqué cette valeur à l'estimation du nombre de sites actifs au Québec

pour évaluer le nombre de chaudières/brûleurs en activité pour tout le secteur de la combustion du bois.

Les données concernant les poussières d'épurateurs étaient peu abondantes et l'étude des réponses concernant les cendres a indiqué que ces dernières incluaient souvent les poussières d'épurateurs. Lorsque le répondant avait différencié entre les deux, on a cumulé les valeurs pour obtenir une quantité totale de cendres et poussières d'épurateurs (rejets solides). On a alors calculé, pour ceux qui avaient fourni ces données, le rapport moyen des quantités de cendres et poussières produites aux quantités de résidus incinérés et l'on a appliqué ce rapport à ceux des participants qui n'avaient pas fourni ces données. Finalement, la capacité moyenne (en MW) par chaudière a été calculée dans chaque secteur.

Comme les données sur les brûleurs coniques étaient peu nombreuses, il fut tenté de les compléter au moyen d'une enquête téléphonique. L'objectif de celle-ci était principalement de confirmer l'activité de certains brûleurs et de compléter les données sur les brûleurs documentés.

Lorsque les données le permettaient, les quantités de résidus incinérés qui n'avaient pas été fournies pour les brûleurs ont été évaluées en utilisant les quantités de cendre produites, et vice versa, à l'aide du rapport moyen de cendre à quantités de résidus incinérés.

4.2.3.3 Procédure d'évaluation des données relatives

Les réponses au questionnaire ont été décrites en stratifiant les données selon le secteur industriel, le type de résidu incinéré, le type de chaudière, le type de contrôle du système d'air, le type de système antipollution, et les pratiques d'opération.

L'importance de chaque classe a été exprimée en terme du pourcentage des quantités totales de résidus incinérés que la classe représentait, ou du pourcentage du nombre total de chaudières/brûleurs que la classe représentait.

4.3 Description du secteur chaudières à écorce

4.3.1 Consommation et capacité du secteur (données absolues)

On trouvera au Tableau 4.1 une description du nombre de chaudières rapportées en activité avec les quantités de résidus qui y seraient incinérés. On a aussi inclus une évaluation du nombre total d'installations qui seraient en opération pour l'ensemble des sites visés.

L'inventaire préliminaire des chaudières à écorce a identifié 123 sites potentiels d'émissions de HAP, dont 45 manufactures, 31 scieries, 36 papetières et 11 institutions. L'enquête a documenté 48 sites actifs (69 chaudières) soit 13 manufactures (23 chaudières), 12 scieries (19 chaudières), 19 papetières (22 chaudières) et 4 institutions (5 chaudières). Le nombre de sites où des chaudières à résidus de bois sont opérées au Québec serait de l'ordre d'une centaine, pour à peu près 150 installations.

L'inventaire des papetières ayant été effectué à partir d'annuaires industriels de l'année en cours (1989), on est en droit de supposer que l'information collectée est valide. De fait, seulement 5% de l'échantillon (1/20 répondants) était inactif.

Le nombre préliminaire de scieries était de 31. L'inventaire préliminaire ayant été fait à partir de plusieurs sources, il est possible que certaines répétitions soient passées inaperçues. Il est aussi possible que certaines informations aient été

TABEAU 4.1: CAPACITÉ ET CONSOMMATION DE RÉSIDUS LIGNEUX DES CHAUDIERES DOCUMENTÉES PAR L'ENQUETE

		SECTEUR				
		PAPETIER	SCIERIES	MANUFACTURES	INSTITUTIONS	TOTAL
PARTICIPATION A L'ENQUETE	NOMBRE DE SITES POTENTIELS D'EMISSION	36	31	45	11	123
	NOMBRE DE PARTICIPANTS (% DU NOMBRE DE SITES POTENTIELS)	20 (55 %)	14 (45 %)	17 (37 %)	7 (63 %)	58 (47 %)
	NOMBRE DE SITES ACTIFS (% DU NOMBRE DE PARTICIPANTS)	19 (95 %)	12 (86 %)	13 (76 %)	4 (57 %)	48 (82 %)
	NOMBRE DE CHAUDIERES DOCUMENTEES	22	19	23	5	69
RESULTATS DE L'ENQUETE	NOMBRE MOYEN DE CHAUDIERES PAR SITE	1,16	1,58	1,77	1,25	
	CAPACITE MOYENNE PAR CHAUDIERE (MW)	36,4	2,9	5,3	1,7	
	QUANTITES MOYENNES DE RESIDUS PAR CHAUDIERE (TMS*1000)	41,4	7,3	3,4	0,4	
	QUANTITES TOTALES RAPPORTEES DE RESIDUS (TMS*1000)	910,6	138,0	77,2	21,1	1 147,0
	QUANTITES TOTALES RAPPORTEES DE CENDRES ET POUSS. (TM*1000) ET (NOMBRE DE MESURES)	17,7 (14)	1,3 (19)	1,5 (16)	0,3 (5)	20,8 (54)
ESTIME POUR LE QUEBEC	ESTIME DU NOMBRE DE SITES ACTIFS AU QUEBEC	34	27	34	6	101
	ESTIME DU NOMBRE DE CHAUDIERES ACTIVES AU QUEBEC	39	43	60	8	150

périmées, au quel cas le nombre d'entreprises actives aurait été surévalué. Une brève enquête téléphonique parmi les non participants des secteurs scieries et manufactures a indiqué un taux d'inactivité de 30%, supportant l'hypothèse d'une surévaluation, puisque l'inactivité dans l'échantillon était de 14,3%.

L'inventaire des manufactures avait identifié 45 sites potentiels d'émission. Le taux d'inactivité dans l'échantillon était de 23,5%. L'enquête téléphonique confirme ce taux d'inactivité.

Les quantités rapportées de résidus incinérés par les répondants sont de 1 147 milliers de TMS. La capacité énergétique globale des chaudières documentées est de 985 MW soit autour de 0,8 MW par millier de TMS de résidus incinérés.

Les quantités rapportées de cendres et poussières générées par les répondants ont souvent été estimées par ceux-ci plutôt que mesurées. On a calculé le rapport des quantités de cendres produites aux quantités de résidus incinérés pour ceux des participants qui avaient fourni des données (54 chaudières).

L'analyse des résidus ligneux produisant rarement plus de 6% de matière inorganique dans les résidus, les rapports supérieurs ou égaux à 10% ont été rejetés et un rapport moyen a été calculé (2,2%). Il a été appliqué aux quantités totales de résidus incinérés, pour estimer les quantités de cendres produites par les répondants. Ces quantités seraient de l'ordre de 26 000 TM/an.

4.3.2 Description relative du secteur chaudières à écorce

4.3.2.1 Analyse du secteur global

i) Types de résidus

L'importance du type de résidus pour les émissions de HAP est reliée à la taille des particules et à leur humidité. Plus les particules de combustible sont grosses et humides, et plus l'efficacité de combustion risque de baisser, créant une situation propice à l'émission de HAP. De plus, les résidus résineux sont plus susceptibles d'accroître les émissions de HAP que les résidus feuillus, à cause de leur contenu naturel en composés organiques.

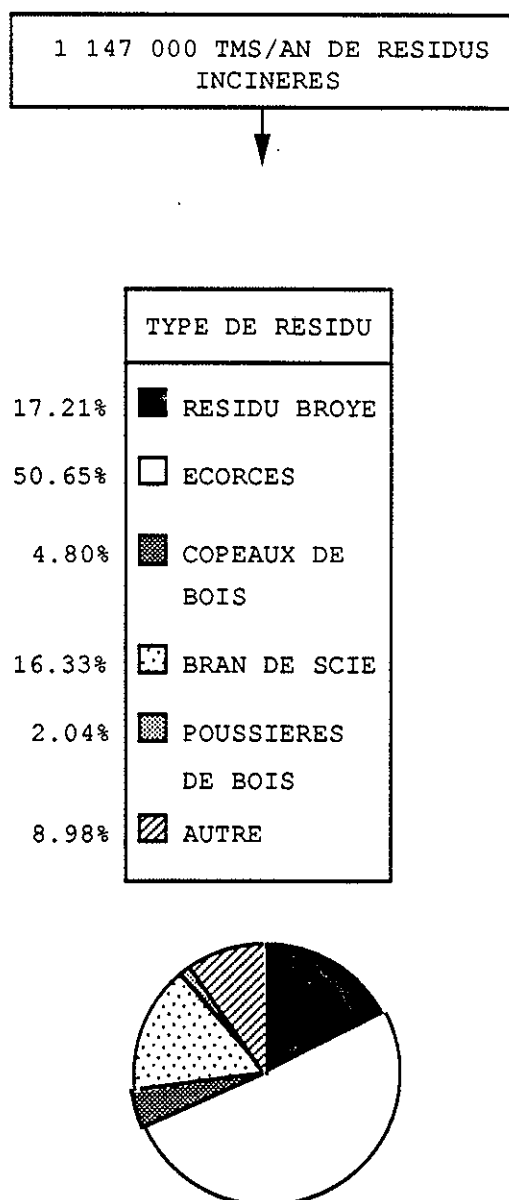
Les types de résidus incinérés dans les chaudières à écorce ont été identifiés en fonction de leur nature et de la taille des particules. Six classes ont été utilisées: les poussières de bois (sciure très fine), le bran de scie, les copeaux de bois, les résidus broyés (passés dans un broyeur appelé cochon ou "Hog"), les écorces et les résidus ne correspondant à aucune de ces classes (classe "autre").

La classe des résidus broyés regroupe les résidus qui ont été identifiés comme tel exclusivement. Les "autres" résidus sont variés et dépendent du secteur industriel. Ce sont des boues de décanteurs, des rejets de procédé ou des résidus de dragage pour le secteur papetier, des planures pour les scieries et des lattes, blocs et morceaux de contreplaqué pour les manufactures.

La Figure 4.1 illustre l'importance de chaque type de résidu en terme du pourcentage poids de résidu brûlé qu'il représente. Les combustibles principaux sont les écorces, le bran de scie et les résidus broyés.

COMBUSTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCE SELON LE TYPE DE RÉSIDUS INCINÉRÉS

Figure 4.1



L'espèce des résidus (bois franc, bois mou, etc.) n'a pas été précisée pour 27,5% des quantités totales de résidus incinérés. Le reste de la combustion est répartie à peu près également entre résineux, mélangés et feuillus.

L'humidité moyenne du combustible des papetières était de 54,5%. Celle du combustible des scieries était de 38,7% et celle du combustible des manufactures de 30,5%. L'humidité moyenne des résidus totaux incinérés est de 44,7%, avec un maximum de 60% et un minimum de 7%. Le secteur papetier étant le principal consommateur de résidus ligneux, la majorité des résidus incinérés ont un taux d'humidité supérieur à 50%.

ii) Types de chaudières

a- Conception de la chaudière

Les chaudières ont été regroupées en six classes: les fours hollandais ("Dutch oven"), les foyers mécaniques ("stokers"), les chaudières à ballons, les chaudières à fluide thermique, les chaudières ignitubulaires ("Firetube HRT"), et celles dites à lit fluidisé. Les équipements décrits ou identifiés de manière ambiguë ("chaudière à eau chaude", boîte à feux", ...) ont été regroupés dans la classe "sans réponse".

On trouvera à l'Annexe 4.3 une illustration du four hollandais, du foyer mécanique, de la chaudière ignitubulaire et de la chaudière à lit fluidisé.

Le four hollandais était la norme durant les années 1940 (Junge, 1975). Une combustion incomplète est effectuée dans la chambre primaire et complétée dans la chambre secondaire. Ce type de système, de par sa conception, répond lentement aux changements de la demande en vapeur. De plus le flux d'air primaire est

dépendant de l'épaisseur du tas de résidus en combustion, ce qui fait que l'efficacité de combustion baisse lorsque le combustible est humide et le tas épais. L'alimentation du combustible par-dessus le tas ne favorise pas une efficacité de combustion constante. Ce type de système est de par sa conception, mal adapté aux situations fluctuantes.

Le système d'alimentation en combustible des foyers mécaniques est conçu pour répandre mécaniquement ou pneumatiquement une couche uniforme de combustible sur la trémie. Les grosses particules tombent sur la trémie et les petites particules brûlent en suspension. Ce type de système répond rapidement aux changements de la demande en vapeur mais le taux d'entraînement particulaire est élevé. Cet effet serait réduit lorsque le combustible est alimenté par en-dessous, avec une vis sans fin.

Les chaudières à ballons sont des modèles datant d'avant la dernière guerre mondiale. La qualité du système dépend des modernisations qui y ont été apportées. Ce type de système n'est pas documenté dans la littérature, mais serait similaire au four hollandais.

Les chaudières à fluide thermique étaient toutes équipés de contrôles automatiques des deux systèmes d'air et de la sortie des gaz. La vapeur est remplacée par du fluide thermique dont la chaleur est utilisée dans les séchoirs à bois.

Dans les chaudières ignitubulaires, la combustion des produits de volatilisation du bois est effectuée dans un tube à feu. Celui-ci passe dans le réservoir d'eau de la chaudière, contrairement aux chaudières aquatubulaires, où des tubes d'eau sont situés dans le foyer.

Les chaudières à lit fluidisé sont en fait des chaudières où le combustible ligneux est incinéré en suspension, dans l'air de combustion. Il s'agit techniquement parlant de brûlage en suspension plutôt qu'en lit fluide. Ce type de système nécessite de fines particules de combustible et favorise l'entraînement particulaire.

L'efficacité de combustion moyenne a été calculée à partir de ceux des répondants qui avaient fourni des valeurs fiables (<80% d'efficacité de combustion). Ceux-ci représentaient 32,5% de l'échantillon et provenaient presque exclusivement du secteur papetier. L'efficacité de combustion moyenne dans le secteur papetier était de 62%.

L'émission de HAP est directement reliée à la température de combustion et au temps de résidence des gaz. Seulement 24% des répondants ont pu énoncer la température de combustion de leur système. Les valeurs avancées étaient échelonnées entre 355°C et 987°C, la moyenne étant de 670°C. Seulement 16% ont pu énoncer le temps de résidence des gaz dans leur système. Les valeurs variaient entre 1,5sec et 4sec, avec une moyenne de 2,7sec. Seulement 6% étaient en mesure de fournir des données pour les deux paramètres en même temps, si bien que les données concernant les temps de résidence et la température de combustion ne sont présentées ici qu'à titre indicatif.

Un certain nombre de chaudières ont été modernisées. Celles-ci représentent 14% du secteur global mais proviennent principalement du secteur papetier. En fait 36% des chaudières du secteur papetier ont été modernisées, et sont pour la majorité des foyers mécaniques.

On trouvera à la Figure 4.2 une description de l'importance relative de chaque type de chaudière en fonction des quantités totales incinérées.

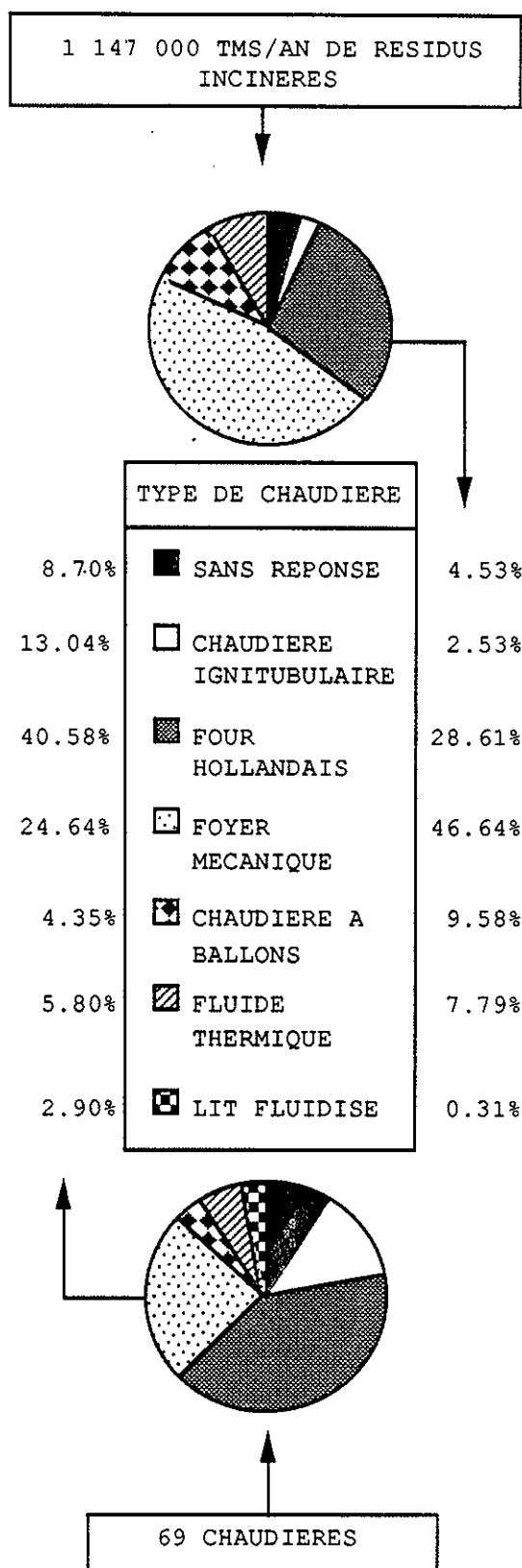
Bien que le four hollandais représente 40% du nombre de chaudières en opération, il ne représente que 28% de la combustion du secteur. A l'inverse, le foyer mécanique ne représente que 24% du nombre de chaudières mais compte pour 46% de la combustion. Les autres systèmes de combustion importants sont la chaudière à fluide thermique (rencontrée surtout dans les séchoirs des scieries) et la chaudière ignitubulaire. Cette dernière représente 13% du nombre de chaudières mais seulement 2,5% de la combustion.

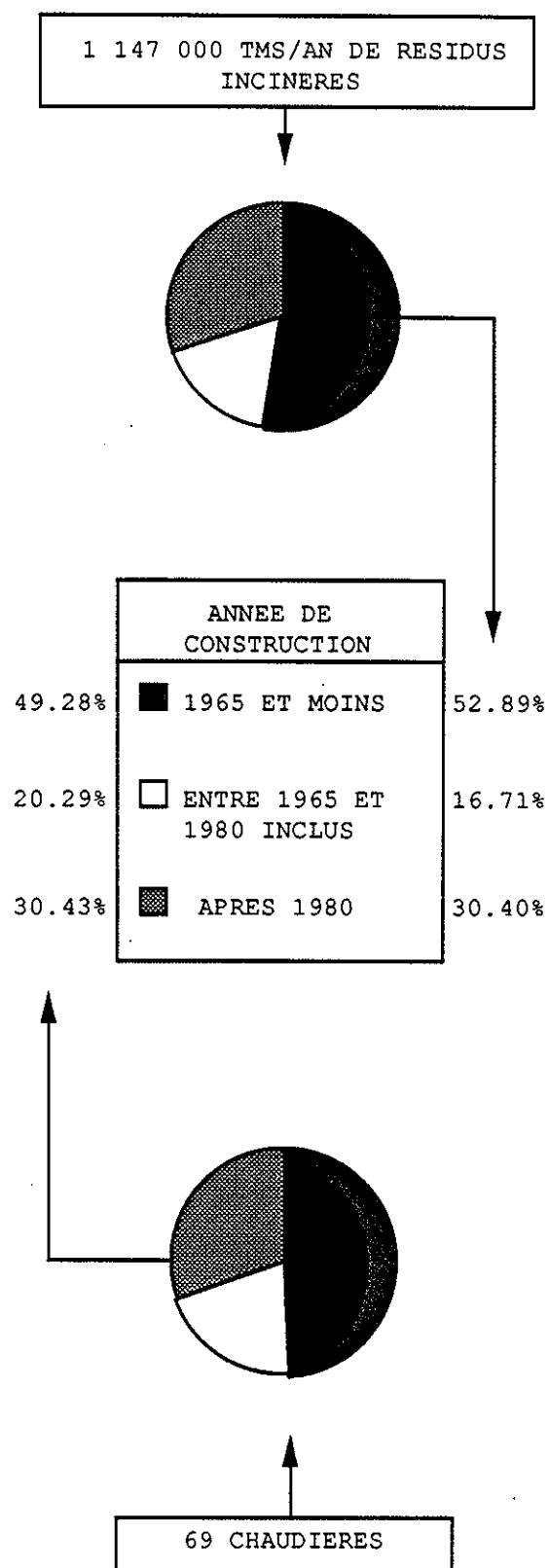
L'évaluation du secteur en fonction des systèmes de combustion devrait aussi tenir compte de l'année de construction, du type de contrôle du système d'air et du type de collecteurs de poussières utilisés.

Les systèmes datant de plus de 20 ans sont susceptibles d'être associés à des émissions de HAP plus élevées que les autres systèmes. La Figure 4.3 montre que la moitié des systèmes datent d'avant 1965 et le tiers d'après 1980. Ces proportions sont aussi valides pour la combustion, mais ne tiennent pas compte de l'année de modernisation, celle-ci n'ayant souvent pas été précisée.

DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCE EN FONCTION DU TYPE DE CHAUDIÈRES

Figure 4.2



**DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCE EN FONCTION
DE L'ANNÉE DE CONSTRUCTION****Figure 4.3**

b- Contrôle du système d'air

Le contrôle automatique du système d'air permet, lorsque les variables de la combustion changent, de ramener le système à une efficacité de combustion optimale plus simplement que les autres types de contrôle, permettant ainsi la réduction des émissions de HAP. Pour évaluer les capacités de contrôle du système d'air, quatre classes ont été utilisées. Celles-ci sont les systèmes automatiques avec contrôle du tirage, les systèmes automatiques avec tirage naturel, les systèmes manuels à tirage naturel et les systèmes mixtes.

Les systèmes automatiques avec contrôle du tirage sont équipés d'un système d'air primaire et secondaire et de contrôle des gaz de sortie. Au moins l'un des trois contrôles est automatique.

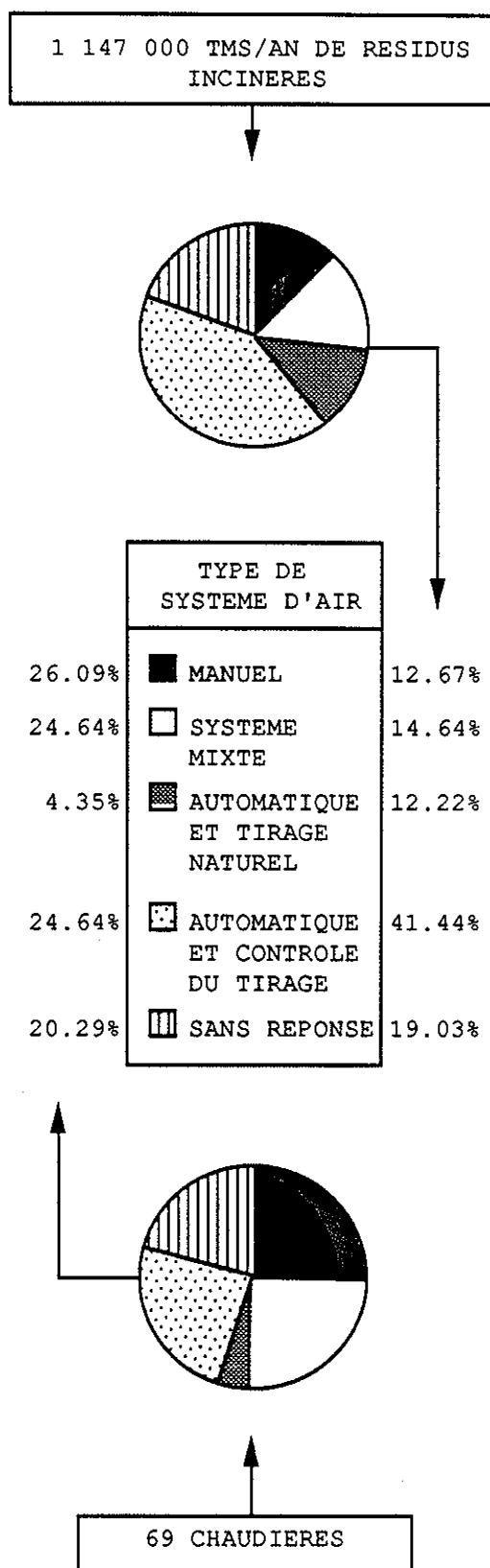
Les systèmes automatiques à tirage naturel sont équipés d'air primaire et secondaire, avec 2 contrôles automatiques et tirage naturel. Les systèmes manuels à tirage naturel sont équipés d'air primaire et/ou secondaire avec un ou deux contrôles manuels et tirage naturel.

Finalement les systèmes mixtes sont équipés soit d'air primaire et secondaire avec contrôle du tirage et trois contrôles manuels, soit d'air primaire ou secondaire avec contrôle automatique et tirage naturel, soit d'air primaire et secondaire avec tirage naturel et un contrôle automatique et l'autre manuel.

Le type de contrôle du système d'air n'était pas identifié pour 20% des chaudières et de la combustion (Figure 4.4). 25% des chaudières sont automatiques avec contrôle du tirage et représentent 40% de la combustion, alors que 50% des chaudières sont manuelles à tirage naturel ou sont des systèmes mixtes et représentent 25% de la combustion.

DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCE EN FONCTION DU TYPE DE CONTRÔLE DU SYSTÈME D'AIR

Figure 4.4



c- Systèmes anti-pollution

Lorsque les températures de sortie des gaz sont basses (autour de 200°C), les HAP sont adsorbés sur les particules, avec une préférence pour les petits diamètres, et sont collectés par le système anti-pollution utilisé. Les chaudières équipées de systèmes anti-pollution efficaces dans les petits diamètres particulaires seraient mieux adaptées au contrôle des émissions de HAP émis en phase d'adsorption particulaire.

Les principaux types de collecteurs de poussières applicables aux chaudières à écorce sont les cyclones, les épurateurs humides, les précipitateurs électrostatiques et les dépoussiéreurs à manches (Barnett et Arnold, 1982).

Les collecteurs de poussières mécaniques, encore appelés cyclones, utilisent la force centrifuge pour collecter les particules. Ce sont les moins performants des différents types de systèmes existant, pour le contrôle des émissions de HAP. L'efficacité de ce type de système s'accroît avec la taille des particules. Sur les chaudières modernes, cette technologie est surtout utilisée pour collecter les poussières qui seront réinjectées dans le foyer avec les résidus, ou pour nettoyer les gaz avant le mécanisme d'épuration finale.

Les épurateurs humides utilisent un jet liquide pour capter les particules. L'efficacité du collecteur dépend de sa perte de charge et des quantités de particules émises. Les épurateurs humides à haute énergie (perte de charge de 3,7 kPa à 6,5 kPa) sont plus efficaces que ceux à énergie moyenne (<2 kPa). Cette technologie est assez performante dans les petits diamètres particulaires (W. Bartok et al, 1988).

Les précipitateurs électrostatiques (PES) chargent électriquement les particules et les collectent sur une électrode de polarité opposée, d'où elles sont ensuite délogées. Le PES est efficace dans les petits diamètres particulaires mais il est peu utilisé pour les résidus de bois parce que la résistivité des particules de cette provenance est faible.

De tous ces systèmes, le dépoussiéreur à manche est le plus efficace pour la collection particulaire mais il est inutilisable pour les résidus de bois. Il en est ainsi pour deux raisons: les risques d'incendie sont élevés et le contenu en humidité des émissions gazeuses favorise la formation d'emplâtres.

Les collecteurs de poussières utilisés au Québec incluent principalement les cyclones simples, les cyclones multiples et les épurateurs humides ("venturis, wet scrubbers") installés seuls ou en combinaison. Un précipitateur électrostatique a été rapporté mais n'a pu être inclus, car certaines données essentielles dont celles sur les quantités de résidus étaient manquantes.

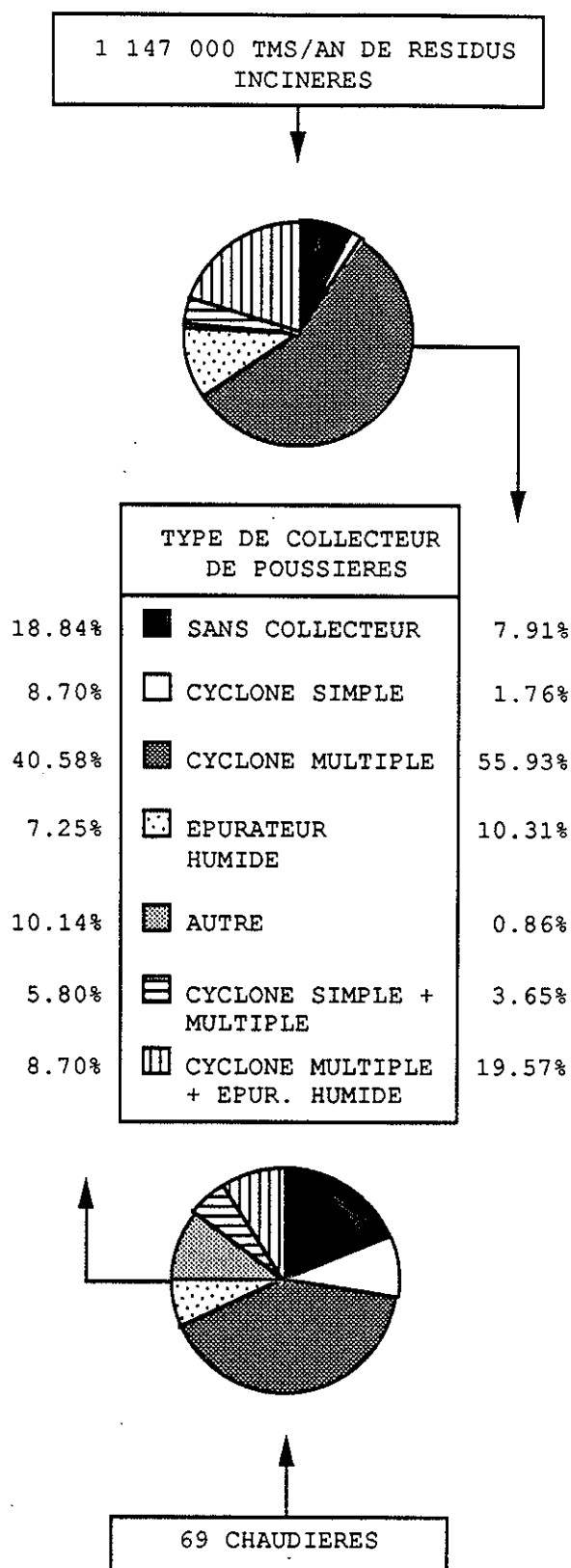
La Figure 4.5 montre que le système anti-pollution le plus répandu est le cyclone multiple (seul: 40% des chaudières, 55% de la combustion; en combinaison avec un autre système: 13% des chaudières, 19% de la combustion). En fait 75% de la combustion prend place dans des systèmes équipés de cyclones multiples. 19% des chaudières sont opérées sans collecteurs, pour 8% de la combustion.

iii) Pratiques d'opération

Les systèmes de combustion opérés en continu étant moins susceptibles de faire varier les facteurs influençant l'efficacité de combustion que les systèmes utilisés sur une base

DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCE EN FONCTION DU TYPE DE COLLECTEUR DE POUSSIÈRES

Figure 4.5



irrégulière, les pratiques d'opération ont été examinées en fonction du nombre de jours d'opération par année (Figure 4.6).

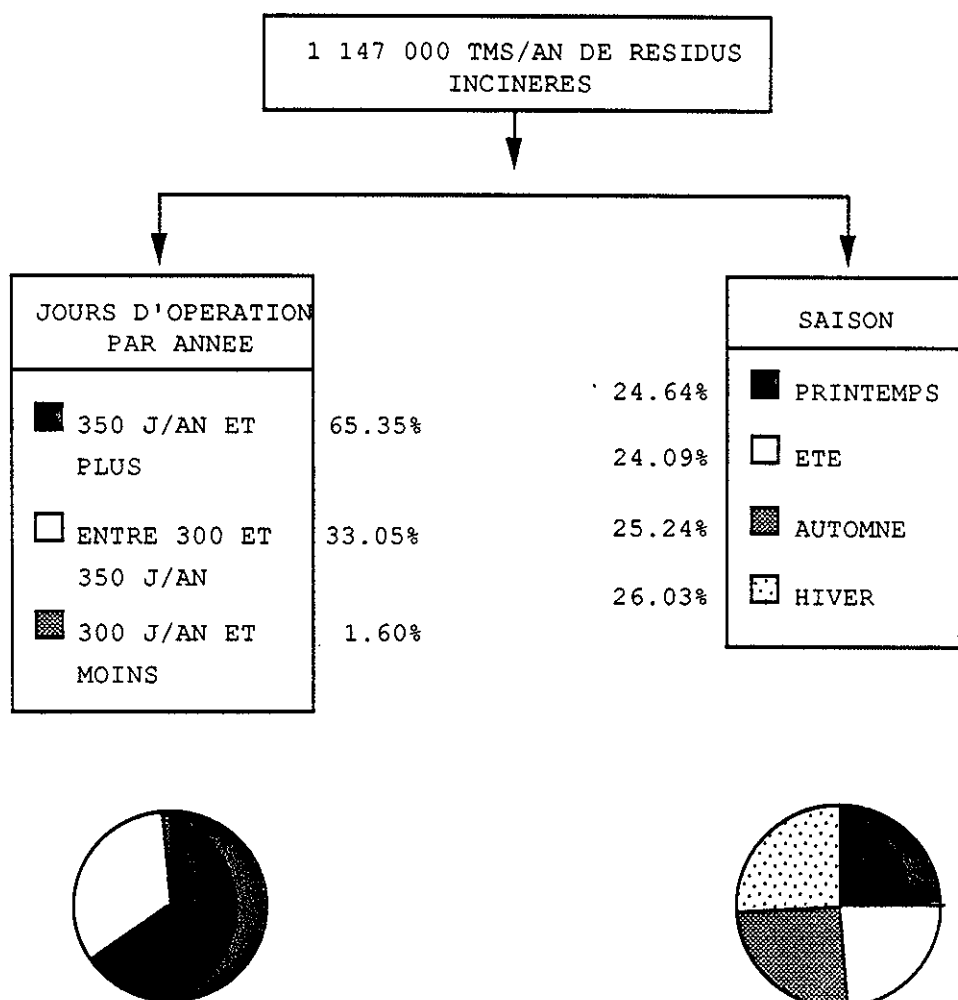
65% de la combustion se fait en régime continu, avec interruption de deux semaines ou moins l'été. 33% de la combustion se fait dans des systèmes opérés entre 300 et 350 jours par an. Les systèmes opérés 5 jours par semaine ou quelques mois par année sont rares. Dû à l'importance relative du secteur papetier (77,5% de la combustion de résidus) qui opère en continu, la combustion reste constante à l'année.

Les autres pratiques d'opération ayant un impact sur les émissions de HAP sont la procédure d'allumage, la procédure d'ajustement aux changements de la demande en vapeur et le mode de gestion des cendres et des poussières de collecteurs. L'importance relative de ces pratiques est présentée à la Figure 4.7.

La procédure d'allumage la plus répandue est l'utilisation de mazout ou de gaz naturel comme combustibles d'appoint. Concernant les changements de régime, les chaudières opérés à régime constant représentent 49% de la combustion. Ces chaudières sont moins susceptibles d'être en situation fluctuante et devraient avoir des émissions de HAP constantes si les résidus ne changent pas.

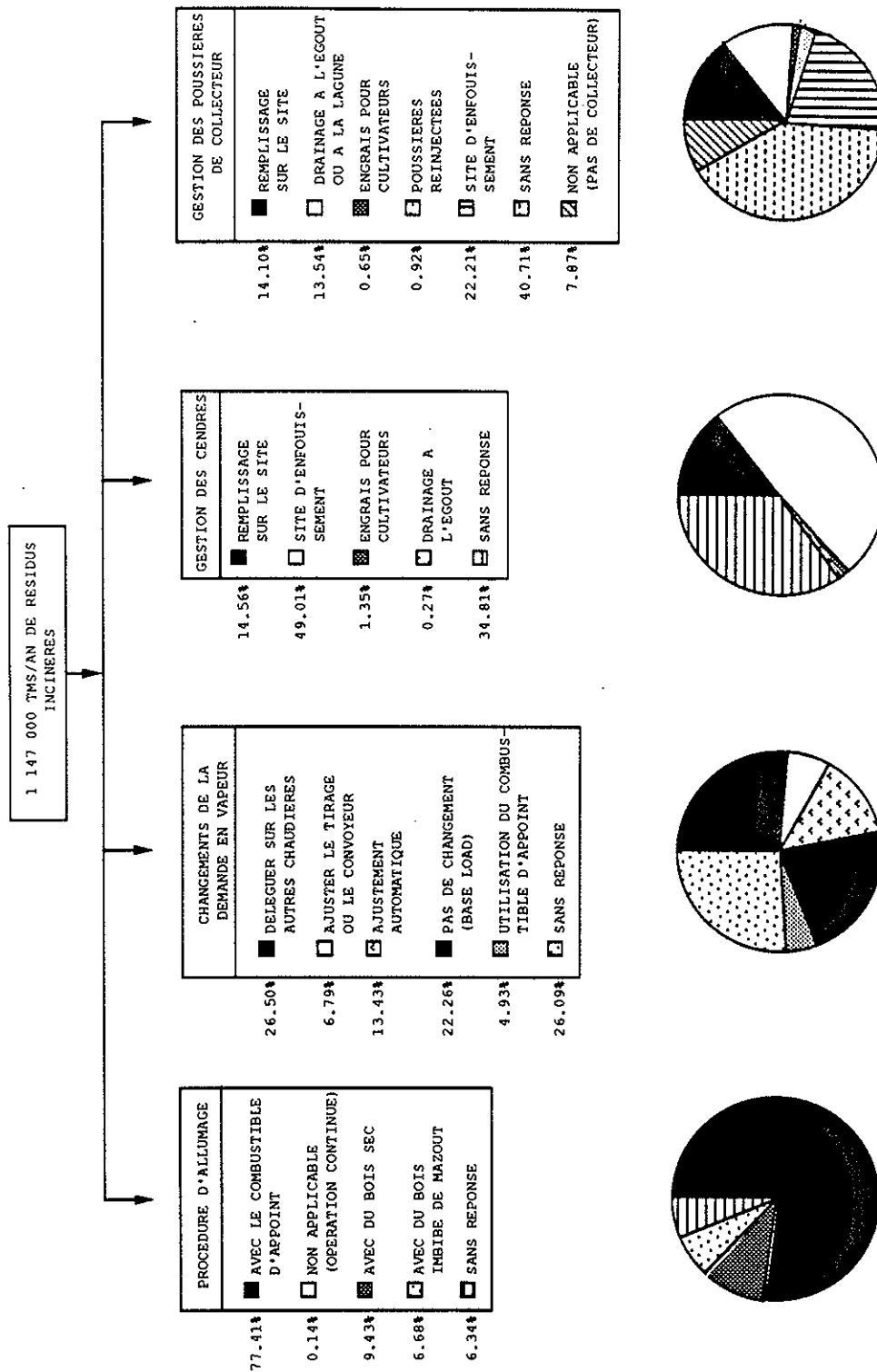
En situation fluctuante et en combustion ménagée, l'utilisation du combustible d'appoint et l'ajustement automatique permettent de stabiliser l'efficacité de combustion plus rapidement que l'ajustement du tirage ou de la vitesse du convoyeur. Cette dernière approche est la plus problématique pour le contrôle des émissions de HAP mais ne représente que 6,8% de la combustion.

La procédure de gestion des cendres la plus répandue est l'enfouissement sanitaire, puis l'épandage sur la propriété. Cette

**DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCES EN FONCTION
DE LA FRÉQUENCE D'OPÉRATION****Figure 4.6**

DESCRIPTION DU SECTEUR CHAUDIÈRES À ÉCORCE EN FONCTION DES PRATIQUES DE GESTION

Figure 4.7



tendance est similaire pour la gestion des poussières de collecteurs, cependant les systèmes humides impliquent un mode spécifique de gestion des poussières. Le drainage des eaux d'épuration usées à la lagune ou à l'égoût représente 13% de la combustion, mais cette proportion est possiblement sous-estimée, puisque la majorité des utilisateurs d'épurateurs humides n'ont pas répondu à cette question (à peu près 20% de la combustion).

Il a été démontré (Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien, 1988) que le taux de disparition des HAP dans le sol antérieurement traité avec des résidus de raffinerie était très bas. Les HAP de faible poids moléculaire semblent, d'après cette étude, se dégager facilement du sol alors que les HAP de poids moléculaire élevé ne subissent pas de baisse substantielle (> 50%) sur 200 jours d'observation.

Cette étude a aussi identifié la possibilité d'une correspondance entre les taux de HAP élevés dans la nappe phréatique et ceux du sol traité, suggérant que les sites d'épandage seraient en fait des sources d'émission de HAP.

La réinjection des cendres a pour effet d'accroître les émissions particulières. Bien que cette pratique ait été rapportée par quelques répondants, elle n'avait pas été questionnée lors de l'enquête. La réinjection des cendres ne représente que 1% de la combustion québécoise, pourtant cette pratique est assez courante d'après Barnett et Arnold (1982).

4.3.2.2 Analyse des systèmes de combustion

Les types de chaudières décrits à la section iii) ont été examinés en fonction du contrôle du système d'air et des collecteurs de poussières dont ils étaient équipés. Cette évaluation est présentée aux Figures 4.8 et 4.9 pour le four

hollandais et le foyer mécanique. Les chaudières à ballons, ignitubulaires, à lit fluidisé et à fluide thermique n'y ont pas été incluses à cause de la simplicité de leur statut.

Les chaudières ignitubulaires sont relativement peu importantes en terme de combustion (2,53%). 50% de ces chaudières sont opérées sans collecteurs de poussière et 40% avec des cyclones multiples. Ces chaudières sont manuelles avec tirage naturel ou mixte.

Toutes les chaudières à ballons inventoriées (10% de la combustion) étaient équipées de cyclones multiples. Le contrôle de leur système d'air n'a pas été décrit pour la majorité sauf une, qui était automatique avec contrôle du tirage.

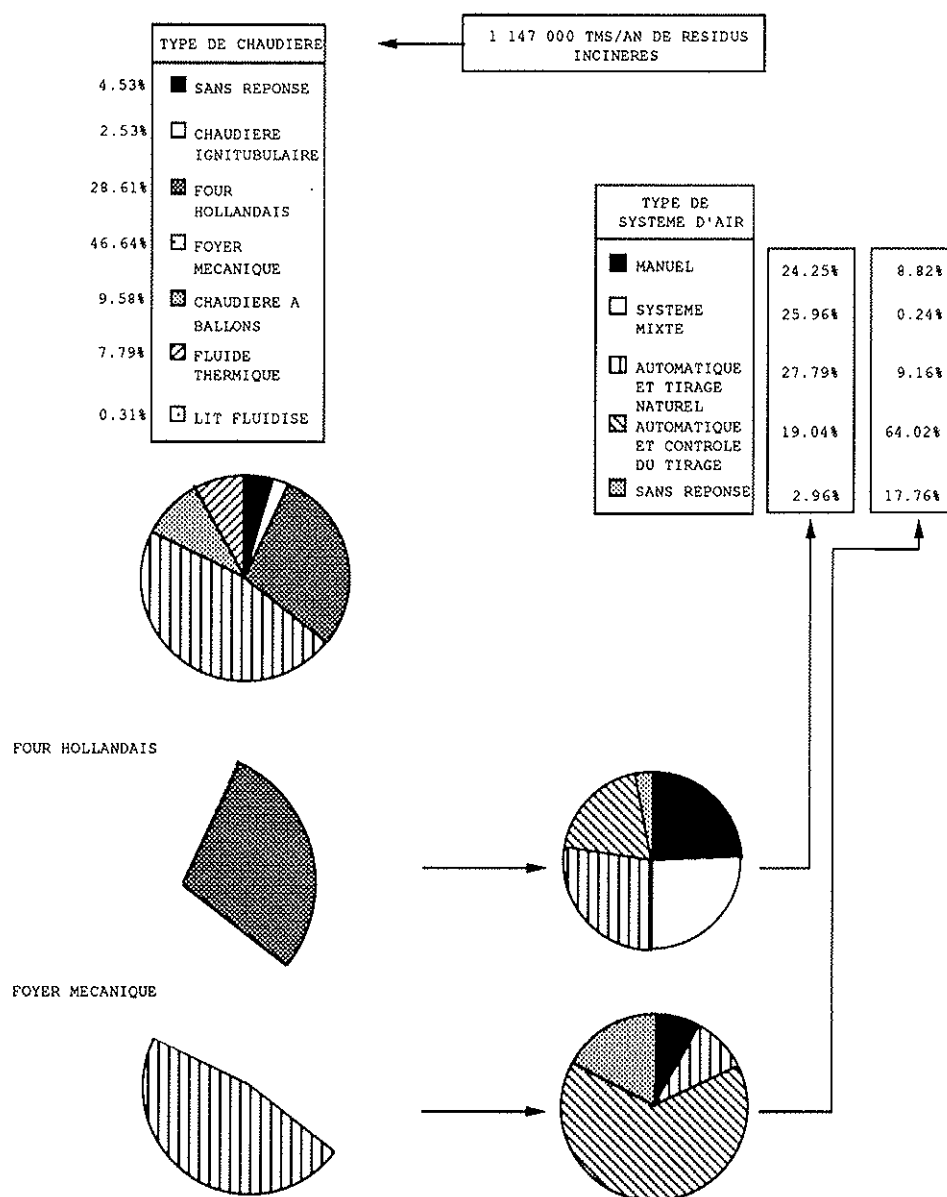
Les chaudières à lit fluidisé (0,3% de la combustion), sont équipées de cyclones multiples. Le contrôle du système d'air n'était pas précisé.

Les chaudières à fluide thermique représentent 7,8% de la combustion du secteur chaudière. 69,5% de ces quantités sont incinérées dans des systèmes automatiques avec contrôle du tirage et 30,5% dans des systèmes mixtes. Toutes ces chaudières sont équipées de cyclones, principalement multiples.

Les fours hollandais représentent 29% de la combustion. Toutes les possibilités de contrôle du système d'air sont représentées et ce, en proportions égales. Les systèmes de collecteurs particuliers privilégiés sont le cyclone multiple (43% de la combustion dans les fours hollandais), l'épurateur humide (20%), le cyclone multiple en combinaison avec le cyclone simple (11,5%) et l'absence de collecteur (22% de la combustion dans les fours hollandais).

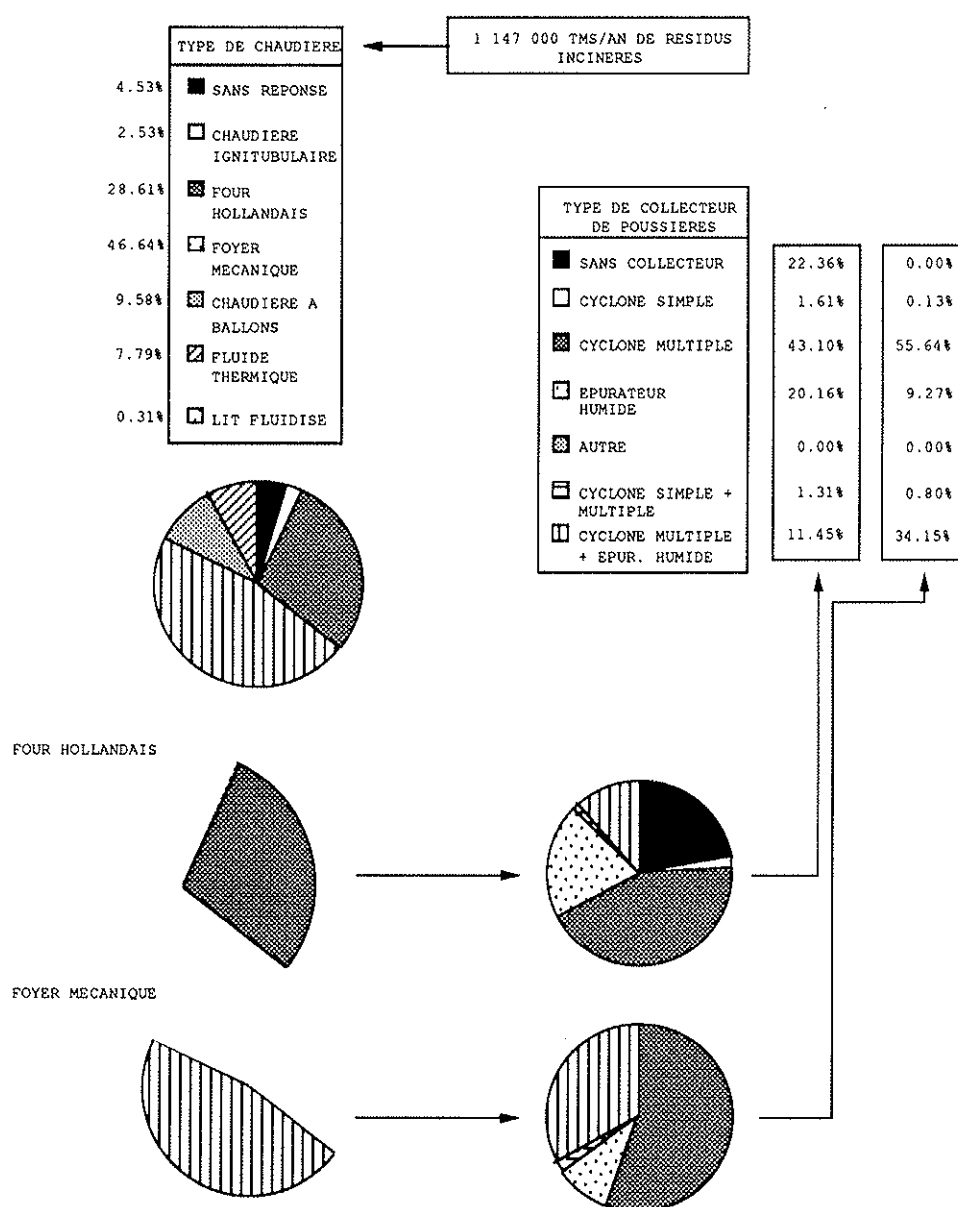
DESCRIPTION DES CHAUDIÈRES PRINCIPALES SELON LE TYPE DE SYSTÈME D'AIR

Figure 4.8



DESCRIPTION DES CHAUDIÈRES PRINCIPALES SELON LE TYPE DE COLLECTEUR DE POUSSIÈRES

Figure 4.9



Les foyers mécaniques existent en différents formats. Ceux de grosses capacités rencontrés dans le secteur papetier sont équipés de contrôles automatiques du système d'air et du tirage. Ceux de petits formats sont principalement manuels à tirage naturel ou mixtes. Tous les foyers mécaniques sont équipés de collecteurs de poussières. Le plus répandu est le cyclone multiple (55% de la combustion seule et 34% en combinaison). L'épurateur humide représente 9% de combustion dans les foyers mécaniques seul, et 34% en combinaison avec le cyclone multiple.

4.3.2.3 Analyse des secteurs industriels

La description des chaudières utilisées dans les différents secteurs industriels est présentée à la Figure 4.10. La description des secteurs industriels en fonction du type de système d'air est présentée à la Figure 4.11 alors que la Figure 4.12 décrit les mêmes secteurs en fonction du type de collecteur de poussières. Les types de résidus utilisés sont décrits à la Figure 4.13.

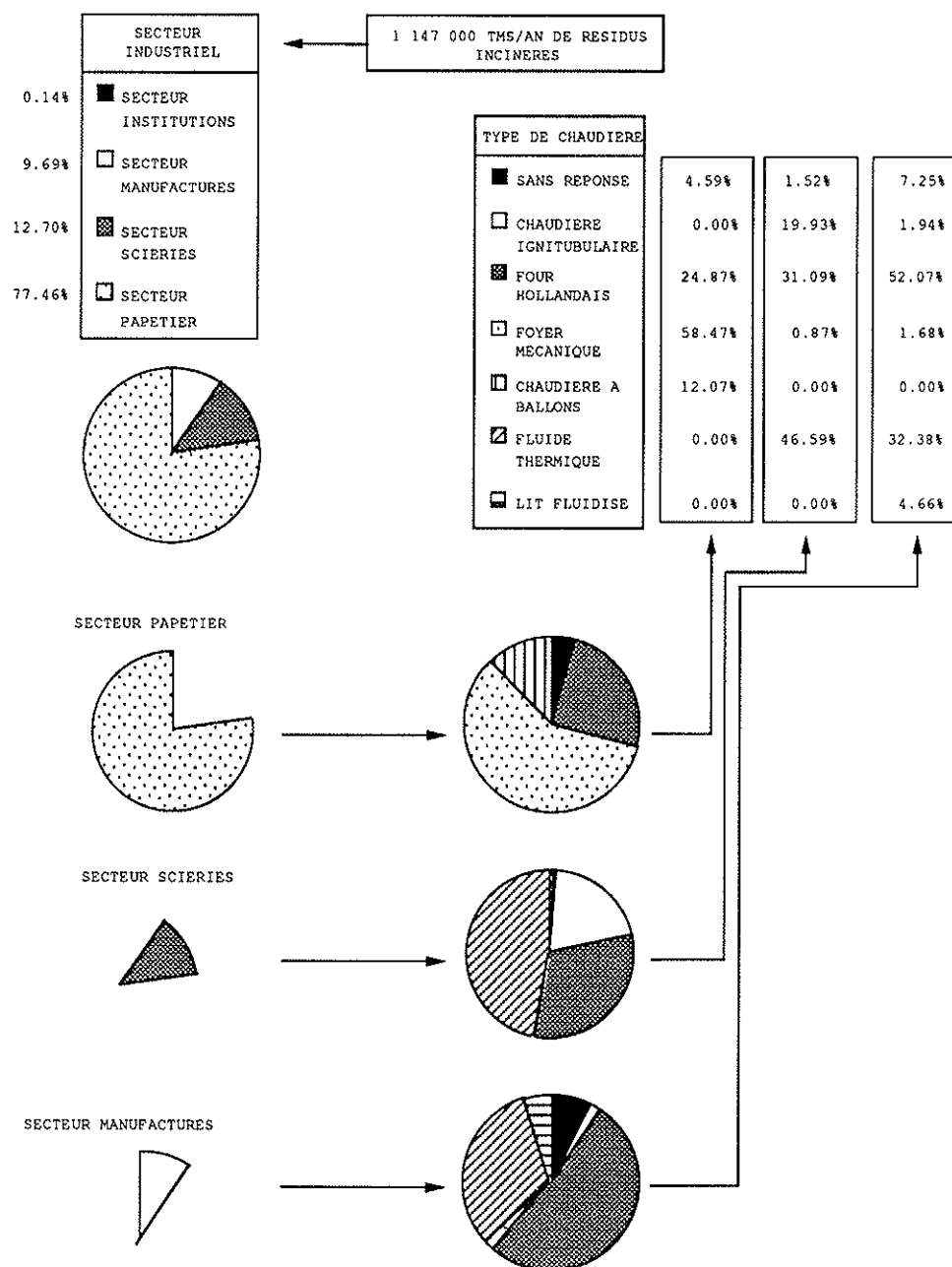
i) Secteur papetier

Le secteur papetier représente 77,5% de la combustion du secteur chaudière. Dans le secteur papetier, 60% de la combustion est effectuée dans des foyers mécaniques, 25% dans des fours hollandais, et 12% dans des chaudières à ballons. 27% des quantités incinérées le sont dans des systèmes modernisés, soit à peu près la moitié des foyers mécaniques.

Les systèmes de combustion pour lesquels le système d'air n'était pas décrit comptaient pour 20% de la combustion du secteur. 41,5% du reste de la combustion prend place dans des systèmes automatiques avec contrôle du tirage. Les autres modes de contrôle du système d'air comptent chacun pour à peu près 10%.

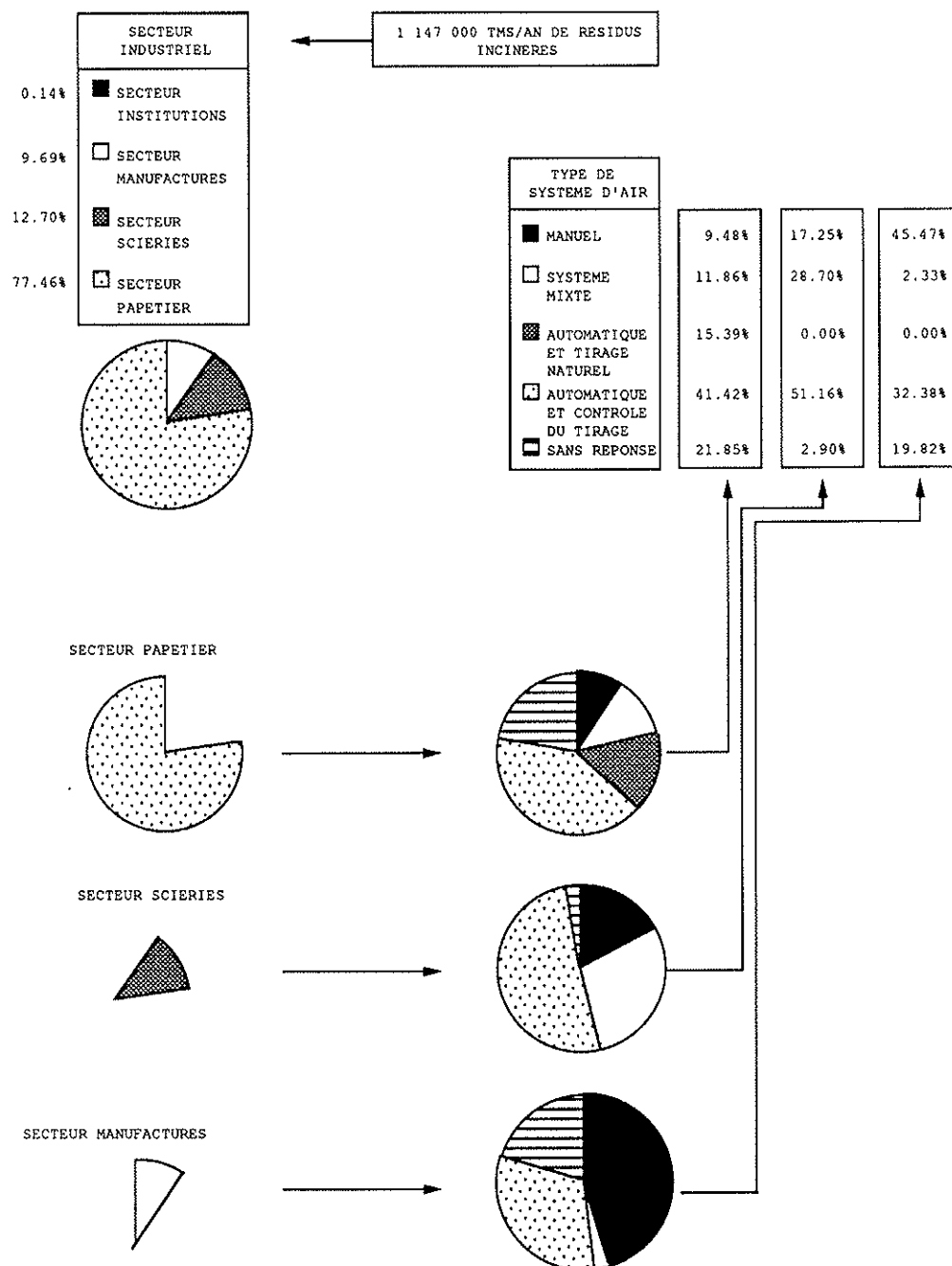
DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE CHAUDIÈRES

Figure 4.10



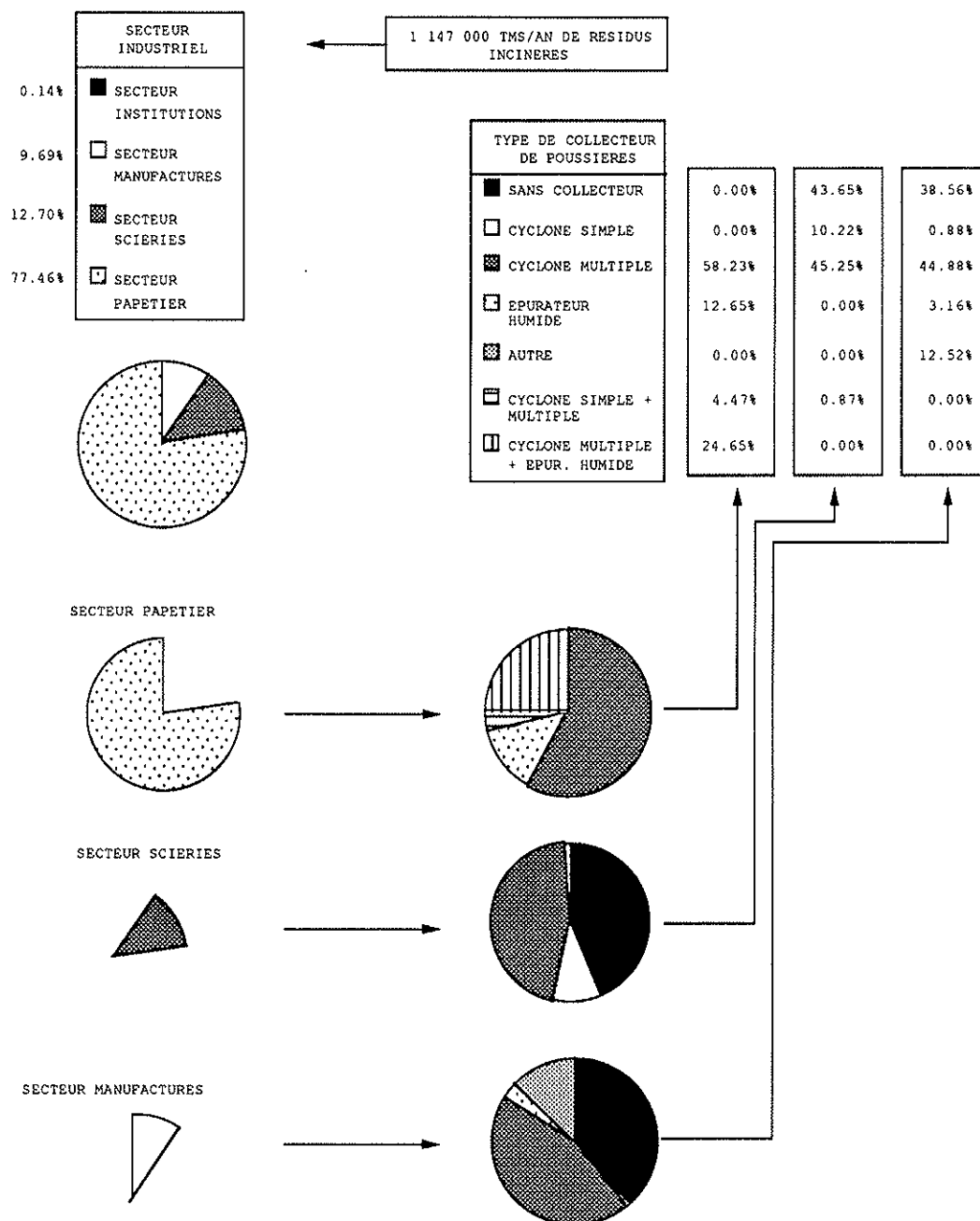
DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE SYSTÈME D'AIR

Figure 4.11



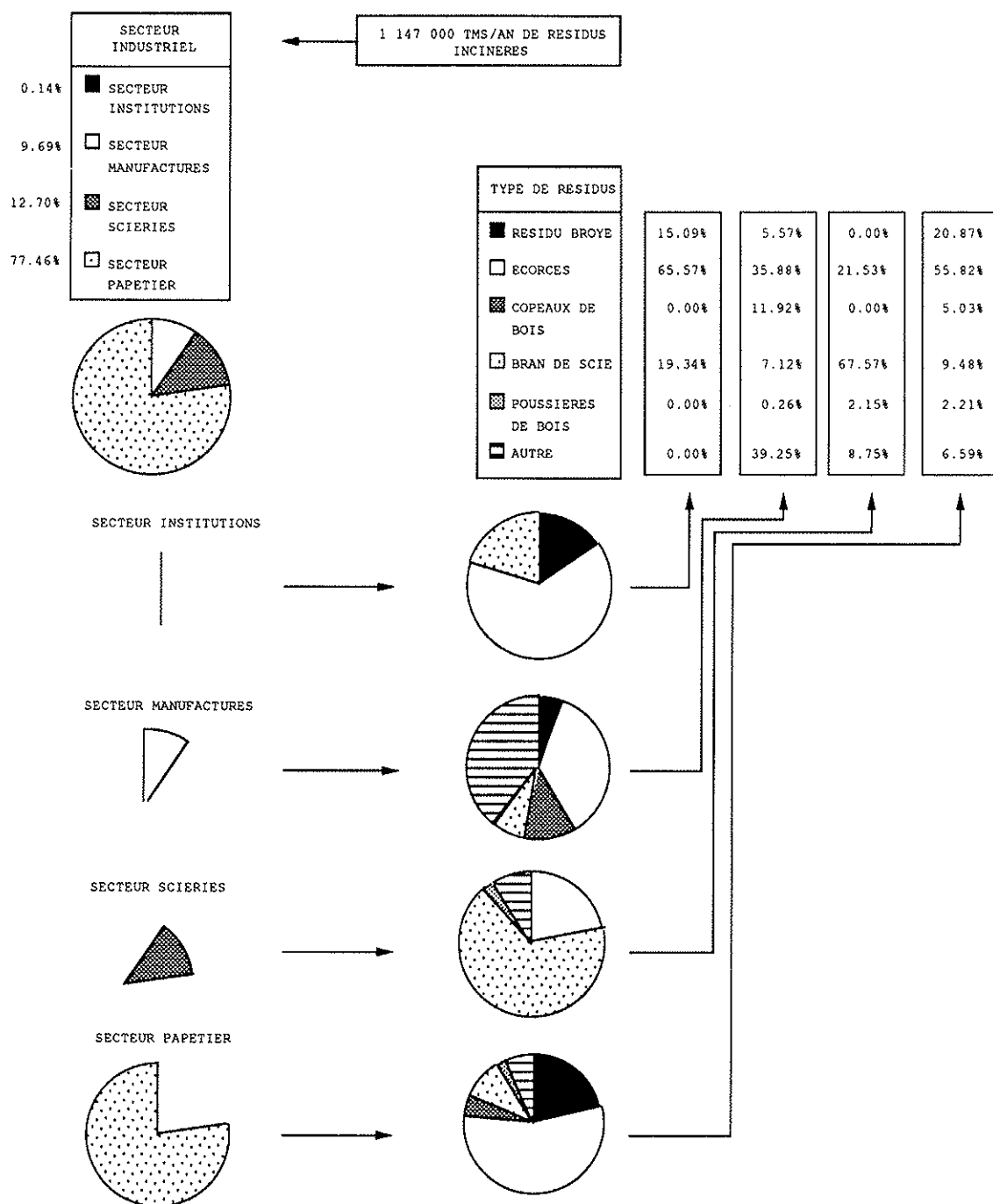
DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE COLLECTEUR DE POUSSIÈRES

Figure 4.12



DESCRIPTION DES SECTEURS INDUSTRIELS EN FONCTION DU TYPE DE RÉSIDUS INCINÉRÉS

Figure 4.13



Toutes les chaudières du secteur papetier sont équipées de collecteurs de poussières. Les cyclones multiples correspondent à 58% de la combustion du secteur et les épurateurs humides à 12% de cette combustion. La combinaison des deux compte pour un 24% additionnel.

Les principaux résidus utilisés dans ce secteur sont les écorces (56% des résidus du secteur), les résidus broyés (21%) et le bran de scie (9%). Les boues de décanteurs et autres rejets de procédé comptent pour 6,6% des résidus incinérés. 5% du combustible du secteur papetier est composé de copeaux de bois (soit à peu près cinquante-sept-mille tonnes par année).

ii) Secteur scierie

Le secteur scierie représente 12,7% de la combustion des chaudières. Les chaudières à fluide thermique représentent 46,6% de cette combustion, les fours hollandais 31% et les chaudières ignitubulaires 20%.

Le contrôle automatique avec contrôle du tirage du système d'air représente 51% de la combustion du secteur. Les systèmes mixtes représentent 30% de celle-ci et les systèmes manuels à tirage naturel 20%. Concernant les collecteurs de poussières, les cyclones filtrent plus de la moitié de la combustion mais 43% de la combustion du secteur est faite sans collecteurs de poussières.

Les résidus incinérés dans le secteur scierie sont composés à 67% de bran de scie et à 20% d'écorce. Les broyeurs sont peu utilisés.

iii) Secteur manufacturier

Le secteur manufacturier représente 10% de la combustion des chaudières. Les fours hollandais comptent pour plus de la moitié de la combustion du secteur, et les chaudières à fluide thermique y comptent pour 30%.

Le type de contrôle du système d'air n'était pas précisé pour 20% de la combustion du secteur. 45% de celle-ci est effectuée dans des systèmes manuels à tirage naturel et 30% dans des systèmes automatiques avec contrôle du tirage. 40% de la combustion du secteur est faite sans collecteur et 45% avec des cyclones multiples. Divers systèmes de collection "fabriqués maison" ont été rapportés. Ceux-ci comptent pour 12% de la combustion du secteur.

Le combustible des manufactures est composé à 36% d'écorces et à 40% de rejets de procédé. Ces rejets dépendent du type de manufacture et incluent l'aggloméré et le contreplaqué. Le reste est essentiellement constitué de copeaux et de bran de scie.

iv) Secteur institutionnel

Le secteur institutionnel représente 0,14% de la combustion des chaudières. Les chaudières sont automatiques avec contrôle du tirage ou mixtes et sont équipées de cyclones ou d'épurateurs humides. Les résidus utilisés sont l'écorce (60%), le bran de scie (19%) et les résidus broyés (15%).

4.3.3 Représentativité des taux d'émission de HAP

Les facteurs d'émission rapportés dans la littérature sont peu nombreux, très variables pour des sources d'émission similaires

et ne documentent que quelques types de chaudières. Certaines ne sont pas représentatives de la situation québécoise (brûleur à perche et chaudière à contre tirage). De plus, les conditions d'opération lors des tests sont peu ou pas décrites. Face à la diversité des installations québécoises l'utilisation de facteurs d'émission reste empreinte de subjectivité. Finalement, les facteurs d'émission pour le four hollandais, la chaudière à ballons et la chaudière à fluide thermique ne sont pas disponibles.

4.3.3.1 Émissions atmosphériques

Une étude dirigée par l'Institut de l'Énergie de Caroline du Nord et l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (North Carolina Department of Natural Resource and Community Development, 1982) reste la référence de base pour les taux d'émission atmosphérique de HAP provenant de l'incinération du bois. En fait, la moitié des taux d'émission proposés par l'EPA proviennent de cette étude.

A ces taux d'émission viennent s'ajouter ceux mesurés par la Société Canadienne des Chaudières (Canadian Boiler Society, 1985) qui sont inutilisables dans la présente étude pour les émissions atmosphériques, étant mesurées en mg/m^3 d'air et non en mg/tonne de résidus incinérés. Cette dernière étude fournit cependant des facteurs d'émission pour les cendres et les poussières d'épuration qui seront utilisés.

Les chaudières industrielles sont conventionnellement de capacité supérieure à 3,67 MW alors que les chaudières commerciales sont comprises entre 3,67 MW et 0,12 MW de capacité. Les facteurs d'émission présents dans la littérature concernent le foyer mécanique (FM) industriel et commercial, la chaudière ignitu-

bulaire industrielle et commerciale, la chaudière à lit fluidisé et d'autres chaudières non représentées au Québec, dont le brûleur à perche ("stick burner"), la chaudière à contre-tirage ("down draft") et la "chaudière à eau chaude". Les taux d'émission correspondant à ces systèmes sont présentés au Tableau 4.2.

Les facteurs d'émission présentés au Tableau 4.2 sont de quatre ordres de grandeur (10^{-3} mg/kg, 1 mg/kg, 10 mg/kg et 100 mg/kg). Basé sur ces taux d'émission, il apparaît que l'utilisation d'un cyclone ou d'un épurateur humide permet de réduire les émissions. Sur la même chaudière, l'épurateur humide, par exemple, réduit les émissions de moitié ou plus.

Néanmoins, basé le nombre de données très limité, basé sur le fait que celles-ci sont parfois contradictoires (la combustion dans le FM alimenté par dessous est en théorie plus efficace que dans celui alimenté par dessus), basé sur l'absence de données sur les conditions d'opération dans lesquelles ces facteurs d'émission ont été calculés, il reste légitime de questionner la validité de considérer l'un ou l'autre de ces facteurs comme étant représentatif de la technologie qu'il caractérise.

Ainsi, il est possible avec le FM aquatubulaire alimenté par dessus d'obtenir des taux d'émission de l'ordre de 10^{-3} mg/kg, de même qu'il est possible d'obtenir des taux d'émission de l'ordre de 50 mg/kg avec le FM aquatubulaire alimenté par dessous. Il n'existe cependant aucune indication que ces valeurs sont représentatives des émissions moyennes pour ces technologies.

En d'autres termes, l'utilisation de ces facteurs d'émission reste un exercice subjectif, qui ne saurait que permettre d'émettre des hypothèses, qui devront être validées au moyen d'une campagne d'échantillonnage des émissions.

TABEAU 4.2: FACTEURS D'ÉMISSION DE HAP POUR LES CHAUDIERES A ÉCORCE (EPA, 1987)

TYPE DE SYSTEME DE COMBUSTION		TAUX MOYEN D'EMISSION (mg/Kg)	ORDRE DE GRANDEUR	EXTREMES DES MESURES D'EMISSION (mg/Kg)	
COMMERCIAL	FOYER MECANIQUE SANS COLLECTEURS	1,57	1	-	
	CHAUDIERE IGNITUBULAIRE SANS COLLECTEURS	2,33	1	0,64 - 4,23	
INDUSTRIEL	FOYER MECANIQUE AQUATUBULAIRE	ALIMENTE PAR DESSUS, AVEC CYCLONE MULTIPLE	$8,68 \times 10^{-3}$	10^{-3}	ND - $2,91 \times 10^{-3}$
		ALIMENTE PAR DESSUS, AVEC CYCLONE MULTIPLE ET EPURATEUR HUMIDE	$1,36 \times 10^{-3}$	10^{-3}	ND - $4,15 \times 10^{-3}$
		MODERNISE, ALIMANTE PAR DESSUS, AVEC CYCLONE MULTIPLE	1,52	1	0,79 - 3,32
		ALIMENTE PAR DESSOUS, SANS COLLECTEURS	53,61	10	ND - 158,5
		ALIMENTE PAR DESSOUS, AVEC EPURATEUR HUMIDE	27,9	10	7,31 - 45,7
	FOYER MECANIQUE IGNITUBULAIRE, EQUIPE DE MULTICYCLONES		3,03	1	2,28 - 3,47
	CHAUDIERE IGNITUBULAIRE AVEC ET SANS MULTICYCLONE		0,45	1	0,12 - 0,96
	CHAUDIERE A LIT FLUIDISE, AVEC MUTICYCLONE		1,15	1	0,7 - 1,55
	CHAUDIERE A CONTRE-TIRAGE		620	100	80 - 1150
	BRULEUR A PERCHE		78,33	10	10 - 170
	CHAUDIERE A RESIDUS DE BOIS		1,9	1	1,2 - 3,4

La chaudière commerciale ignitubulaire sans collecteur et la chaudière industrielle ignitubulaire avec et sans cyclone ont des taux d'émission entre 0,12 mg/kg et 4,23 mg/kg (celles équipées de collecteurs ont des taux d'émission moindres). Ces taux d'émission sont du même ordre de grandeur que ceux du foyer mécanique (FM) commercial sans collecteur, du FM modernisé, de la chaudière à lit fluidisé avec multicyclones et de la chaudière à résidus de bois. Basé sur une étude antérieure (LEI, 1988) où un taux d'émission de 2,06 mg/kg avait été utilisé, il est estimé que les taux d'émission de l'ordre de 1 mg/kg, sont applicables aux chaudières opérées en rythme de croisière. La moyenne des taux d'émission de l'ordre de 1 mg/kg trouvée dans la littérature est de 1,7 mg/kg.

Si l'on suppose que les chaudières des répondants sont opérées dans des conditions normales, les quantités de HAP émises par ces chaudières seraient de l'ordre de 1,9 tm/an, pour un facteur d'émission de 1,7 mg/kg. Cette valeur résulte cependant d'une approche optimiste, où le four hollandais aurait un taux d'émission moyen comparable à celui du foyer mécanique, et où les facteurs d'émission utilisés pour le calcul seraient représentatifs de la technologie qu'ils caractérisent. Il est, à notre avis, impossible de préciser avec exactitude les émissions de HAP du secteur chaudières à écorce sur la seule base de ces facteurs d'émission. Les émissions de HAP du secteur chaudières peuvent être proches 2 Tm/an autant qu'elles pourraient être supérieures à cette valeur par un (ou deux) ordres de grandeur.

4.3.3.2 Rejets de HAP avec les cendres

Les taux d'émission de HAP mesurés dans les cendres par la Société Canadienne des Chaudières (Canadian Boiler Society, 1985) s'appliquent à un FM à trémie à mouvement continu, converti pour le bois, d'une capacité de 253 000 lbs/h, et équipé d'un multicyclone et d'un précipiteur électrostatique.

Les contenus en HAP des cendres variaient entre 1,25 mg/g et 4,5 mg/g de cendres pour une opération de la chaudière à différents régimes, pour des durées entre 6 et 68 minutes; la moyenne était de 2,3 mg/g de cendres.

Pour les mêmes tests, le contenu en HAP des poussières de cyclone variait entre 0,99 mg/g et 2,42 mg/g de poussières, avec une moyenne de 1,88 mg/g. Les poussières du précipiteur électrostatique contenaient entre 1,67 mg et 9,90 mg de HAP par gramme de poussières pour les mêmes tests, avec une moyenne de 5,25 mg/g.

Les données fragmentaires collectées lors de notre enquête nous obligent à cumuler ces taux de contenu en HAP, pour les cendres et les poussières d'épurateur, donnant un taux moyen de 3,45 mg/g de cendres et poussières. Les quantités de cendres et poussières rapportées étaient de 26 000 TM/an donnant environ 90 TM/an de HAP.

Les émissions atmosphériques de HAP des chaudières québécoises seraient donc de 2,3 TM/an et les émissions solides de HAP de l'ordre de 90 TM/an. Ces valeurs sont calculées à partir de

facteurs d'émission disparates, peu nombreux et n'illustrant que certaines des installations québécoises. Ces émissions ne représentent que l'ordre de grandeur des rejets de HAP. Ces estimations devront être vérifiées par des mesures de rejets réels.

4.4 Description du secteur brûleurs coniques

4.4.1 Consommation du secteur

Une certaine incertitude est associée aux données concernant les brûleurs coniques. Cette incertitude provient du manque de connaissances existantes sur le secteur et du fait que les brûleurs sont associés à la gestion de déchets (facteur dévalorisant). De plus, les contraintes légales (article 47 à 50 de la section XIV du Règlement sur la qualité de l'atmosphère, 1989) et les pressions parfois exercées par les populations trop voisines peuvent rendre certains opérateurs sensibles aux questions liées à l'environnement et donc très réticents à donner l'information demandée. Ces facteurs rendent les brûleurs coniques plus difficiles à documenter que les chaudières à écorce.

On trouvera au Tableau 4.3, une estimation du nombre de brûleurs québécois et des quantités de résidus incinérés par les répondants. Tous les sites d'émission documentés n'utilisaient qu'un seul brûleur. Les données sur les quantités de résidus incinérées étaient très variables, allant de quelques centaines de TM à cent mille TM par année.

Selon notre enquête, où le nombre rapporté de brûleurs actifs était de 23, ce nombre serait de l'ordre de 50 pour l'ensemble

TABEAU 4.3: CONSOMMATION DE RÉSIDUS LIGNEUX DANS LES BRULEURS CONIQUES DOCUMENTÉS PAR L'ENQUETE

		SECTEUR				
		DIVISIONS P.F. IMPORTANTES DU SECTEUR PAPETIER	PME IMPORTANTES	PME	DIVISIONS P.F. MINEURES DU SECTEUR PAPETIER	TOTAL
PARTICIPATION A L'ENQUETE	NOMBRE DE SITES POTENTIELS D'EMISSION	18	19	32	4	73
	NOMBRE DE PARTICIPANTS (% DU NOMBRE DE SITES POTENTIELS)	9 (50 %)	13 (68 %)	20 (62 %)	1 (25 %)	43 (59 %)
	NOMBRE DE SITES ACTIFS (% DU NOMBRE DE PARTICIPANTS)	8 (88 %)	10 (77 %)	11 (55 %)	0 (100 %)	29 (67 %)
	NOMBRE DE BRULEURS CONIQUES DOCUMENTES	7	8	8	0	23
RESULTATS DE L'ENQUETE	QUANTITES MOYENNES DE RESIDUS PAR BRULEUR (TMS*1000)	45,4	17,9	0,8	-	
	QUANTITES TOTALES RAPPORTEES DE RESIDUS (TMS*1000)	318,2	143,6	6,2	-	468,0
	QUANTITES TOTALES RAPPORTEES DE CENDRES ET POUSS. (TM*1000) ET (NOMBRE DE MESURES)	2,9 (7)	2,2 (5)	0,3 (6)	-	5,4 (18)
ESTIME POUR LE QUEBEC	ESTIME DU NOMBRE DE SITES ACTIFS AU QUEBEC	16	15	18	-	49
	ESTIME DU NOMBRE DE BRULEURS ACTIFS AU QUEBEC	16	15	18	-	49

des sites potentiels. Seulement 23 des 29 brûleurs coniques rapportés actifs ont pu être documentés. Ces brûleurs incinèrent 470,000 TMS/an. Seulement 18 d'entre eux ont fourni des données sur les quantités de cendres produites. Le rapport cendres/résidus incinérés calculé à partir des données disponibles était de 2,7%, donnant pour l'ensemble des participants des quantités de cendres rapportées de l'ordre de 6 700 TMS/an, lorsque les données manquantes sont estimées au moyen de ce rapport.

Le nombre de brûleurs documentés est peu élevé face à la diversité des données sur la consommation. Il apparaît cependant que les divisions (produits forestiers) de compagnies papetières incinèrent en moyenne deux fois plus de résidus par brûleur que les PME. Les PME de 50 employés et moins sont caractérisées par de petites quantités de résidus. Il est apparu important de les isoler lors de la projection des données pour ne pas surévaluer les résultats.

Le rapport moyen des quantités de cendres aux quantités incinérées était 2,7% basé sur ceux des participants qui avaient fourni des données. Ce rapport variait entre 1% et 5% sauf pour un brûleur incinérant du bois franc, où le rapport était de l'ordre de 0,1% et pour une PME où il était de 45%, indiquant probablement une erreur dans les évaluations de l'opérateur.

Lorsque ce rapport est appliqué aux quantités de résidus totales rapportées on obtient une valeur pour les quantités de cendres produites deux fois supérieure à celle rapportée. Il en est ainsi parce que les brûleurs papetiers consomment plus de résidus que ceux des autres secteurs alors que le rapport cendres/résidus est de 0,9% dans les brûleurs papetiers documentés.

4.4.2 Description relative du secteur

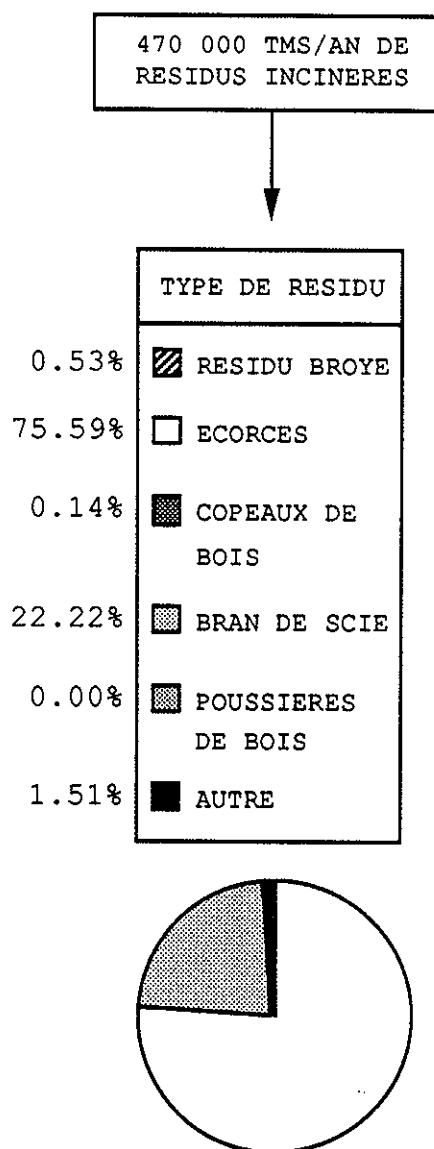
Le secteur des brûleurs coniques est très uniforme. Pour cette raison, il n'est pas nécessaire de considérer les secteurs industriels. Lors de la description des brûleurs et des pratiques d'opération, le terme "majorité des brûleurs" sera utilisé pour signifier que ces brûleurs représentent plus de 90% des quantités incinérées dans le secteur.

Les articles 47 à 50 de la section XIV du Règlement sur la qualité de l'atmosphère (1989) précisent la norme particulaire acceptable pour les brûleurs coniques (600 mg de matières particulaires par mètre cube de gaz sec corrigé à 12% de CO₂), ainsi que les critères acceptables de localisation, d'alimentation et de combustion.

Les brûleurs coniques sont réservés à la combustion exclusive de résidus de bois et doivent être équipés d'un brûleur auxiliaire lorsque l'humidité des résidus dépasse, même occasionnellement, 55% sur une base humide, ou lorsque le brûleur est situé à moins de 1 600 m d'une habitation. Il est de plus illégal d'ériger un brûleur conique à moins de 800 m d'une habitation ou d'un établissement au sens de la Loi sur les services de santé et les services sociaux.

4.4.2.1 Type de résidus

La Figure 4.14 présente les types de résidus incinérés dans le secteur des brûleurs coniques. Les résidus principaux sont des écorces et du bran de scie. Les "autres" combustibles comprennent des billots, rognures, éboutures, coeurs de bûches et billes de bois pourries ou malformées.

**COMBUSTION DU SECTEUR BRULEURS
SELON LE TYPE DE RÉSIDUS INCINÉRÉS****Figure 4.14**

L'humidité du combustible était de précisément 50% pour les deux tiers des répondants, donnant une moyenne de 50,3% d'humidité avec des extrêmes de 30% et 75%. Il est cependant possible que cette valeur reflète la norme légale de 55% d'humidité plutôt que l'humidité réelle des résidus.

La taille des particules de résidus incinérés est variable, pouvant aller jusqu'à plusieurs pieds de long (bûches). Les broyeurs ne sont majoritairement pas utilisés.

Les résidus incinérés proviennent à 80% de résineux. Seul un répondant a rapporté du combustible provenant de feuillus.

4.4.2.2 Type de brûleurs coniques

On trouvera à l'Annexe 4.4 une illustration d'un brûleur amélioré. La majorité des brûleurs ont été construits entre 1958 et 1974 et varient entre 7 m et 30 m de haut et 4 m et 20 m de diamètre. La majorité des brûleurs ne sont équipés ni d'étouffoir, ni de thermostat, ni de réfractaire sur le plancher ou sur les parois. Les systèmes anti-pollution ne sont pas utilisés non plus. La majorité des brûleurs sont cependant équipés d'un grillage à la sortie.

La majorité des brûleurs sont équipés exclusivement d'un système d'air inférieur. Celui-ci est souvent une simple soufflerie, qui est allumée ou éteinte manuellement. La majorité des brûleurs sont alimentés en continu et 64% des brûleurs ne sont pas équipés d'une chute fermée, ce qui a pour effet d'accroître l'entraînement particulaire.

Seulement trois données de température de combustion ont été obtenues, donnant une température moyenne de 524°C dont la valeur

est limitée par sa faible représentativité. Aucun brûleur n'était équipé d'un système d'alimentation en combustible d'appoint.

4.4.2.3 Pratiques d'opération

La majorité des brûleurs sont opérés 5 jours par semaine à l'année, sauf dans les PME où l'opération est plus sporadique. On remarque une baisse de 15% de la combustion l'hiver.

La majorité des brûleurs sont allumés avec du bois sec ou du bois sec et quelques litres de mazout.

On trouvera à la Figure 4.15 une illustration de l'importance relative des différentes pratiques de disposition des cendres. La plus répandue de ces pratiques est l'épandage sur le site.

4.4.3 Disponibilité de facteur d'émission de HAP pour les brûleurs coniques

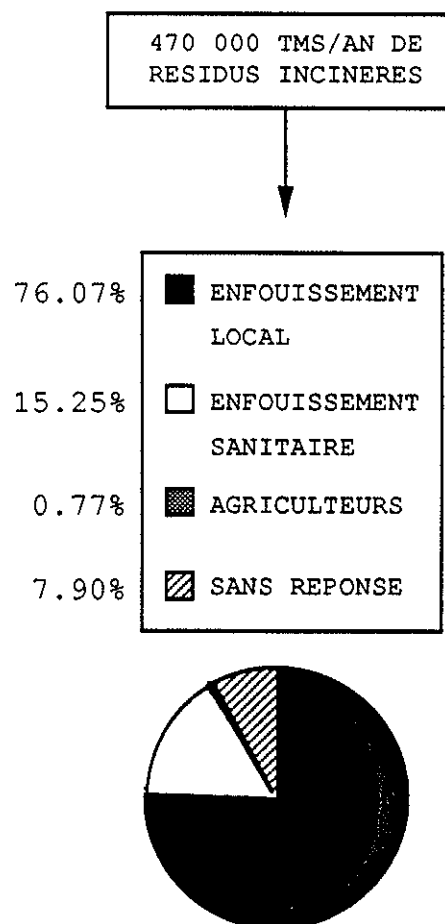
Des mesures d'émission de HAP s'appliquant directement aux brûleurs coniques n'ont pas été trouvées. Il en est probablement ainsi parce que la majorité des facteurs d'émission existants proviennent des États-Unis, où l'utilisation de brûleurs coniques est prohibée.

Boubel (1968) rapporte plusieurs mesures d'émissions particulières. Celles-ci varient entre 0,31 grains/pi.cu et 0,02 grains/pi.cu. avec une moyenne de 0,16 grains/pi.cu.

Corder et Atherton (1971) rapportent des émissions d'hydrocarbures pour les brûleurs coniques variant entre 163 mg/kg et 2 342 mg/kg de résidus incinérés, la moyenne étant de

**DESCRIPTION DU SECTEUR BRULEURS CONIQUES
EN FONCTION DU MODE DE GESTION DES CENDRES**

Figure 4.15



674 mg/kg. Les hydrocarbures mesurés ne sont pas identifiés, mais sont du même ordre de grandeur que les extrêmes d'émission observés pour les chaudières à écorce (Tableau 4.2, chaudière à contre-tirage, 1 150 mg/kg).

Le facteur d'émission utilisé antérieurement par Lavalin Environnement (1988) pour ce genre d'installation est de 150 mg/kg de résidus incinérés, donnant pour les quantités rapportées 72 TM/an de HAP émis à l'atmosphère par les brûleurs coniques.

Les taux de HAP mesurés dans les cendres par la Société Canadienne des Chaudières (Canadian Boiler Society, 1985) pour les chaudières à écorces étaient de 1,25 mg/g et 4,50 mg/g. Les quantités rapportées de cendres produites sont de 6 700 TMS/an pour l'ensemble des répondants, donnant entre 8,4 TM/an et 30,1 TM/an. Ces quantités seraient doublées si l'on utilise un rapport cendres/résidus de 2,7% pour estimer les quantités de cendres à partir des quantités totales de résidus incinérés au lieu d'utiliser les quantités de cendres rapportées.

4.5 Visites industrielles

Des visites industrielles ont été effectuées pour valider l'information obtenue et pour obtenir une meilleure compréhension de la problématique. Ces visites ont davantage porté sur les brûleurs coniques que les chaudières à écorce.

Les visites ont été effectuées en Gaspésie, les brûleurs coniques étant abondants dans cette région. Les tentatives de visites industrielles dans la région du Lac St-Jean ont échoué.

Deux chaudières industrielles ont été visitées, à Rivière-du-Loup et Chandler. Ces visites ont permis d'observer le contexte dans

lequel les chaudières étaient opérées. Cependant, l'évaluation des rejets de ce type de chaudières nécessite des données techniques et des schémas de procédé détaillés.

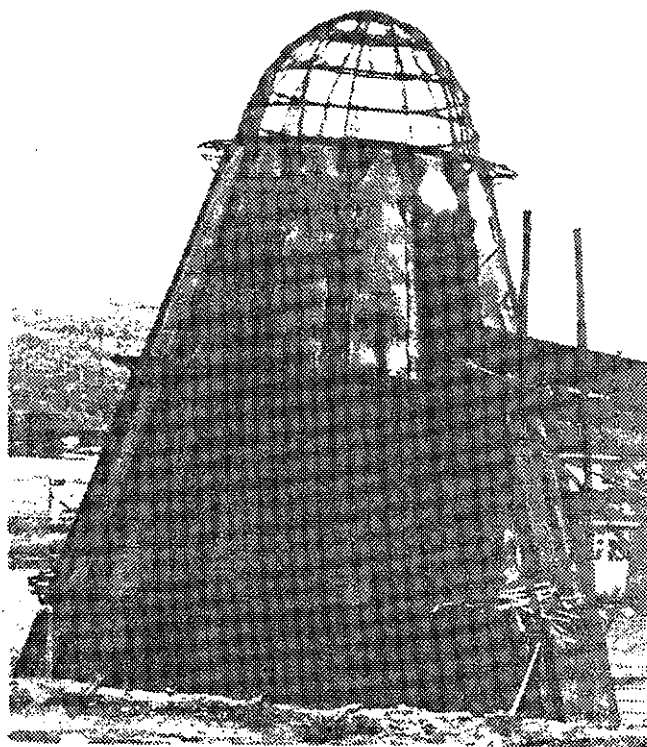
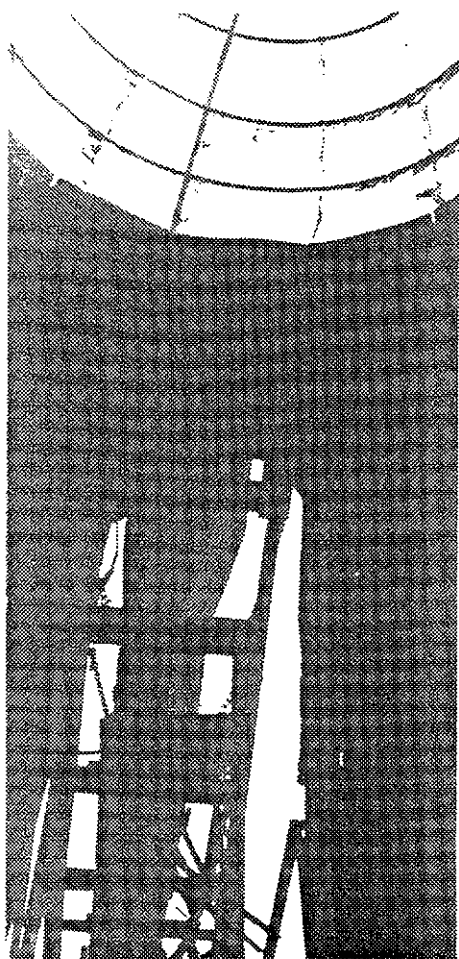
Quatre brûleurs coniques ont été visités pour documenter l'opération de brûleurs par une PME importante, une PME et deux divisions "produits forestiers" de compagnies papetières: à Escourt, Nouvelle, Ville Dégelis et Ste-Florence. Ces visites ont confirmé la vétusté des installations et le caractère variable des émissions atmosphériques provenant des brûleurs coniques.

La Figure 4.16 illustre un petit brûleur de PME québécoise. Ces photographies mettent en apparence le manque d'étanchéité du système et la proximité questionnable d'une résidence.

La Figure 4.17 documente la combustion dans un brûleur conique visité de 30 mètres de hauteur, bâti en 1970 et rénové par la suite. Ce brûleur est équipé d'un système d'air primaire et secondaire ainsi que de chutes fermées. On peut considérer que l'opération du brûleur telle qu'illustrée par ces photos est optimale pour la technologie.

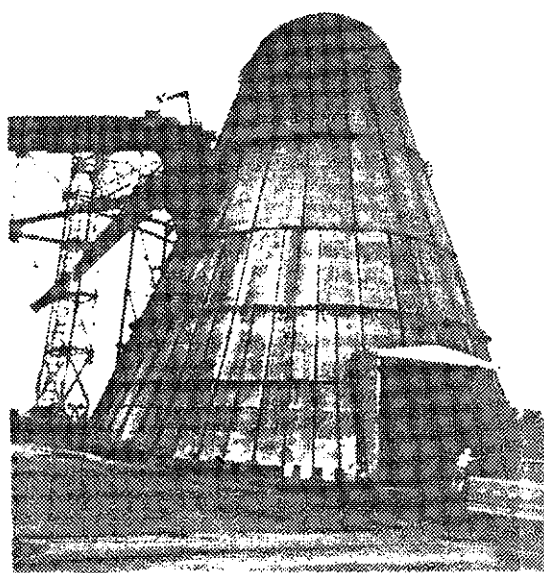
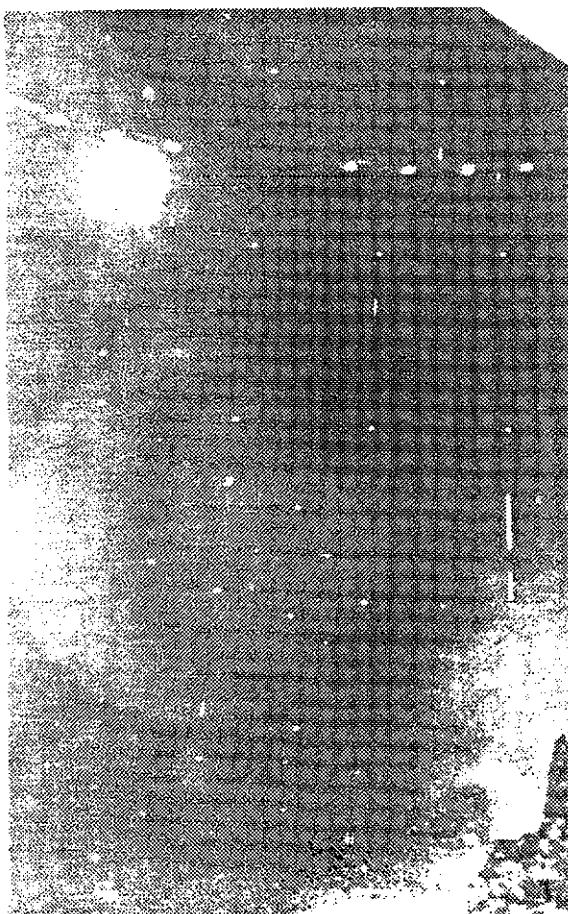
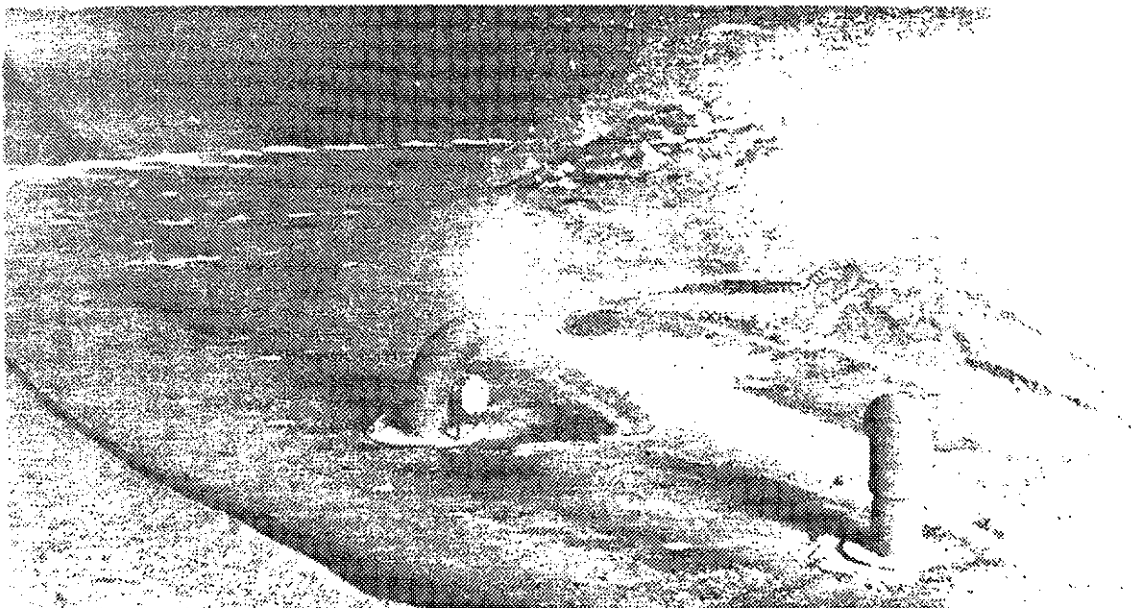
La Figure 4.18 illustre la nature variable de la qualité des émissions provenant des brûleurs. Ces deux photographies ont été prises à 15 minutes d'intervalle lors des visites.

La Figure 4.19 documente des cendres de brûleur conique et la Figure 4.20 des souffleries de système d'air. La Figure 4.21 représente le système d'air d'un des brûleurs coniques visités.



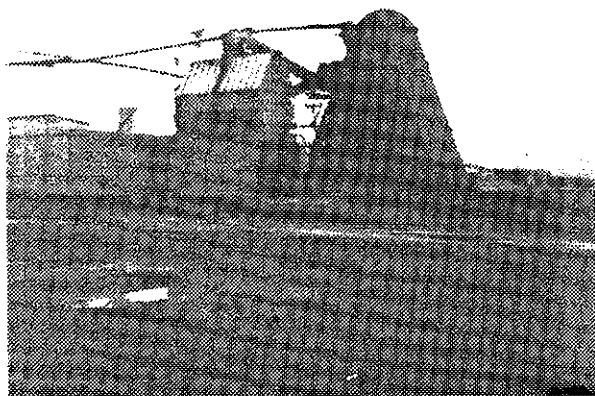
COMBUSTION DANS UN BRÔLEUR VISITÉ AVEC AIR
PRIMAIRE ET SECONDAIRE ET CHUTE FERMÉE

Figure 4.17

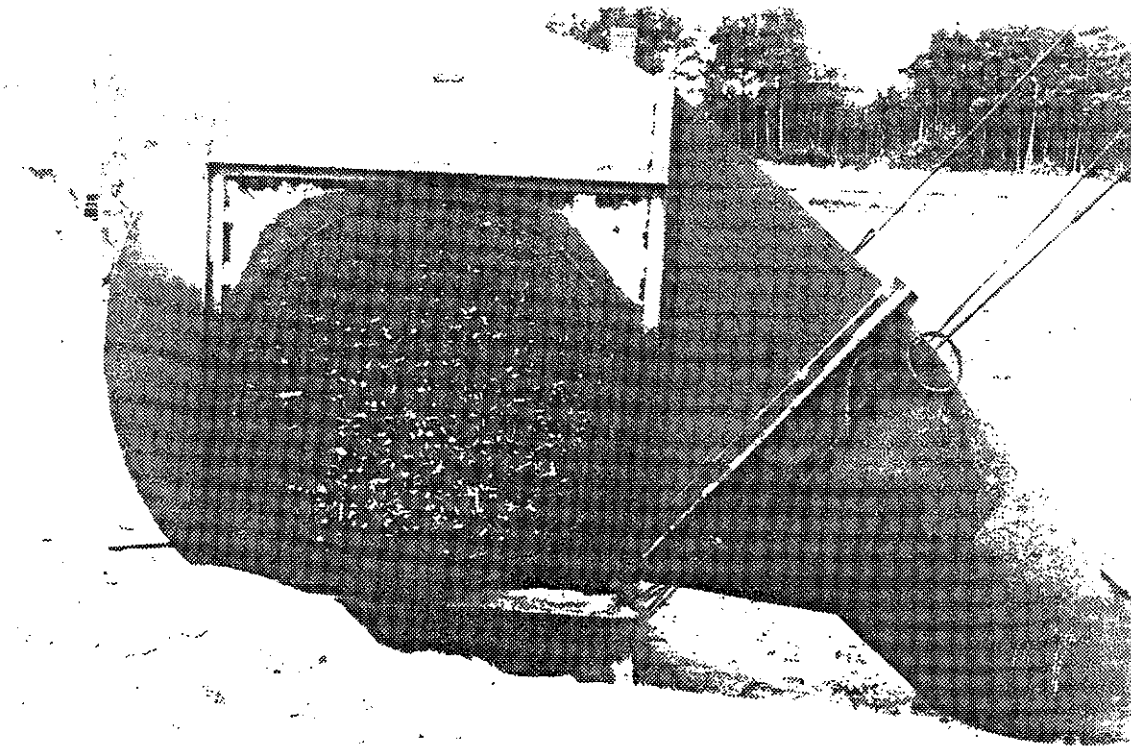


VARIATION IMPREVISIBLE DE L'OPACITÉ DU
PANACHE DE FUMÉE D'UN BRÛLEUR VISITÉ

Figure 4.18

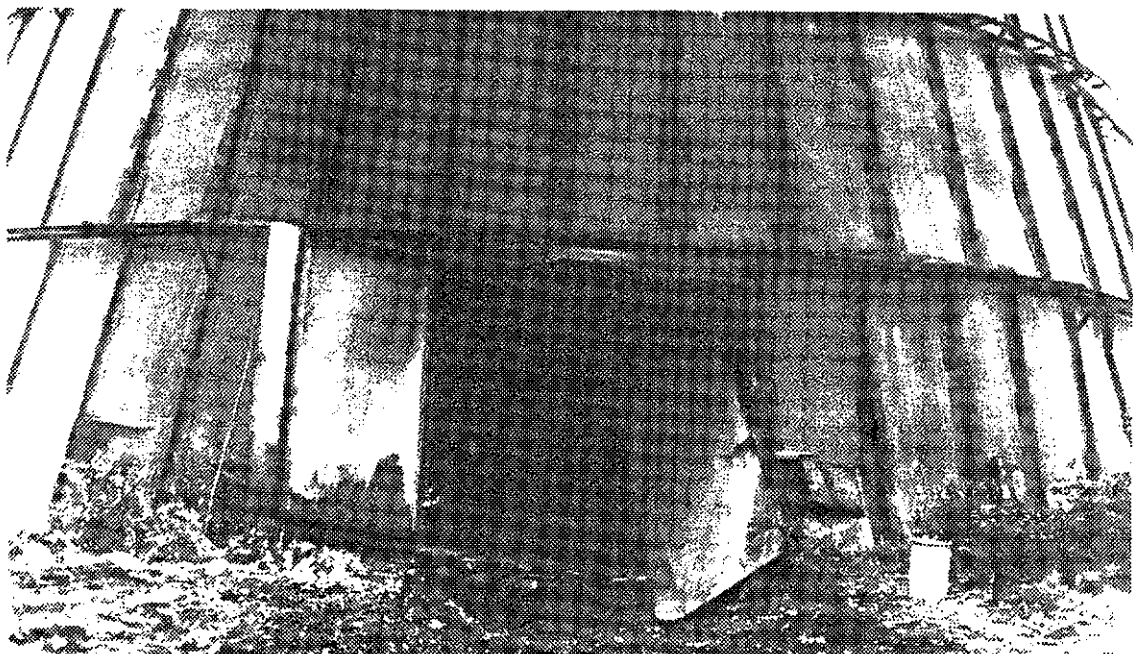
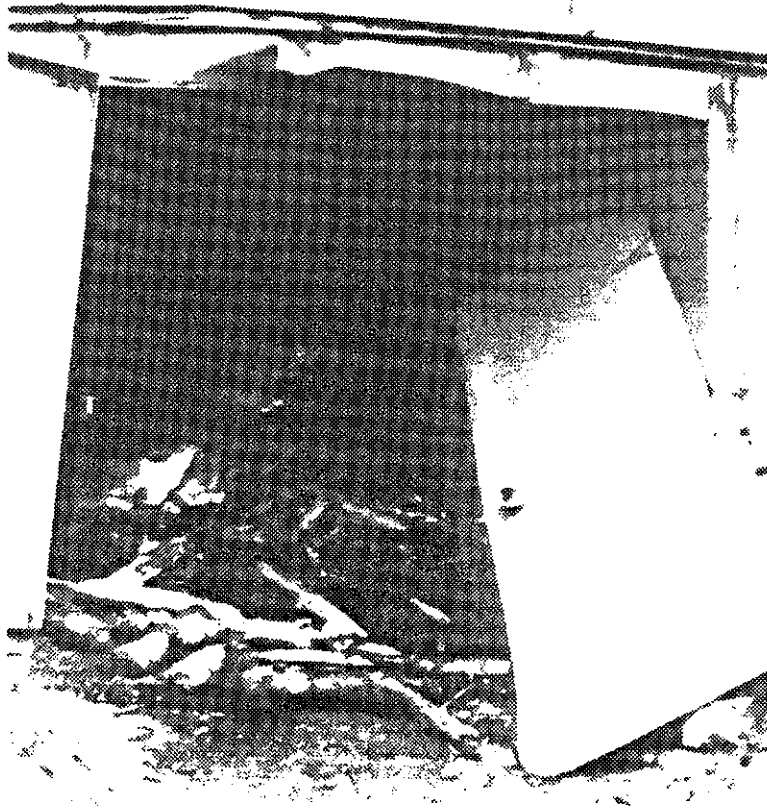






SYSTÈME D'AIR D'UN BRÛLEUR VISITÉ

Figure 4.21



4.6 Étude complémentaires

4.6.1 Inventaire

L'inventaire, ainsi que les résultats de l'enquête présentés ici devraient être validés pour préciser entre autres l'importance relative du foyer mécanique (FM), du four hollandais, des autres technologies qui auraient pu être omises, et des technologies de contrôle des émissions en place.

4.6.2 Émissions atmosphériques

Un programme d'échantillonnage des émissions atmosphériques de HAP devrait être envisagé pour les systèmes non documentés dans la littérature, soit le brûleur conique, le four hollandais, les chaudières à ballons et à fluide thermique et la chaudière à lit fluidisé de grosse capacité. Cette campagne devrait tenir compte des variables de la combustion et de la fréquence et durée d'opération en combustion ménagée aussi bien qu'en conditions optimales, puisque les émissions associées à ces deux régimes de combustion peuvent varier par un ordre de grandeur de 5 ou plus.

4.7 Besoins de développement technologique

4.7.1 Gestion des cendres

En considérant l'importance de l'enfouissement comme mode de gestion des cendres, un programme d'échantillonnage de ces dernières devrait être envisagé conjointement à celui des émissions atmosphériques de HAP. L'importance de cette pratique relativement à la contamination de l'eau souterraine devrait être

déterminée, au moyen d'analyses des eaux de lixiviation des sites d'enfouissement utilisés par l'industrie.

Un code de bonne gestion visant à minimiser les émissions de HAP des chaudières et des brûleurs devrait être développé et mis à la disposition des utilisateurs. Ce code de gestion devrait comprendre des critères de localisation et de conception des parcs de résidus et de cendres.

4.7.2 Systèmes de contrôle

L'émission de HAP est observable en conditions de combustion ménagée. Elle est dépendante de la température de combustion et du temps de résidence des gaz. Notre étude tend à démontrer que 70% des chaudières documentées sont équipées de systèmes de collection particuliers qui, bien qu'efficaces pour le contrôle des grosses particules, semblent peu efficaces pour le contrôle des émissions de HAP (Figure 4.5, sans collecteur, cyclone simple, cyclone multiple, cyclone simple et multiple). Il a aussi été démontré que 50% au moins des chaudières documentées sont équipées de moyens de contrôle du système d'air peu efficaces pour le contrôle des émissions de HAP (Figure 4.4, système d'air manuel à tirage naturel et système mixte).

Pour réduire les émissions de HAP les chaudières québécoises devraient être équipées de systèmes de collection efficaces pour les petits diamètres particuliers. Pour favoriser la collection des HAP par ces systèmes, la température des gaz de sortie devrait être inférieure à 200°C.

4.7.3 Conditions de combustion

L'accroissement de l'efficacité de combustion et particulièrement de la température de combustion et du temps de résidence, reste le moyen le plus efficace de réduire les émissions de HAP (réduction à la source). L'application de cet objectif ne peut cependant être réalisée que sur une base de cas par cas.

Si l'on ne considère pas la technologie utilisée pour l'incinération (chaudière ou brûleur), il apparaît qu'à peu près la moitié des résidus de bois incinérés au Québec le sont dans les secteurs scierie et manufacturier. Les secteurs industriels où les risques d'émission de HAP seraient les plus élevés sont le secteur scierie et le secteur manufacturier (Brûleurs coniques; Figure 4.6, chaudières sans collecteurs et avec cyclones multiples). En comparaison, le secteur papetier-chaudières semble "relativement" à jour au plan technologique.

La force de l'industrie du sciage québécois réside plus dans l'abondance des entreprises que dans la force économique individuelle de celles-ci. La faisabilité de mesures d'amélioration devrait donc être étudiée en fonction des capacités économiques de ce secteur, ou encouragées à l'aide de subventions. Elle devrait aussi viser la valorisation des résidus de bois.

La majorité des brûleurs coniques sont désuets et devraient être améliorés à des niveaux variables, incluant l'étanchéité de la coque, l'installation d'étouffoirs, de réfractaire, de systèmes d'air secondaire, de broyeurs et de thermostats. La validité de tels investissements devra cependant être déterminée en comparaison de technologies alternatives, telles que la cogénération, la distillation de bois (R. Riendeau, 1986), la minéralisa-

tion du bois (R. Riendeau, 1987), le compostage, ou la réduction à la source des quantités de résidus produits.

L'utilisation des résidus ligneux dans les nouvelles papetières devrait être fortement encouragée. Enfin les recherches d'un procédé de collection des HAP en phase vapeur devraient être encouragées.

4.8 RÉFÉRENCES POUR CE CHAPITRE

4.8 Références pour ce chapitre

Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien, 1988. Fate of polynuclear aromatic hydrocarbons in refinery waste applied to soil. Rapport APCE #88-1.

Barnett, K. et C.W. Arnold, 1982. Technical aspects of controlling the emissions of industrial wood fired boilers in the United States. Sixth International FPRS Industrial Wood Energy Forum, 1982.

Bartok W. et al, 1988. Combustors: Applications and Design Considerations. Chemical Engineering Progress, V84, 1988.

Boubel, R.W., 1988. Particulate emissions from sawmill burners. Engineering Experiment station, Oregon State University, Corvallis, Oregon. Bulletin #42, August 1968.

Brady, J.D. et H.N. Jenkins, 1980. Wood Energy Emissions Control Technologies. F.P.R.S. Wood Symposium, Atlanta, February 18-20.

Canadian Boiler Society, 1985. Combustion and emission research on wood refuse boilers. 9 volumes, préparés pour Energy Mines and Resources Canada, DSS Contract file 3 435s.KL 229-A-4124 Enfor project C-235.

Corder, S.E. and G.H. Atherton, 1971. Improved performance of Wigwam Burners. Forest Products Journal, Septembre, 1971, volume 21, #9.

Environnement Canada, 1979. Techniques d'élimination et d'utilisation des résidus de bois par combustion. Rapport EPS 3-AP-75-48. Service de la Protection de l'environnement, direction générale de l'Assainissement de l'air.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique, 1989. Summary report for a test burn of chlorophenol contaminated wood wasted at Northwood Pulpmill, Prince George, B.C. Rapport # ISBN 0-7726-0980-2.

Environmental Protection Agency, 1987. Locating and estimating air emission from source of Polycyclic Organic Matter (POM). EPA 450/4-84-007p, Septembre 1987.

Gouvernement du Québec, 1989. Règlement sur la qualité de l'atmosphère. Q2.r20.

Junge, David C., 1975. Boilers fired with wood and bark residues. Research bulletin 17, Novembre 1975, Forest Research Laboratory, Oregon State University.

Kuntz A.J., 1989. Communication personnelle. Cowan Lavalin, 5757 boul. Cavendish, Montréal, Québec.

Lavalin Environnement Inc., 1988. Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycliques au Québec. Dossier 55526, juillet 1988, pour Conservation et Protection, Environnement Canada.

Longwell, John P., 1982. The formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Combustion, Nineteenth Symposium (International on Combustion/The Combustion Institute, pp. 1339-1350.

Ministère de l'Énergie et des Ressources et ministère de l'Environnement du Québec, 1981. Guide de valorisation des résidus de sciage au Québec. ISBN, 2-550-02256-4.

North Carolina Department of Natural Resources and Community Development, 1982. A P.O.M emission study for industrial wood fired boilers. Sponsored by North Carolina Energy Institute and U.S. Environmental Protection Agency.

Pulp and Paper Canada, 1989. Annual and directory. Publication #ISSN 0709-2563.

Riendeau, R., 1986. Du bois distillé. Forêt conservation, mai 1986.

Riendeau, R., 1987. Du bois minéralisé. Forêt conservation, mars, 1987.

Sans auteur, 1986. Lockwood's directory of the paper and allied trades. 110ème édition. Ed.: Vance Publishing Corporation, 122 E. 42nd Street, New York, NY 10168.

5.0 ÉLECTROLYSE DE L'ALUMINE

5.0 ÉLECTROLYSE DE L'ALUMINE

5.1 Rappel de la problématique québécoise et de la dynamique des HAP

Le secteur de l'électrolyse de l'alumine est sans contredit la plus importante source québécoise de HAP. Principalement émis sous forme gazeuse dans l'atmosphère, les HAP en provenance de ce secteur représentent près de 60% ($\approx 1\,300$ t/a) de toutes les émissions répertoriées (LEI, 1988).

Parce que ce secteur est fort complexe et qu'il existe de profondes différences entre les nouvelles et les anciennes usines, il est important de spécifier que la majorité des émissions atmosphériques de HAP proviennent du procédé d'électrolyse de type Soderberg à goujons horizontaux ("Horizontal Stud Soderberg" ou HSS). De fait, ce procédé contribue à lui seul à plus de 90% ($\approx 1\,180$ t/a) des émissions de HAP de l'industrie de l'aluminium au Québec. Quatre des sept usines d'électrolyse de l'alumine opéraient en 1989 ce type de cuves HSS épurées par voie humide, il s'agit d'Alcan-Arvida, Alcan-Isle-Maligne, Alcan-Shawinigan et d'Alcan-Beauharnois.

Toute technologie de production ou d'épuration permettant de réduire un tant soit peu les émissions actuelles de HAP provenant de l'électrolyse de l'alumine peut avoir une énorme influence à l'échelle provinciale. Aucun autre secteur industriel québécois ne peut influencer de façon plus significative les émissions annuelles de HAP. Voilà les raisons pour lesquelles il est important de suivre l'évolution technologique du secteur de l'électrolyse de l'alumine; il est impératif de connaître et de comprendre ce qui provoque l'ampleur des émissions actuelles de HAP.

5.2 Procédés générateurs de HAP, usines et technologies

5.2.1 Préambule sur la formation et la libération des HAP

Dans les procédés impliqués dans l'électrolyse de l'alumine et notamment, lors des opérations relatives à la préparation de la pâte anodique (Soderberg ou type précuite), à la mise en forme des anodes de type précuite ou des briquettes Sumitomo, à la cuisson des anodes de type précuite, à l'électrolyse dans les cuves Soderberg et Sumitomo et à l'électrolyse dans les cuves à anodes précuites, trois types de réactions peuvent expliquer les émissions de HAP:

1. la volatilisation des HAP initialement présents dans le coke et le brai;
2. la pyrolyse des matières premières (brai, coke et toutes les substances qu'elles contiennent);
3. la combustion des matières premières.

Les émissions de HAP de certains des procédés énumérés précédemment sont plus facilement explicables par un de ces trois types de réactions. Par exemple, le mélange du brai liquide (150-250°C) et du coke de pétrole préchauffé servant à la production de pâte Soderberg produit, par volatilisation, des poussières et des vapeurs contenant des HAP; les HAP étaient déjà présents dans le coke et le brai. Le fait de chauffer ces deux produits et d'appliquer une action mécanique engendre une augmentation de la tension de vapeur des HAP et favorise la libération de ces vapeurs et des poussières de coke.

Dans le cas du procédé d'électrolyse Soderberg les trois types de réactions peuvent se produire et générer des HAP:

1. la température de la cuve oscille autour de 950°C et les conditions réductrices favorisent la pyrolyse de l'électrode graphitisée;
2. on suppose la présence d'un gradient thermique (de $\approx 50^\circ\text{C}$ à $\approx 950^\circ\text{C}$) dans le caisson à anode, ce qui crée des conditions propices à la volatilisation des différents HAP;
3. la présence d'une certaine quantité d'air dans les cuves électrolytiques favorise la dégradation thermique de l'anode. (Notez que l'anode se consume principalement par réaction avec l'alumine fondue: $\text{Al}_2\text{O}_3 + 2\text{C} \rightarrow \text{CO/CO}_2 + 2\text{Al}$).

Ainsi les, gaz des cuves d'électrolyse, des événements des malaxeurs à pâte, des émissions atmosphériques des fours à cuire ou des émissions provenant d'un procédé thermique (ou mécanique) impliquant de la matière organique, libèrent des profils différents de HAP.

Ces différentes sources de HAP peuvent être traitées de diverses façons. Un procédé qui libère des HAP semi-volatils de faibles poids moléculaires, devrait être épuré différemment d'un procédé dont les émissions atmosphériques sont constituées de HAP de hauts poids moléculaires, adsorbés aux poussières et aux fumées.

L'épuration des émissions de HAP provenant du secteur de l'électrolyse de l'alumine ne semble pas encore avoir atteint cette spécificité. Aujourd'hui, par contre, les principales sources de HAP sont connues. La réduction des émissions de HAP, dans le cas des nouvelles usines, consiste à appliquer la meilleure technologie de production et d'épuration disponible sur le marché et, dans le cas des anciennes usines, d'optimiser le rendement des

vieux épurateurs et de tenter d'utiliser des matières premières moins polluantes.

La réhabilitation des composantes d'épuration et de production des anciennes usines (de manière à les rendre presque aussi performantes au point de vue environnemental que les nouvelles usines) est techniquement mais surtout économiquement difficile. Ce sujet est élaboré dans la prochaine section.

5.2.2 Sources de HAP et technologies d'épuration en place

Le lecteur est prié de se référer à la Figure 5.1 afin de visualiser la séquence des différents procédés impliqués dans la fabrication de l'aluminium. Notez cependant que les procédés illustrés ne font pas tous partie d'une même usine. En fait la Figure 5.1 regroupe, dans un même schéma de production, tous les procédés et technologies existants dans nos usines québécoises.

De plus, afin de permettre au lecteur de visualiser les différences majeures entre les usines québécoises, la Figure 5.2 illustre les procédés particuliers de chacune de nos usines.

Par ailleurs, le procédé global de fusion réductrice de l'aluminium sera décrit suivant les trois sous-secteurs qui composent les usines d'électrolyse, à savoir:

- le sous-secteur carbone;
- le sous-secteur électrolyse;
- le sous-secteur fonderie.

Figure 5.1 PROCÉDÉS DE FABRICATION DE L'ALUMINIUM

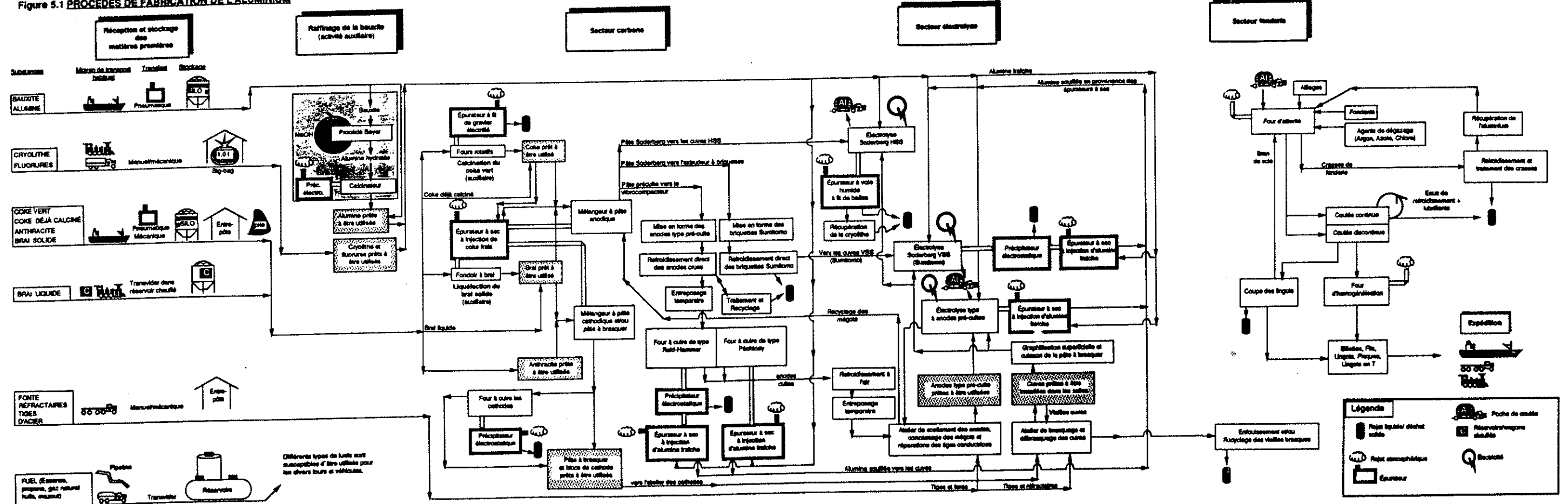


Tableau 5.1 (Suite)

PARTIE 2: POLLUTION DE L'EAU ET GESTION DES DECHETS

Usines répertoriées								
Procédés impliqués	Alcan-Vaudreuil	Alcan-Arvida	Alcan Isle-Maligie	Alcan-Grande-Baie	Alcan Shawinigan	Alcan-Beauharnois	Reynolds Bate-Corneau	ABI-Bécancour
• Gestion des boues d'épurateurs à voie humide	Le système de récupération de la cryolite est couplé avec le réservoir de liqueur des épurateurs à voie humide de Huine Arvida	Toutes les boues d'épuration arrivent dans le système de recyclage de la cryolite. Les boues de ce système sont envoyées avec les boues rouges du produit Bayer et envoyées dans des bassins étanches. Rappelons que la liqueur des épurateurs est susceptible de contenir 15-20% des HAP liés par l'écotrolyse Soderberg. Il existe encore une nouvelle usine d'assainissement qui traitait jadis les boues des épurateurs.	Les liqueurs des épurateurs sont envoyées, par camion citerne, au système de recyclage de la cryolite de Huine Vaudreuil.	N.A.	Les boues issues de la décoloration des liqueurs des épurateurs étaient, jusqu'à tout récemment, entreposées dans un bassin dont la surverse se fait directement au Fleuve. Actuellement, les boues sont séchées et déposées selon les règlements de la LOE	Jusqu'en 1986, l'épuration de la tour à pâte (incluant les tondeurs à bras) se faisait par voie humide. Les liqueurs d'épurateurs étaient alors envoyées à la mer. Actuellement, un système à sec est en opération.	N.A.	
• Refroidissement des anodes type "précuites" crues	N.A.	Système semi-ouvert pré-séance de beaucoup de réseaux bouillies. Possibilité de passer par l'effluent AD qui regroupe aussi CPA, CPC, coulees et autres éléments pour se jeter dans le Saguenay.	N.A.	Filtre lamellaire, sécheur et bûche à sable. Les rejets liquides sont envoyés échantillés aux étangs d'oxydation et les boues sont gérées selon les règlements de la LOE.	N.A.	N.A.	N.A.	Bassin fermé avec bassin adjoint; les boues sont périodiquement pompées et envoyées chez Trid.
• Refroidissement des briquettes (Soderberg VSS-Sumitomo)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	Circuit ouvert jusqu'en juin 1990; après, recyclage	N.A.
• Gestion des boues rouges	Anciennement envoyées au Saguenay sont maintenant confinées dans des bassins. Peuvent contenir des HAP.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
• Eaux de refroidissement de la fondrière	N.A.	Système inconnu, pré-séance de beaucoup de réseaux bouillies. Possibilité de passer par l'effluent AD qui regroupe aussi CPA, CPC, coulees et autres éléments pour se jeter dans le Saguenay.	Grande décharge, réduction à la source!	Séparateur à air induit, Rythme à l'eau vive, réseau naturel	Collecteur municipal recueille les eaux en provenance de la coule.	Idem Shawinigan	Sans traitement, à la mer	Sécheur à air, disques, bassin de décoloration-homogénéisation.
• Eaux sanitaires et cafétéria	Var Arvida	Émissaire B muni de 2 étages de sédimentation	Ouvrage municipal d'assainissement d'Alma	Bassin d'attraction prolongé	OMA de Shawinigan	OMA de Beauharnois		aucun traitement, réseau d'égouts public
• Eaux de ruissellement (toiture, drains, drainage, lavage, etc)	Var Arvida	Émissaire C, sans traitement	Grande décharge, réduction à la source!	Égout privé de LaSalle	OMA de Shawinigan	OMA de Beauharnois		Bassin de sédimentation et émissaire au Fleuve
• Gestion des poussières d'épurateurs		Les goudrons générés par le précipitateur électrostatique Oxon-Métrop sont temporairement stockés dans des bûches de 45 gal. Il existe un récupérateur. Les poussières sont stockées sur place. Les graviers de l'épurateur des fours de calcination du côté sont récupérés par une firme spécialisée.		Recyclées dans le procédé.			Recyclées dans le procédé saur pour les poussières du PE qui sont considérées comme déchets dangereux et gérées par Saintmoble (?)	Recyclées dans le procédé
• Débrassage humide vs débrassage à sec	N.A.	Oui, gestion des boues inconnue	Oui, gestion des boues inconnue	A sec	Oui, gestion des boues inconnue	Oui, gestion des boues inconnue	Méthode inconnue	A sec
• Gestion des vieilles brasques	N.A.	Ceblures étanches, production inconnue	Acheminées à Arvida, production inconnue	Acheminées à Arvida, production inconnue	Acheminées à Arvida, production inconnue	Acheminées à Arvida, production inconnue	Ceblures étanches, 1 cuve par semaine, tonnage inconnu, anciens sites GERLED	Bâtiment étanche, 10 cuves/an, 385 tonnes/an, en croissance.
• Réfractaires usés des fours de cuisson	N.A.		N.A.			N.A.	N.A.	4 350 Van stocké en vrac à l'intérieur, 1601 de poussières balai-chapô.
• Réfractaires usés et crasses de fondrière (Centre de coulée)								3 906 Van de crasses recyclées 35%ABI, 67% ext, 240 Van réfractaires
• Réfractaires usés des poches de coulée								132 Van de réfractaires entropés en vrac
• Crasses de rochage (Traitement des crasses)								0
• Mégots et déchets d'anodes, grenailles, réfractaires								30 000 Van rec. 100% 1 300 Van grenailles entropées dans big-bag, 54 Van de réfractaires en vrac
• Autres déchets solides (poussières de balayage)								408 Van de poussières de balayage (résidu de cuves) et 1 100 Van de crasses défectueuses
• Huiles, lubrifiants et solvants usés								72 Van récupérées dans des réservoirs souterrains et des bûches

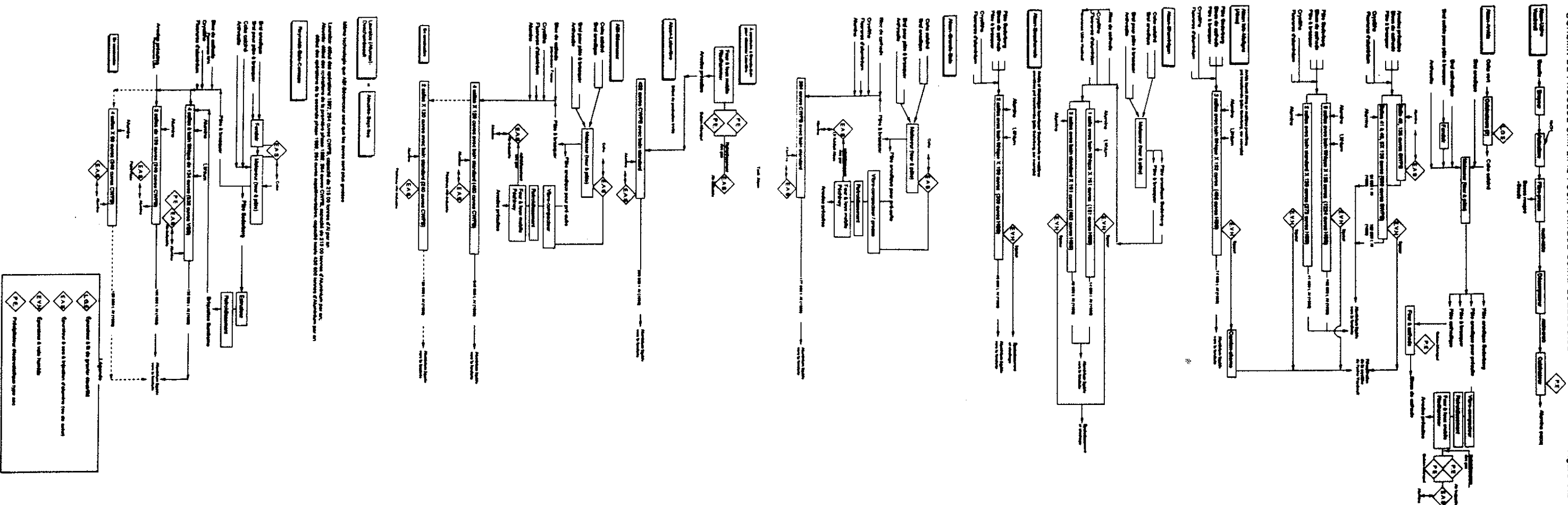


TABLEAU 5.4 - TENEUR EN HAP DES MATIÈRES PREMIÈRES (ppm sur base sèche) : CAMPAGNE 1989

[illegible]

5.2.2.1 L'électrolyse de l'alumine: sous-secteur carbone

Bien que toutes les usines d'électrolyse de l'alumine aient besoin de pâte anodique Soderberg, de briquettes Sumitomo ou d'anodes précuites et qu'elles aient également besoin de blocs de cathodes et de pâte à brasquer, toutes les usines n'ont pas nécessairement les mêmes infrastructures dans leur sous-secteur carbone.

En effet, ce sous-secteur comprend plusieurs procédés qui ne sont toutefois pas utilisés dans chaque usine. Parmi ces procédés, on rencontre:

1. la calcination du coke vert;
2. la fabrication de la pâte anodique;
3. la fabrication de la pâte à brasquer;
4. la cuisson des anodes de type précuites;
5. le scellement des anodes et le recyclage des mégots;
6. la fabrication de pâte cathodique et la cuisson de cathodes;
7. le brasquage et le débrasquage des cuves.

Par conséquent, les émissions atmosphériques de HAP du sous-secteur carbone des usines d'électrolyse de l'alumine peuvent varier selon les technologies d'épuration en place mais aussi selon les dimensions et le type des infrastructures de chaque usine. Pour chaque sous-procédé devant être épuré, on identifiera les usines impliquées.

Le lecteur est prié de se référer au Tableau 5.1 afin d'avoir une vue d'ensemble des sous-procédés impliqués dans l'émission de HAP, des technologies d'épuration en place et, lorsque l'information disponible le précise, de la performance des épurateurs.

Tableau 5.1: PROCÉDÉS QUI GÉNÈRENT DES HAP ET TECHNOLOGIES DÉPURATION ASSOCIÉES

Liste des sous-procédés impliqués	Polluants impliqués	Alcan-Arvida	Alcan-Isle Maligne	Alcan-Grande Baie	Alcan-Shawinigan	Alcan-Beauharnois	Reynolds- Baie-Corneau	ABI-Beauport
Général Transportement des matières premières, démarrage des wagons, transferts et stockage	Poussières de coke, d'anhracite et de brai solide	Transportation coke et anhracite avec benne grue et wagon. Comoyeurs ouverts et manutention des matières de rabats poussières, mais de protection contre le vent. Stockage en pile de rambois-ots à l'usine, le coke est entassé dans un bâtiment à la chaudière-pâtisserie. Les transferts se font à la charge-pâtisserie. Aucune mesure de protection en site ou dans des hangars.	Voit Alcan Arvida. Entasseage à l'usine non identifié	Voit Alcan Arvida. Entasseage de toutes les matières premières et en matières déchargées par flûte à manœuvre.		Transferts internes et externes. Entasseage non identifié	Transportement pneumatique du coke, Transportement mécanique de l'anhracite et du brai solide par rail de 45 galions par rail. Tous les convoyers sont identifiés. Toutes les matières premières sont isolées en alu-ber (sauf le coke (fluorant)) et les matières premières sont isolées en alu-ber (sauf le coke (fluorant)) et les matières premières sont isolées en alu-ber (sauf le coke (fluorant)).	Transportement pneumatique du coke, Transferts interne et externe pour la manutention, 30 de toutes les matières premières, les matières premières sont isolées en alu-ber (sauf le coke (fluorant)).
Secteurs carbone et électrolyse Calcination du coke	Poussières de coke et hydrocarbures (HAP, BS, etc)	Les deux baux traités sont séparés par un système électrostatique à gravité. Efficacité et émissions.	N.A. (Pila Soderberg sèche humide par Arvida)	Coke oide calciné	Coke oide calciné	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	Le coke activé est déjà calciné.	Le coke activé est déjà calciné.
- Liquéfaction du brai cathodique - Liquéfaction du brai anodique	Vapeurs de brai riches en HAP	Les baux anodiques et cathodiques sont brûlés par wagnons chauffés, le brai solide utilisé pour la pila à brasure est éliminé.	N.A. (Pila Soderberg sèche humide par Arvida)	Les baux anodiques et cathodiques sont brûlés par wagnons chauffés, le brai solide utilisé pour la pila à brasure est éliminé.	Les baux anodiques et cathodiques sont brûlés par wagnons chauffés, le brai solide utilisé pour la pila à brasure est éliminé.	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	Les baux anodiques et cathodiques sont brûlés par wagnons chauffés, le brai solide utilisé pour la pila à brasure est éliminé.	Les baux anodiques et cathodiques sont brûlés par wagnons chauffés, le brai solide utilisé pour la pila à brasure est éliminé.
Préparation de la pâte Soderberg et de la pâte pour précuite	Vapeurs de brai riches en HAP, poussières de coke, COV	Non identifié	N.A. (Pila Soderberg sèche humide par Arvida)	Non identifié	Non identifié	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.
- Préparation des briquettes Sumitomo - Vibroassage/mise en forme des anodes précuites crues	Vapeurs de brai riches en HAP, poussières de coke, COV	Non identifié	N.A. (Pila Soderberg sèche humide par Arvida)	Non identifié	Non identifié	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.
Cuisson des anodes	Poussières de coke, HAP, CO, COV	Production électrostatique d'anhracite. Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	N.A. (Pila Soderberg sèche humide par Arvida)	Non identifié	Non identifié	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.
Cuisson des cathodes	Poussières d'anhracite, HAP, CO, COV	Production électrostatique d'anhracite. Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	N.A. (Pila Soderberg sèche humide par Arvida)	Non identifié	Non identifié	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.
Brassage des cuves	Poussières d'anhracite et vapeurs de brai (HAP)	Item électrolyse. Fréquence de réaction inconnue. Durée de la période de gravitation et solement voisine de 48 heures.	Item électrolyse. Fréquence de réaction inconnue. Durée de la période de gravitation et solement voisine de 48 heures.	Item électrolyse. Fréquence de réaction inconnue. Durée de la période de gravitation et solement voisine de 48 heures.	Item électrolyse. Fréquence de réaction inconnue. Durée de la période de gravitation et solement voisine de 48 heures.	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.
- Électrolyse Soderberg HSS - Électrolyse Soderberg VSS (sous-procédé Sumitomo)	HAP, CO, COV	Voie humide (électrolyse à 200 °C). Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	Voie humide (électrolyse à 200 °C). Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	Voie humide (électrolyse à 200 °C). Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	Voie humide (électrolyse à 200 °C). Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.
- Électrolyse type précuite - Électrolyse type précuite - Électrolyse type précuite	HAP, CO, COV	5 salles (1440) : 600 cuves Soderberg par voie de bus. Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	N.A.	Toutes les salles sont de type Soderberg. Efficacité thermique 90%. Taux d'émission pour HAP: 140 g / 100 cathodes crues.	N.A.	N.A. (Shawinigan fournit des électrodes en bloc de pila Soderberg standard)	N.A. Les anodes précuites sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.	Système à sec. Procédé de cuisson à l'air chaud. Les électrodes sont envoyées à l'usine de la pila Soderberg.

i) La calcination du coke vert

Seul le secteur carbone de l'usine Alcan-Arvida (Complexe-Jonquière) importe du coke vert qu'elle calcine dans deux fours rotatifs brûlant de l'huile no. 2. Les besoins en coke de pétrole des autres usines sont assurés par l'achat de coke déjà calciné.

Les émissions atmosphériques de ce sous-procédé comprennent notamment des poussières de coke, des hydrocarbures volatils des suies et des goudrons contenant des HAP. Ces émissions contiennent également du SO_2 , du monoxyde et du dioxyde de carbone (CO et CO_2) et des oxydes d'azote (NO_x). L'épurateur utilisé est un électrofiltre à lit de gravier dont le principe d'épuration consiste à faire passer les gaz de procédé sur un lit de gravier chargé électriquement qui filtrera et adsorbera les poussières et goudrons. Le gravier souillé est récupéré par une firme autorisée.

L'efficacité réelle du système et les émissions atmosphériques de HAP du procédé de calcination du coke n'ont fait l'objet d'aucune mesure selon Monsieur Renald Violette, responsable du programme technique d'environnement d'Alcan-Jonquière (comm. pers. lors de la visite industrielle, 28-29/09/1989). Toutefois, à titre d'information, des essais réalisés sur un épurateur semblable par la Communauté Urbaine de Montréal ont révélé que plus de 85% des substances organiques volatiles émises par une usine montréalaise de fabrication de bardeaux d'asphalte étaient retenues par l'électrofiltre à lit de gravier.

ii) Fabrication de la pâte anodique (Soderberg, Sumitomo et pour anodes précuites) et refroidissement des briquettes Sumitomo

Les secteurs carbone des usines de Alcan-Arvida et Alcan-Shawinigan fabriquent de la pâte pour les caissons à anodes de leurs cuves Soderberg HSS; ces usines fournissent également les usines d'Alma (Isle-Maligne) et de Beauharnois. L'usine Reynolds fabrique sa propre pâte Soderberg qui sera ultérieurement extrudée en forme de briquettes servant à alimenter les caissons à anodes des cuves Sumitomo. Grande-Baie fabrique sa pâte à anode précuite et celle qui servira aux besoins de l'usine de Laterrière. ABI fabrique sa pâte à anode précuite et Arvida fabrique également la pâte à anode précuite nécessaire à ses propres besoins.

La composition des différents types de pâte anodique varient quelque peu. Dans les pâtes Soderberg, on doit distinguer la pâte standard (27% de brai, 50% de coefficient d'élongation) de la pâte sèche (25% de brai, 25% de coefficient d'élongation). La pâte sèche est utilisée exclusivement à Alcan-Alma (Isle-Maligne) et Alcan-Arvida. A Shawinigan, on utilisera bientôt une pâte de type HPR (haut point de ramollissement) dont la teneur en brai sera inférieure à 25% (Renald Violette, comm. pers., déc. 1989). Pour l'instant, Shawinigan et Beauharnois utilisent toutes deux de la pâte standard (27% de brai). Pour sa part, la pâte à anode précuite produite à Alcan-Arvida, Alcan-Grande-Baie, ABI-Bécancour, contient entre 16 et 19% de brai. Il en sera de même pour les nouvelles usines (Alcan-Laterrière, Alumax-Deschambeault, Alouette-Sept-Iles, et éventuellement, Alcan-Alma).

Depuis plusieurs années chez Alcan, la composition des pâtes anodiques utilisées dans les cuves Soderberg HSS ne cesse de faire l'objet de recherches. Les résultats de ces recherches

sont à l'effet que moins la pâte contient de brai, moins élevées sont les émissions de HAP (15% de réduction sur les émissions de HAP totaux dont les 16 composés de l'US EPA, en utilisant une pâte sèche contenant 25% de brai au lieu de 27%).

De plus, des essais particulièrement intéressants ont été réalisés à Alcan-Shawinigan. La pâte que l'on songe à utiliser au début de 1992 contient un brai à haut point de ramollissement (HPR). Cela signifie que ce brai n'est liquide qu'à une température de 135°C au lieu de 105°C, comme c'est le cas de celui qui est utilisé dans la pâte sèche ou standard. En demandant au fournisseur de produire un brai HPR, on transfère à l'industrie pétrochimique le problème des substances organiques volatiles. Ces substances volatiles peuvent renfermer des noyaux benzéniques propices à la création de HAP mais surtout, des HAP de faibles poids moléculaires dont le point de fusion est inférieur à 135°C (anthracène, fluoranthène, fluorène, phénanthrène, naphthalène, acénaphthène, acénaphthylène).

Les résultats préliminaires d'Alcan-Shawinigan indiquent que la réduction des émissions de HAP totaux peut atteindre 35-40% lors de l'utilisation de cette pâte avec brai HPR. Cette réduction a toutefois été observée à la sortie des épurateurs des salles d'électrolyse; la réduction des émissions des fours à pâte suite à l'utilisation de brai HPR n'a pas été mesurée.

Lorsqu'on fabrique des pâtes anodiques dans les tours à pâte, le mixage du brai liquide (ou liquéfié) et du coke de pétrole pré-chauffé génère des poussières de coke mais surtout des vapeurs de brai (riches en HAP). ABI, Grande-Baie et Reynolds disposent d'épurateurs à sec à injection de coke frais qui adsorbent ces vapeurs de brai. Le coke, enrichi de ces vapeurs, est récupéré par un système de cyclones ou de filtres à manches

puis, retourné dans le procédé de fabrication de la pâte. Ce système peut théoriquement éliminer la quasi-totalité des vapeurs de brai de l'effluent de la tour à pâte, bien qu'aucune mesure pouvant confirmer cette théorie n'ait été rapportée par les responsables du secteur environnement des usines visitées.

Notez que selon Renald Violette (comm. pers., 29-29/09/1989) Arvida et Shawinigan n'épurent pas les effluents atmosphériques de leur tour à pâte. De plus, le suivi de ces effluents ne fait l'objet d'aucune mesure à la source.

Chez Reynolds-Baie-Comeau, en plus de fabriquer de la pâte anodique, il est nécessaire de procéder à une autre étape avant d'alimenter les cuves d'électrolyse. Il faut fabriquer des briquettes à partir de cette pâte.

La fabrication de briquettes Sumitomo passe par l'extrusion de la pâte anodique Soderberg chaude. La configuration des cuves Soderberg VSS se prête davantage à une alimentation en pâte préalablement mise en forme (de briquettes) qu'à une alimentation en pâte lâche comme c'est le cas pour le caisson des cuves Soderberg HSS. Ces briquettes doivent préalablement être refroidies avant d'être stockées pour une utilisation ultérieure. La technique utilisée consiste à immerger une section du convoyeur à bande qui amène les briquettes de l'extrudeur à l'aire de stockage. Le circuit d'eau de refroidissement est ouvert; l'eau qui a été en présence des briquettes chaudes ($335 \text{ m}^3/\text{j}$) est retournée sans traitement au milieu aquatique.

Il est important de mentionner que jusqu'en 1987, Reynolds Baie-Comeau déversait, en plus des eaux de refroidissement direct, les liqueurs usées des épurateurs de la tour à pâte (gaine de chargement et de déchargement des malaxeurs et fondoirs

à brai). A cette époque, les rejets journaliers moyens de HAP s'élevaient à 120 kg. Actuellement, la tour à pâte est épurée à sec avec un système d'injection de coke. On ignore actuellement l'ampleur des rejets de HAP issus du refroidissement des briquettes mais, selon Robert Tremblay (MENVIQ, comm. pers., 01/90), le programme d'assainissement développé conjointement par la Direction de l'Assainissement Industriel du MENVIQ et l'usine Reynolds incluerait le recyclage et le traitement de cet effluent.

iii) Fabrication de pâte à brasquer

Bien que seule Alcan-Arvida fabrique et cuit des blocs de cathode servant à tapisser le fond des cuves électrolytiques, toutes les usines fabriquent (ou du moins disposent) de pâte à brasquer. Faite de brai (16-17%) et d'anthracite, cette pâte sert de mortier entre les blocs de cathode. Elle sert également à niveler le fond des cuves, protéger ses parois latérales et adoucir la pente créée par la juxtaposition de petits blocs cathodiques près des parois des cuves. Les polluants générés par la fabrication de cette pâte de même que les technologies d'épuration adoptées par l'industrie ne diffèrent pas de ceux et celles s'appliquant à la fabrication de la pâte anodique.

iv) La cuisson des anodes de type précuites et le refroidissement des anodes crues

Seules les usines d'Arvida, de Grande-Baie et de Bécancour possèdent des fours à cuire les anodes. Baie-Comeau importe ses anodes précuites des USA et Laterrière s'approvisionnera à partir de Grande-Baie.

Ces trois usines utilisent des fours à feux mobiles ("ring furnace").

Les usines de Grande-Baie et de Bécancour opèrent un four à feux mobiles de type ouvert ("open ring furnace") et de technologie Péchiney (voir Figure 5.3). Ce type de four, à cause de la position des brûleurs, de la circulation horizontale de la chaleur produite et de la circulation générale des gaz de cuisson, oxyde les goudrons (et les HAP) de façon efficace.

L'usine d'Arvida opère pour sa part un four à feux mobiles de type fermé ("closed ring furnace") de technologie Riedhammer (voir Figure 5.4). Le four Riedhammer favorise la volatilisation des goudrons qui, à cause de la circulation verticale de la chaleur et des gaz de cuisson, seront mélangés dans la partie haute des caissons du four avec les gaz de combustion. Ce four oxyde les goudrons et les HAP de façon moins efficace que le four Péchiney.

Le Tableau 5.2 donne un aperçu des différences qui existent entre ces deux types de fours.

Parce que la qualité des effluents gazeux de ces deux types de fours est différente, les technologies d'assainissement qui y sont associées sont également différentes.

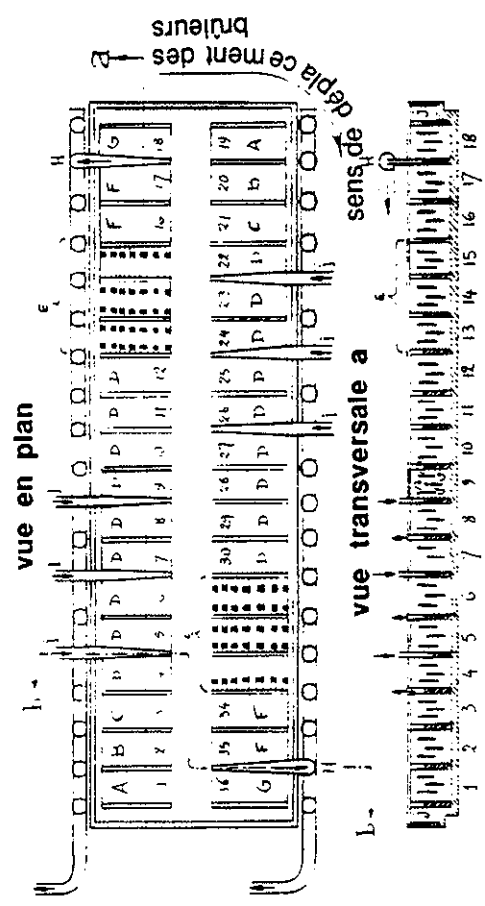
Arvida traite les émissions atmosphériques de son four à cuire grâce à un système comprenant deux précipitateurs électrostatiques (en parallèle) suivi d'un système à injection d'alumine récupérée par un filtre à manches. Les gaz, préalablement refroidis par un échangeur de chaleur eau-glycol, voient leurs fractions particulaires chargées électriquement et attirées par les électrodes du précipitateur. Les particules capturées sont

Figure 5.3

SCHEMA D'UN FOUR A FEUX MOBILES DE TYPE "OPEN RING FURNACE"

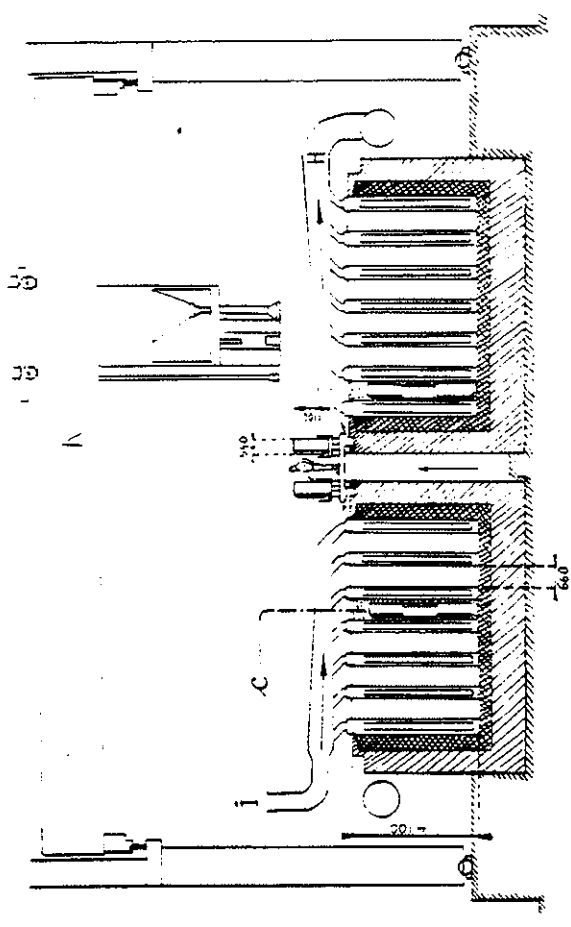
four à feux mobiles de type ouvert composé de 36 sections:

Vue générale

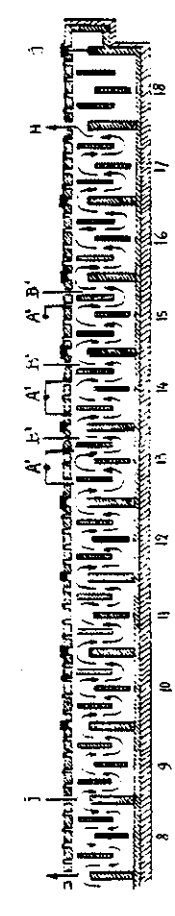


- A chargement
- A' brûleurs
- B entretien
- B' thermocouple
- C vidange
- D refroidissement des anodes
- E combustion: 36 brûleurs
- F préchauffage des anodes
- G remplissage d'une section
- H évacuation des gaz de cuisson
- I arrivée d'air d'appoint et d'air de combustion
- J étouffoir
- K pont roulant

Vue transversale bb



Vue transversale a



Vue transversale c

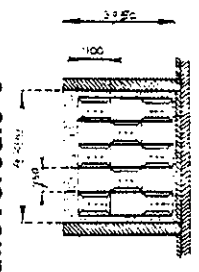
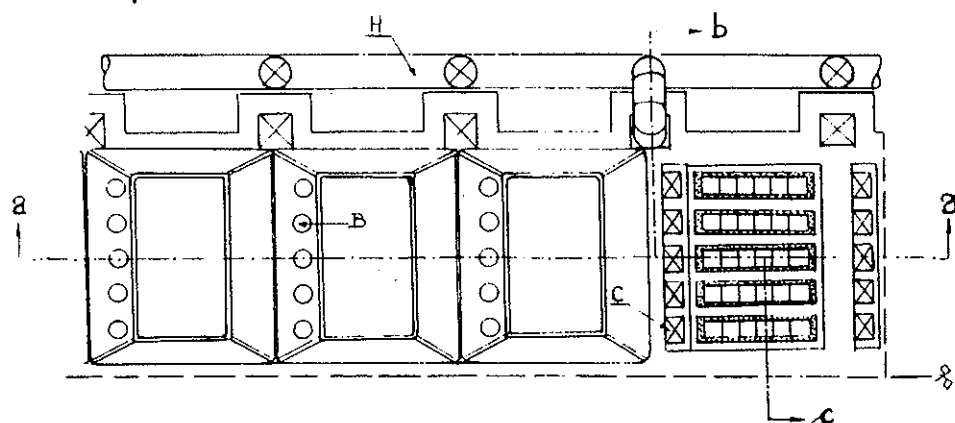


SCHÉMA D'UN FOUR À FEUX MOBILES DE TYPE "CLOSED RING FURNACE"

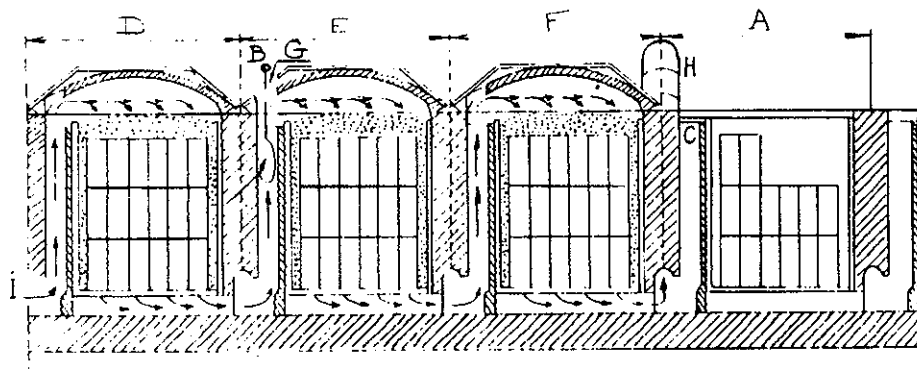
Figure 5.4

vue en plan



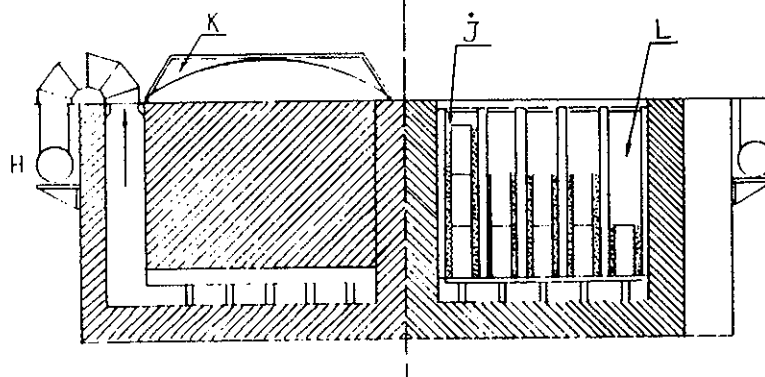
Vue transversale aa

sens de déplacement des brûleurs



Vue transversale b

Vue transversale c



- A chargement
- B brûleurs
- C étouffoir
- D refroidissement des anodes
- E combustion
- F préchauffage des anodes
- G air de combustion
- H évacuation des gaz de cuisson
- I air préchauffé
- J poussier
- K couvercle de la section
- L chambre de cuisson

TABLEAU 5.2: DIFFÉRENCES ENTRE LES DEUX TYPES DE FOURS A FEUX MOBILES.

CARACTÉRISTIQUES	TYPE OUVERT	TYPE FERMÉ
• Débit des gaz de cuisson (Nm ³ /t d'anode cuite)	9 500-12 000	3 500-8 000
• Débit théorique des gaz de cuisson qui est adopté pour les calculs suivants (Nm ³ /t Al)	5 600	3 000
• Température des gaz quittant le four (avant épuration) (°C)	150-300	70-130
• Goudrons condensables à 35°C (mg/Nm ³)	30-70	100-500
• Production de goudron avant épuration (kg/t Al)	0,05-0,17	6,0
• Concentration en fluor gazeux avant épuration (mg/Nm ³)	120	230
• Production de fluorure gazeux avant épuration (kg/t Al)	0,3-0,7	0,3-0,7
• Production de poussières avant épuration (kg/t Al)	0,17-0,40	1,2

Réf.: UNEP, 1981

ensuite chauffée dans la partie du précipitateur. Les particules consistent surtout en des goudrons qui seront récupérés dans des barils de 45 gallons. Les gaz débarrassés d'une bonne partie des goudrons seront mélangés (par système venturi) avec de l'alumine fraîche qui adsorbera les goudrons restants mais aussi, les fluorures qui proviennent des mégots d'anodes recyclés dans la pâte anodique. Le filtre à manches récupérera l'alumine enrichie et celle-ci sera recyclée dans les cuves électrolytiques. L'efficacité d'épuration théorique du système est de 99% pour les particules, les HAP et les fluorures et 20% pour le SO_2 . Les rendements mesurés sont de 92,1% (HAP), 99,7% (HF) et 66% (SO_2) (Réf.: données fournies par l'Alcan lors des visites industrielles). Cette dernière valeur doit cependant être vérifiée de nouveau par Alcan.

Les désavantages liés à l'utilisation d'un précipitateur électrostatique en amont du système à sec sont: les risques d'explosion dus à la présence d'hydrocarbures et la gestion des goudrons récupérés. Tant et aussi longtemps qu'on trouve preneur pour ce déchet (un concentré de HAP), le seul problème consiste à l'entreposer temporairement, en toute sécurité. S'il advenait que ces goudrons ne puissent plus être recyclés par des manufactures qui produisent des bardeaux d'asphalte, les goudrons devraient très probablement être incinérés par des firmes spécialisées. Le principal avantage à utiliser un précipitateur électrostatique en amont de l'épurateur à sec repose sur la propreté relative de l'alumine qui sera récupérée de l'épurateur à sec. Comme l'alumine est la matière première servant à produire l'aluminium, une plus grande pureté initiale se traduit par une plus haute pureté dans le métal produit.

Chez Alcan-Grande-Baie et ABI-Bécancour, l'épuration de l'effluent gazeux des fours à cuire ne fait pas appel au précipita-

teur électrostatique. Seule l'adsorption sur alumine fraîche est nécessaire pour débarrasser les gaz des fluorures, des goudrons, des substances organiques volatiles et des HAP qu'ils contiennent.

Le système à sec d'Alcan-Grande-Baie utilise un contacteur gaz/alumine de technologie Alcoa à lit d'alumine fluidisée (voir Figure 5.5). Les efficacités théoriques et mesurées du système d'épuration actuel de Grande-Baie (vis-à-vis les polluants usuels) sont pratiquement identiques à celles d'Arvida (voir Tableau 5.1).

ABI-Bécancour utilise pour sa part le système de contact gaz-alumine par venturi de la compagnie Procédair (voir Figure 5.6).

Mentionnons que cette usine refroidit les gaz de procédé dans une tour de refroidissement à contact direct où toute l'eau de refroidissement utilisée est évaporée. Cependant, la présence de poussières de coke et de HF dans l'effluent gazeux à refroidir occasionne des problèmes de corrosion et d'usure prématurée de la tour de refroidissement. Cette dernière a fait l'objet de plusieurs réparations et à l'heure actuelle, l'intérieur de la tour est en majeure partie tapissé de céramique. L'efficacité globale du système Procédair n'a fait l'objet d'aucune mesure portée à notre connaissance, cependant les résultats des essais à la source indiquent qu'une très faible quantité de polluants est évacuée de la cheminée de l'épurateur (voir Tableau 5.1).

Figure 5.5

SCHÉMA D'UN DÉPOUSSIÉREUR AVEC INJECTION D'ALUMINE ET CONTACT SUR LIT FLUIDISÉ

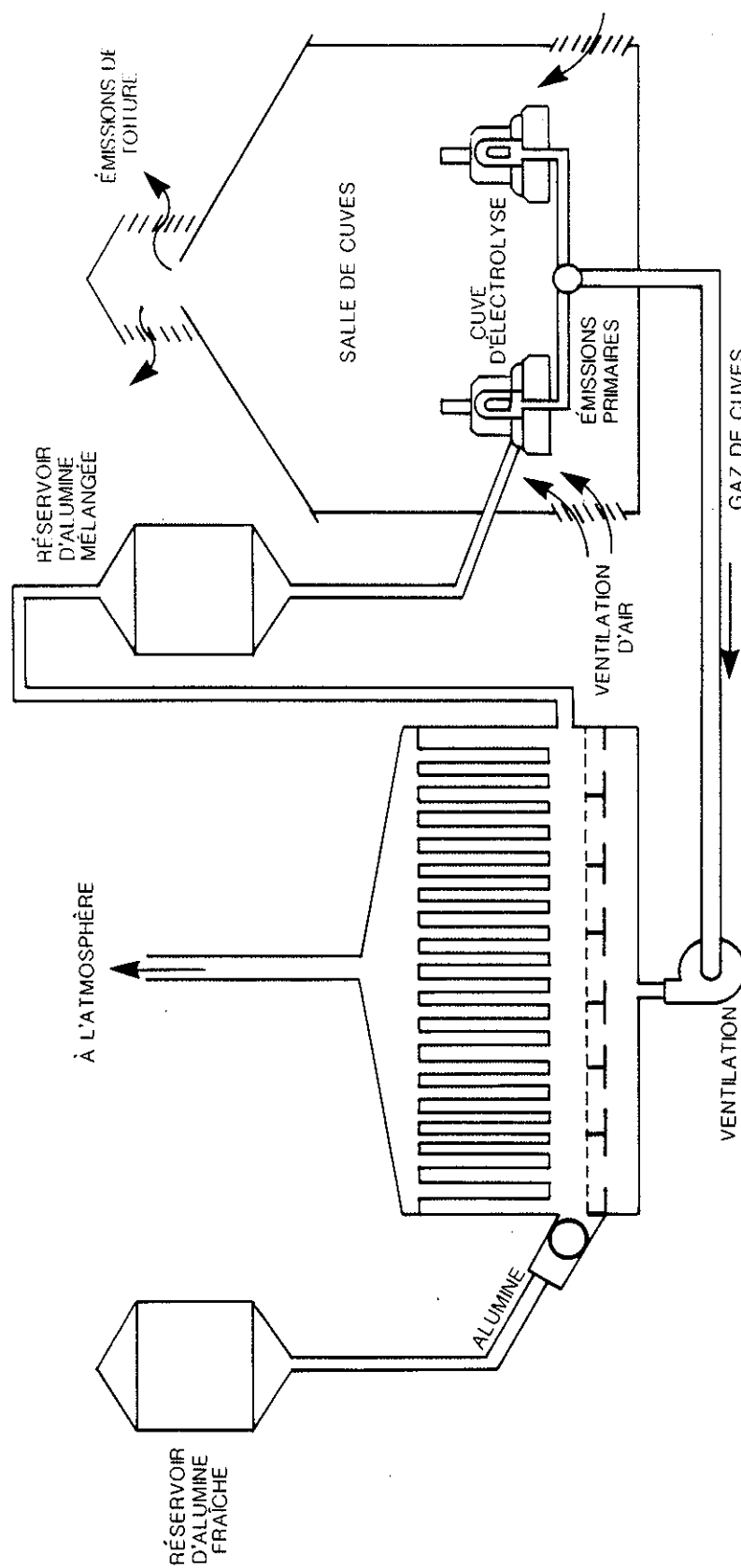
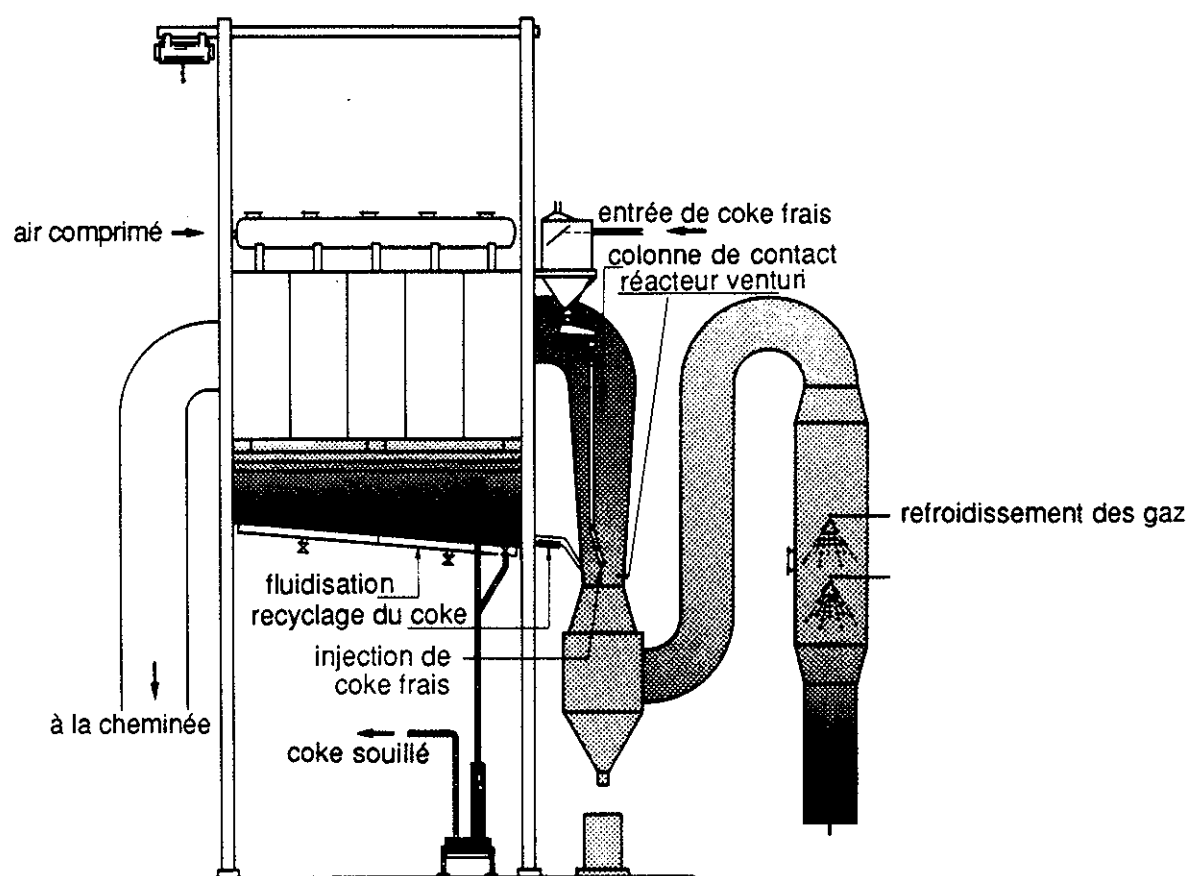


SCHÉMA D'UN ÉPURATEUR À SEC POUR LE TRAITEMENT DES ÉMISSIONS DES FOURS À CUIRE

Figure 5.6



Notons finalement qu'un second four à feux mobiles, de type fermé celui-là, sera construit à Grande-Baie afin de subvenir aux besoins de Laterrière. Grande-Baie fera donc bientôt appel à deux types de four et deux technologies d'épuration différentes: le four Pechiney épuré à sec avec injection d'alumine et le four Riedhammer épuré à l'aide d'un précipitateur électrostatique et d'un système à sec à injection d'alumine.

Chez ABI, ce système de refroidissement direct est en circuit fermé et ne pose donc pas de problème. L'eau est refroidie par un échangeur de chaleur et les boues et particules susceptibles de se dégager des anodes sont récupérées dans le fond du réservoir de refroidissement. Ces boues sont récoltées une ou deux fois par année et sont envoyées chez Tricil à des fins d'incinération.

Une autre source potentiellement importante de HAP est l'eau de refroidissement des anodes crues de type précuites. Les usines de Alcan-Arvida, Alcan-Grande-Baie et ABI-Bécancour doivent toutes refroidir les anodes crues qui ont été vibro-compactées à chaud (ou moulé à chaud par une presse hydraulique). Ces anodes sont refroidies à l'eau (contact direct) et, bien que les HAP soient des composés hydrophobes, leur solubilité n'est pas égale à zéro. Le refroidissement direct peut également provoquer la désaggrégation de petits morceaux d'anode qui, rappelons-le, est constituée de brai et de coke.

Chez Alcan-Grande-Baie, le système de refroidissement direct est également en circuit fermé. L'eau de refroidissement passe par un filtre à sable et est refroidie par un échangeur de chaleur. L'eau de lavage à rebours du filtre à sable est dirigée vers un séparateur lamellaire puis, vers les bassins de décantation. Les particules et goudrons extraits de l'eau de refroidissement sont

acheminés chez un récupérateur autorisé pour fins d'incinération (Alain Chouinard, comm. pers., 14/12/89).

Chez Alcan-Arvida, le système de refroidissement direct est en circuit semi-ouvert. L'eau de refroidissement est partiellement refroidie par un échangeur de chaleur et partiellement renouvelée. La surverse est renvoyée à l'effluent industriel sans traitement. Nous ignorons ce qu'il advient des particules et goudrons qui se déposent dans le système. Des mesures auraient récemment été prises par le MENVIQ pour cet effluent (Renald Violet, comm. pers., 14/12/89).

v) La cuisson des cathodes

Chez Alcan-Arvida, seule usine québécoise à cuire des blocs de cathode, l'épuration des gaz de cuisson suit un cheminement semblable à celui des anodes de type précuites, sauf que seul un précipitateur électrostatique est utilisé (pas de traitement à sec avec l'alumine). L'absence d'un épurateur à sec à injection d'alumine de même que le fait que la composition de la pâte à cathode (1) soit différente de celle de la pâte anodique, induisent un taux d'émission de substances organiques volatiles, et notamment de HAP, supérieur à celui de la cuisson des anodes.

En effet, d'anciennes données issues de J.M. Sala (comm. pers., automne 1988) publiées dans un rapport de Lavalin Environnement (1988) indiquaient que les taux d'émission des HAP totaux étaient de 140 g/t de cathode cuite. Ce taux était trois fois supérieur

(1) La pâte à cathode est constituée de 14,5% de brai et d'environ 85% d'anthracite. Quant à elle, la pâte à brasquer est composée de 16% de brai et anthracite à granulométrie différente.

à la cuisson anodique épurée avec seulement un précipitateur électrostatique. Ce taux est maintenant 70 fois supérieur à la cuisson anodique épurée avec un précipitateur électrostatique et un système à sec à injection d'alumine. On peut donc penser que malgré l'efficacité théorique (99%) du précipitateur électrostatique installé en aval du four à cuire les cathodes, le taux d'émission de HAP total se situe encore autour de 140 g/t.

vi) Le brasquage des cuves

Le brasquage des cuves et, notamment la phase de graphitisation superficielle de la cuve suite à l'installation de nouveaux blocs de cathode et de pâte à brasquer (≈ 12 t/cuve), n'a fait l'objet d'aucune étude mentionnant la technologie d'épuration préconisée. Selon René Asselin de la compagnie Reynolds (visite du 5/09/1989), la graphitisation de la cathode se fait dans les salles de cuves. On installe 8 conduites de propane dans les cuves nouvellement rebrasquées et on laisse se graphitiser la cathode pendant 48 heures. De par la présence des jupes des cuves Sumitomo, les gaz générés subissent le même traitement que les gaz issus de l'électrolyse: ils sont collectés et acheminés aux épurateurs à sec.

Chez Alcan-Arvida, en plus de la méthode de graphitisation "au propane", on utilise parfois une méthode qui consiste à protéger la cathode nouvellement installée avec du poussier (coke fin). Ensuite, on ferme le capot de la cuve et on applique graduellement la tension électrique. Le coke sert alors d'agent conducteur entre l'anode et la cathode et cette dernière est alors graphitisée superficiellement.

Selon Renald Violette (comm. pers., 28-29/09/1989), l'une et l'autre des deux méthodes sont, utilisées dans les autres

usines; les émissions atmosphériques issues de la graphitisation de la cathode après le brasquage des cuves seraient épurées de la même manière que les gaz générés par le procédé d'électrolyse.

5.2.2.2 L'électrolyse de l'alumine: sous-secteur électrolyse

Abstraction faite du type de cuve utilisée (voir Figure 5.7), les gaz générés par l'électrolyse de l'alumine comprennent entre autres, des particules en suspension, du CO, du CO₂, des NO_x, du fluor particulaire, du fluor gazeux (surtout sous forme HF), des substances organiques volatiles et des HAP.

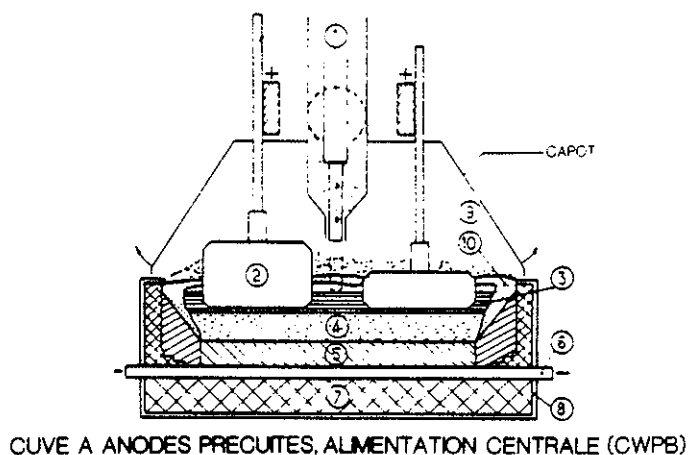
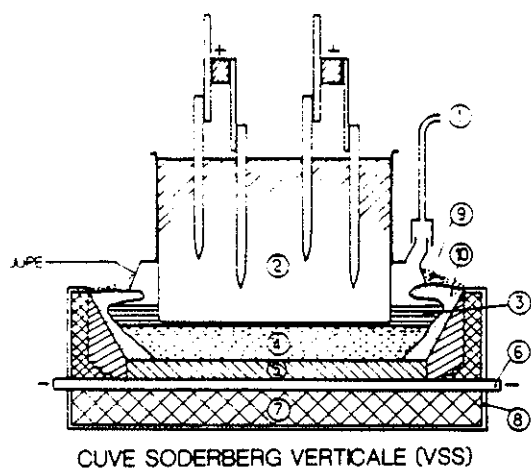
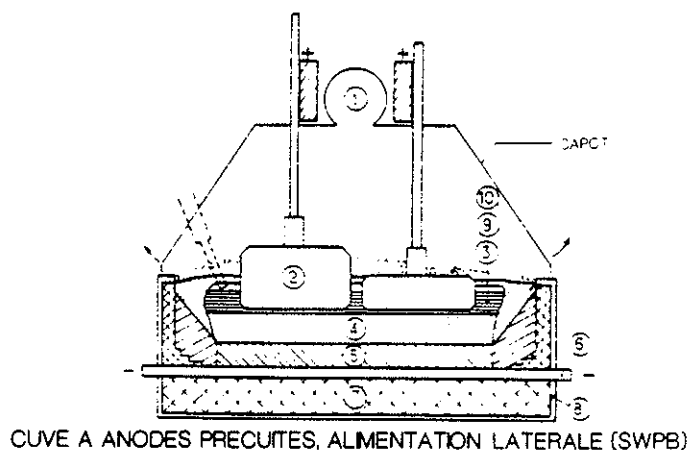
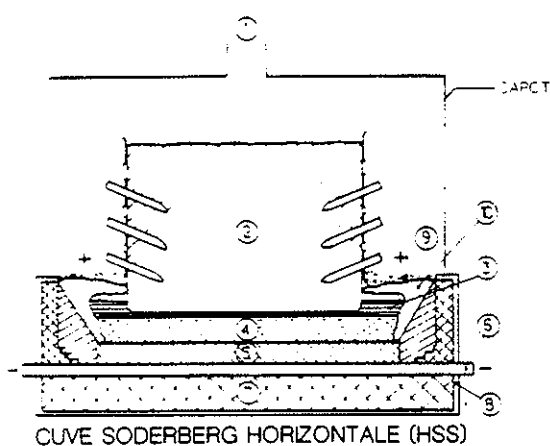
Les cuves Soderberg (HSS, VSS) ou Sumitomo (VSS modifiée), en raison de leur double fonction (faire l'électrolyse mais également cuire l'anode) émettent significativement plus de substances organiques volatiles et de HAP que les cuves de type précuites.

i) L'électrolyse dans les cuves Soderberg HSS

Les gaz des cuves Soderberg HSS (Alcan-Arvida, Isle-Maligne, Shawinigan et Beauharnois), en raison de la position des goujons conducteurs dans l'anode (qui traversent latéralement la gaine, elle-même détachable en plusieurs sections), ne peuvent être captés qu'au niveau du capot. De plus, le cassage de la croûte afin d'alimenter la cuve en alumine et le réajustement des goujons nécessité par l'abaissement de l'anode qui se consume, entraînent une ouverture fréquente des parois latérales des cuves, diminuant ainsi l'efficacité de captage des collecteurs. En effet, une certaine proportion des gaz de procédé (estimée à plus de 35% lors de l'ouverture des parois (UNEP, 1981)) s'échappe des cuves et est évacuée, sans traitement, par les lanterneaux des salles de cuves.

DIFFÉRENTS TYPES DE CUVES D'ÉLECTROLYSE

Figure 5.7



- 1 CONDUIT D'ÉVACUATION
- 2 ANODE DE CARBONE
- 3 BAIN DE CRYOLITE FONDUE
- 4 CATHODE D'ALUMINIUM LIQUIDE
- 5 BLOCS CATHODIQUES DE CARBONE
- 6 BARRES CATHODIQUES EN FER
- 7 BRIQUES RÉFRACTAIRES
- 8 COQUE D'ACIER
- 9 COUCHE D'ALUMINE
- 10 ALUMINE SOLIDIFIÉE

- 1 CONDUIT D'ÉVACUATION
- 2 ANODE DE CARBONE
- 3 BAIN DE CRYOLITE FONDUE
- 4 CATHODE D'ALUMINIUM LIQUIDE
- 5 BLOCS CATHODIQUES DE CARBONE
- 6 BARRES CATHODIQUES EN FER
- 7 BRIQUES RÉFRACTAIRES
- 8 COQUE D'ACIER
- 9 COUCHE D'ALUMINE
- 10 ALUMINE SOLIDIFIÉE

Les gaz qui sont captés sont traités par voie humide. Les épurateurs des quatre usines de l'Alcan ont été initialement conçus pour traiter les polluants fluorés. Les gaz en provenance des cuves sont en quelque sorte lavés à l'eau dont le pH est ajusté par l'ajout de soude caustique (NaOH) ou de carbonate de sodium (Na_2CO_3). Les gaz sont passés sur un garnissage (lit de balles) de manière à maximiser le contact eau-gaz.

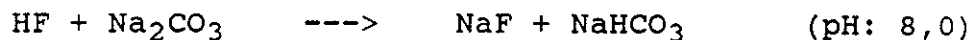
Ces épurateurs sont assez performants pour les composés fluorés: plus de 90% pour les fluorures gazeux tel le HF et plus de 60% pour les composés fluorés particuliers. Toutefois, selon les mesures réalisées par l'Alcan, leur efficacité vis-à-vis des HAP dépassent rarement 15%, pour le SO_2 elle est d'environ 15-25% et pour les particules en suspension, l'efficacité d'épuration ne dépasse pas 60% (Réf.: Alcan, 28-29/09/ 1989).

Par ailleurs, hormis la piètre performance de ces épurateurs vis-à-vis d'autres polluants que le HF, la gestion de la liqueur d'épuration usée et, éventuellement des boues d'épurateurs, peut s'avérer problématique.

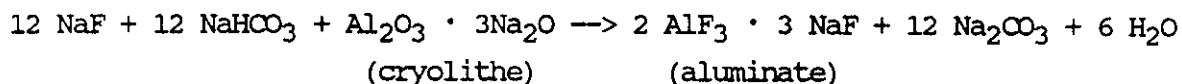
Jadis les liqueurs d'épuration étaient envoyées au milieu récepteur malgré des concentrations en HAP de l'ordre de 1-3 mg/l (AMAI, 1985). Plus récemment elles étaient décantées dans des bassins artificiels et plus récemment encore recyclées dans le réseau de récupération de la cryolithe, asséchées, stockées et gérées sécuritairement. Ces liqueurs d'épuration usées et les boues concomitantes sont encore considérées assez ennuyantes à disposer pour les gestionnaires des quatre usines de l'Alcan qui utilisent encore des épurateurs à voie humide (Isle-Maligne, Arvida, Shawinigan et Beauharnois).

Ainsi, seule l'usine Vaudreuil (Complexe Jonquière) possède l'infrastructure nécessaire à la récupération de la cryolithe. Elle accommode l'usine d'Arvida mais aussi celle d'Isle-Maligne car les liqueurs d'épuration épuisées de cette dernière sont transportées aux installations de Jonquière par camions citernes.

Le système de récupération de la cryolithe fonctionne comme suit: On ajoute de l'aluminate de sodium aux liqueurs d'épuration, de manière à précipiter les ions fluorures. La liqueur qui circule dans les épurateurs est habituellement rendue alcaline par l'addition de carbonate de calcium ou de soude caustique. La réaction suivante prend place suite à la dissolution du fluor gazeux émis par les cuves:



Cette solution ainsi formée est alors traitée avec de l'aluminate de sodium qui produit un précipité de cryolithe qui sera ré-utilisé pour alimenter les cuves d'électrolyse:



A cette étape, du carbonate de sodium ou de la soude caustique est ajouté à la solution de carbonate de sodium qui sert de liqueur d'épuration. Cet ajout permet d'atteindre un pH voisin de 10,5 et de recycler la liqueur dans les épurateurs.

Cet ingénieux système de récupération de la cryolithe présente toutefois certains désavantages:

- apport en eau douce nécessaire;
- l'aluminate de sodium et la soude caustique (ou le carbonate de sodium) introduisent un excès de sodium modifiant ainsi l'équilibre du procédé. Le contenu en Na_2O de l'alumine doit donc être réduit;
- le SO_2 et les goudrons sont partiellement fixés par la solution alcaline dans l'épurateur. Par conséquent, ces goudrons et le Na_2SO_4 doivent être éliminés;
- avant que la cryolithe puisse être réutilisée dans les cuves, elle doit être calcinée afin de la déshydrater et de brûler le carbone et tous les résidus qu'elle contient. Cette opération de calcination libère inévitablement des fumées fluorées et des HAP qui sont traités par un précipitateur électrostatique.

Dans le cas du Complexe Jonquièrre, l'efficacité de la gestion des boues issues de récupérations de la cryolithe contenue dans des liqueurs d'épuration usées est étroitement liée à la gestion des boues rouges; il semblerait qu'elles vont dans le même bassin. Les boues rouges sont le résidu du procédé de purification de la bauxite en alumine (procédé Bayer), réalisé à l'usine Vaudreuil (Complexe Jonquièrre). L'étanchéité des bassins de rétention et la gestion des eaux de lixiviation et de ruissellement qui atteignent ces bassins seraient garantes de la préservation du milieu récepteur. Rappelons que les boues résiduelles des activités de récupération de la cryolithe sont considérées comme déchet dangereux (Q-2, r.12.1, Annexe 1, item 104).

Dans le cas des usines de Shawinigan et de Beauharnois, le système de recirculation des liqueurs d'épuration est actuellement en circuit fermé. Les boues décantées et traitées à la chaux sont épaissies et séchées, puis éliminées selon les directives relatives au Règlement sur les déchets dangereux. Toutefois, Shawinigan opérait jadis un bassin de décantation destiné à ces boues d'épurateurs; selon Frank Watanabe du Complexe Jonquière (comm. pers., visite industrielle), l'usine de Shawinigan aurait eu des problèmes avec les eaux de ruissellement issues de ce bassin. Isle-Maligne et Beauharnois ont également cessé, il y a une dizaine d'années, de déverser leur liqueur usée d'épurateurs dans leurs émissaires industriels (respectivement Grande-Décharge et la rivière Saint-Louis). Les boues des épurateurs des anciennes usines ne seraient plus actuellement une source directe de pollution aux HAP des cours d'eau. Cependant, en assumant que les épurateurs à voie humide peuvent retenir environ 15-20% des HAP provenant des gaz d'électrolyse, on peut présumer que des milliers de tonnes de HAP ont été rejetés aux cours d'eau dans les années 50, 60 et 70. A titre d'exemple, selon Savard (1988), entre 1943 et 1976, 100 à 200 tonnes de HAP auraient été déversés annuellement dans la rivière Saguenay par la seule usine d'Isle-Maligne.

Pour les émissions atmosphériques des anciennes usines d'Alcan, il est théoriquement possible d'améliorer significativement le captage et l'épuration des gaz issus de l'électrolyse Soderberg HSS. Pour améliorer le captage, l'installation de hottes rétractables ("airtrack system") ou de collecteurs en toiture apparaît attrayante à première vue. Ces systèmes pourraient collecter les émanations qui ne sont pas captées à la source et les acheminer à un épurateur performant. Le problème réside dans le volume des gaz à traiter et dans l'encombrement résultant de l'installation de ces systèmes.

Ce genre de projet avant déjà été étudié par l'Alcan, on constate que la structure des toits des salles de cuves ne pourrait supporter la charge des installations de hottes rétractables et qu'il serait nécessaire de renforcer toutes les structures du système de captage par des poutres de soutènement qui viendraient encombrer davantage les salles de cuves HSS rendant ainsi leur opération pratiquement irréalisable.

En ce qui concerne l'épuration, il est théoriquement concevable d'ajouter un multi-cyclones et un précipitateur électrostatique (type sec) en amont de chacun des épurateurs à voie humide. Cette démarche éliminerait sûrement une bonne partie des particules de bain, de l'alumine, des poussières et des goudrons. Sur papier, un tel système est très performant vis-à-vis tous les polluants atmosphériques habituellement générés par les cuves Soderberg HSS. De fait, cette façon d'épurer les gaz de cuves HSS (et aussi VSS), à savoir cyclone - précipitateur électrostatique - épurateur à voie humide, est assez conventionnelle (UNEP, 1981).

En pratique cependant, cela pourrait représenter l'arrêt de la production, le démantèlement des installations existantes en ne laissant que la charpente et les vieilles cuves et la reconception du réseau de collecte des gaz. Ces nouveaux épurateurs génèrent eux aussi des déchets solides et semi-liquides dont la gestion pose certaines difficultés.

Le problème des émissions atmosphériques peut-être réglé en changeant complètement le système actuel par un système de précipitateurs électrostatiques à mur humide ou par un système à sec à injection d'alumine comme celui qui existe dans les nouvelles usines. Cependant, dans le cas de précipitateurs électrostatiques à mur humide, deux auteurs cités par UNEP (1981)

ont mentionné que de nombreux problèmes de corrosion et de colmatage avaient été recensés dans des installations semblables en Suède et aux USA.

Comme on peut le constater, la réhabilitation d'un système d'épuration est un processus complexe: c'est un pis-aller auquel tous les industriels tardent à donner approbation; on préfère parfois tout recommencer à zéro et rebâtir une nouvelle usine utilisant une technologie propre. Cette alternative est, à long terme, souvent plus économique que d'essayer de faire du neuf avec du vieux. C'est la voie que l'Alcan préconise.

ii) L'électrolyse dans les cuves Soderberg VSS (Sumitomo)

Seule l'usine Reynolds de Baie-Comeau opère de telles cuves. La position verticale des goujons conducteurs et la présence d'un briseur de croûte latérale automatisé (innovation Sumitomo qui a remplacé le briseur de croûte pneumatique) permet de confiner les gaz de procédé sous une jupe de métal dont les deux seules ouvertures sont reliées au collecteur de gaz de la salle de cuves. Parce que ces gaz ne sont pas dilués avec l'air extérieur, ils sont assez riches en hydrocarbures pour pouvoir être préalablement brûlés dans un brûleur situé directement dans chacun des deux collecteurs des cuves. De plus, la teneur des épurateurs n'est pas dépendante de l'ouverture des capôts car il n'y a pas de capôts sur ce type de cuve. Certaines émissions diffuses, comme dans le cas des cuves HSS, sont toutefois apparentes lorsqu'on procède au bris de la croûte, au "siphonnage" de l'aluminium liquide ou à l'alimentation en alumine. Ces émissions atmosphériques transitent via les lanterneaux des salles d'électrolyse. L'efficacité de collecte des gaz oscille entre 65 et 85% pour les cuves VSS normales et peut atteindre 95% pour les cuves Sumitomo du type de chez Reynolds (UNEP, 1981).

Le système d'épuration des gaz des cuves Sumitomo de l'usine Reynolds a été modifié en 1980. Avant cette date, Reynolds opérait des épurateurs à voie humide dont les liqueurs d'épuration épuisées étaient rejetées dans le cours d'eau récepteur. Dans le nouveau système, les gaz passent par un précipitateur électrostatique et sont ensuite traités à sec par un système à injection d'alumine (contact venturi) et de filtre à manches. Les poussières et goudrons récupérés du précipitateur électrostatique doivent être éliminés selon les exigences du Règlement sur les déchets dangereux. L'alumine enrichie est recyclée dans les cuves. L'efficacité de ce système (de marque Procédair) n'a fait l'objet d'aucune mesure selon René Asselin (op. cit). La technologie utilisée laisse cependant à penser que des réductions supérieures à 95% pourraient être atteintes pour les composés fluorés; dans le cas des particules en suspension et des HAP, on obtiendrait des efficacités oscillant entre 85 et 95%. On retrouvera au Tableau 5.3 l'estimation du MENVIQ quant aux quantités de HAP émises par Reynolds-Baie-Comeau. Les émissions des autres polluants sont également données pour l'ensemble des usines québécoises.

Au sujet de la possibilité de capter les émissions diffuses transitant par les lanterneaux des salles de cuves, les mêmes réserves que pour les salles Soderberg HSS s'appliquent.

iii) L'électrolyse dans les cuves à anodes précuites

On doit distinguer les cuves à anodes précuites d'Alcan-Arvida de celles de toutes les autres usines québécoises. Les premières sont d'abord alimentées par le côté (SWPB: Side Worked Pre-Baked), en ouvrant les portes latérales du capot et après avoir brisé la croûte. Pour les cuves des autres usines on brise la croûte et on alimente par le haut et le centre (CWPB: Central Worked Pre-Baked) sans ouvrir le capot. Cette différence est

Tableau 5.3 Émissions totales (Procédés et besoins énergétiques)
(en tonnes métriques par année)

Usines répertoriées	Particules	SO ₂	CO	NO _x	HAPt	BaP	FT	COV
Alcan-Jonquière (Arvida)	9104.5	10768.3	60251.8	413.0	565.4	18.0	1323.1	92.4
Alcan-Alma (Isle-Maligne)	1251.8	1069.2	9089.8	12.5	204.1	6.0	130.3	4.0
Alcan-LaBaie (Grande Baie)	166.8	2949.4	38827.7	41.4	4.1	0.0	79.4	99.0
Alcan-Shawinigan	1482.2	1110.8	8822.4	10.2	212.9	7.2	224.2	3.8
Alcan-Beauharnois	1064.4	765.7	5983.7	0.8	158.9	5.0	97.6	2.5
ABI-Bécancour	68.6	5361.5	52214.8	38.7	0.1	0.0	97.6	132.8
Reynolds-Baie-Comeau	2232.7	4835.5	49849.1	40.1	79.8	2.8	294.5	14.3
Totaux pour 1988	15371.0	26860.4	225039.3	556.7	1225.3	39.0	2246.7	348.8

Source: Données extraites de l'inventaire informatisé des sources de polluants atmosphériques du MENVIQ (1988)

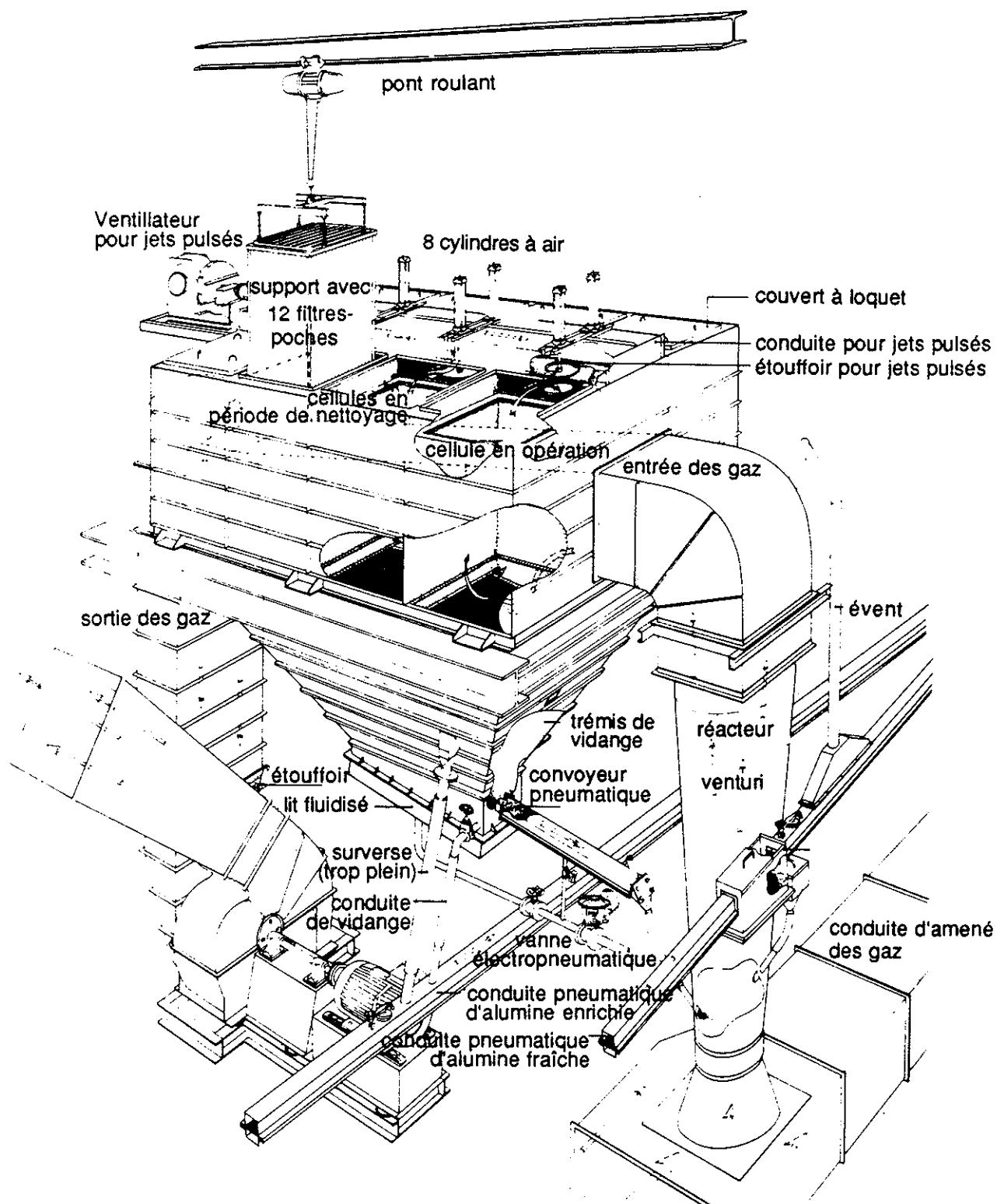
importante pour l'efficacité de captage. L'efficacité de collecte des gaz des cuves SWPB est de 80 à 90% et celle des gaz de cuves CWPB de 95 à 99% (UNEP, 1981). L'ouverture même partielle des capots entraîne de l'air de dilution qui réduit la dépression des cuves créée par le ventilateur du collecteur et permet ainsi au gaz de procéder de s'échapper dans la salle des cuves et d'être évacué sans traitement à l'atmosphère par les lanterneaux. Ce phénomène peut cependant être mitigé par l'utilisation d'un ventilateur d'appoint qui viendra augmenter la tire du collecteur, localement, au niveau de la cuve dont le capot, ou une partie du capot, doit être ouvert.

Par ailleurs, il est important de mentionner qu'à Arvida, cinq (5) salles de cuves à anodes précuites sont épurées par voie humide et qu'une seule salle du même type est épurée à sec. Le système d'épuration par voie humide a été décrit précédemment. Le système à sec est assez conventionnel; il consiste en un contacteur venturi gaz/alumine fraîche et en un filtre à manches qui sert à récupérer l'alumine enrichie par les fluorures et les goudrons générés par les cuves. L'efficacité du système oscille entre 98 et 99% pour les composés fluorés, il est de 93,5% pour les particules en suspension et ne dépasse pas 20% pour le SO_2 . L'efficacité du système pour les HAP n'a pas été mesurée mais on peut estimer que l'efficacité d'un système à sec à capter les HAP est du même ordre de grandeur que celle des particules en suspension.

Aux usines d'ABI-Bécancour et de Reynolds Baie-Comeau (salles récentes), l'électrolyse est effectuée dans des cuves CWPB. Il s'agit de cuves Pechiney standard (par opposition aux très grosses cuves qui seront utilisées chez Alumax-Deschambeault et Alouette-Sept-Iles). L'épuration est de type "à sec" et les épurateurs Flakt-Ross (Reynolds) et Procédair (ABI) sont très semblables (voir Figure 5.8). Le contact gaz/alumine est

ÉPURATEUR À SEC PECHINEY-AIR INDUSTRIE

Figure 5.8



optimisé par l'utilisation d'injecteurs venturi et la filtration se fait sur des filtres à manches nettoyés par jets pulsés. Ces systèmes permettent une efficacité théorique de plus de 99% pour les composés fluorés et d'environ 85-95% pour les particules et les HAP. Le SO_2 , par contre, ne voit sa concentration chuter que de 20% par ce système (voir Tableau 5.1).

Chez Alcan-Grande-Baie, l'électrolyse de l'alumine est réalisée dans des cuves CWPB de technologie Alcoa. L'épuration à sec des gaz de cuves se fait dans un épurateur dont la conception revient aux ingénieurs d'Alcan. L'alumine est injectée par une buse d'alimentation directement dans le collecteur de chaque salle de cuves. Ce mélange diphasique gaz/alumine est récupéré par une batterie de filtres à manches via un répartiteur. L'efficacité du système dépasse 99% vis-à-vis les composés fluorés et les particules en suspension. Les HAP sont épurés à une efficacité qui oscille entre 20 et 90% et le SO_2 peut être épuré jusqu'à 27% (Réf: données fournies par l'Alcan lors des visites industrielles).

Les futures usines d'électrolyse de l'alumine (Alumax-Deschambeault, Alouette Sept-Iles, Alma-Alcan), les usines qui démarrent (Alcan-Laterrière) et les nouvelles salles de cuves prévues dans les projets d'expansion des usines d'électrolyse de l'alumine existantes (ABI et Reynolds) feront toutes appel à la technologie CWPB épuré à sec.

Les épurateurs à sec sont actuellement la meilleure technologie d'épuration des émissions atmosphériques générées par le procédé d'électrolyse de l'alumine: ils sont efficaces pour la collecte des fluorures, permettent la quasi-totale récupération et le recyclage des fluorures et des poussières de bain émis des cuves, permettent le captage des HAP émis lorsque les anodes précuites

se consomment, ne subissent pas la corrosion, n'entraînent pas de problèmes de disposition de déchets et présentent des coûts d'entretien et d'opération faibles.

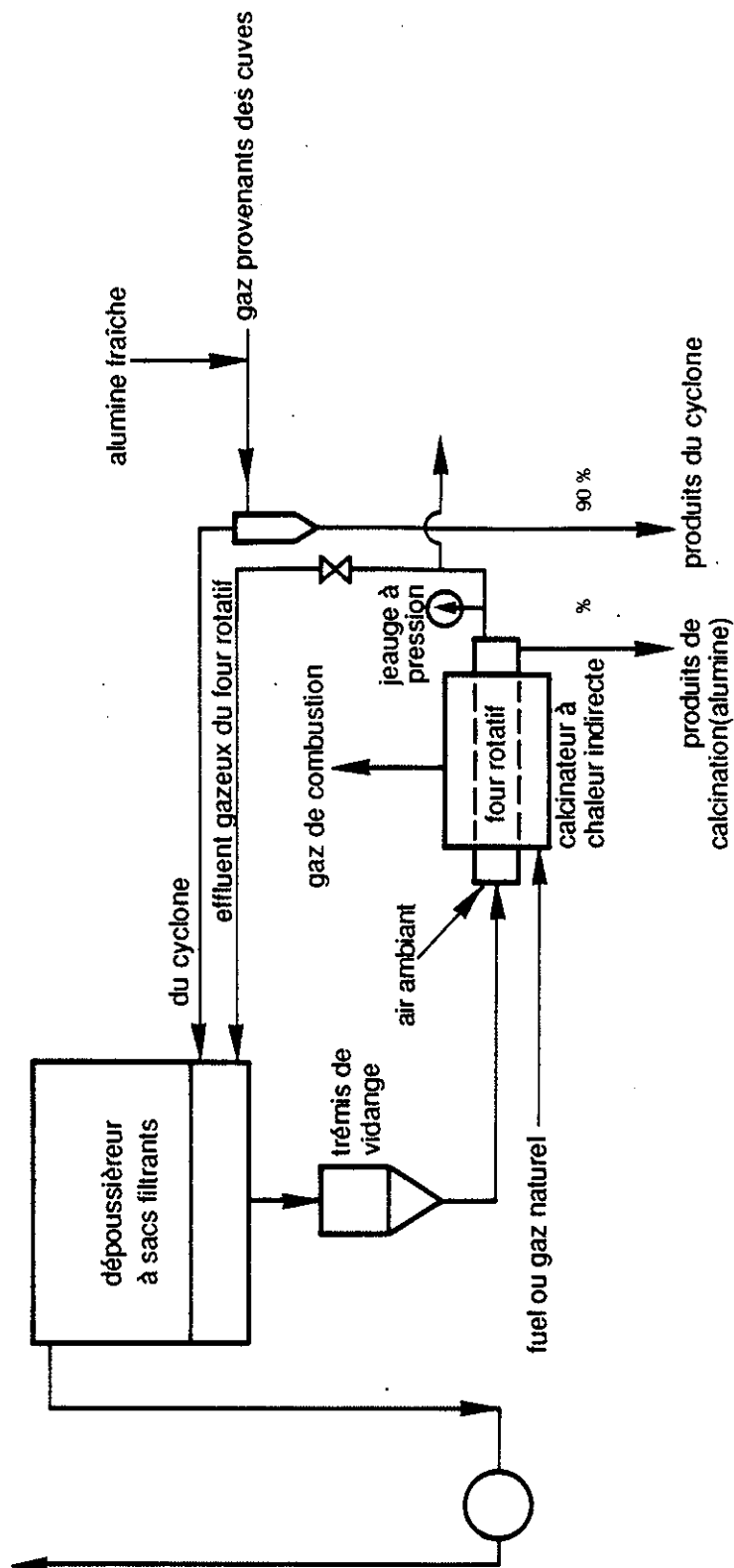
Les épurateurs à sec ont cependant le désavantage de recycler aussi bien les impuretés indésirables que l'alumine et les fluorures. Ainsi, l'accumulation de titane (Ti), de vanadium (V), de zirconium (Zr), de fer (Fe) et de silicium (Si) peut nuire à la pureté du métal produit à partir de l'alumine ainsi récupérée et nuire à l'électrolyse (efficacité du courant entre l'anode et la cathode). Il existe une pratique, pas encore utilisée au Québec, qui consiste à brûler l'alumine récupérée des filtres à manches afin de la débarrasser d'une partie de ses impuretés. Cette pratique peut entraîner une baisse occasionnelle de la qualité de l'air ambiant ou la création d'une poussière d'épurateur non recyclable. C'est notamment le cas à l'usine de Alcan-Kitimat (Colombie Britannique) qui épure à sec les gaz de ses salles de cuves Soderberg VSS (voir Figure 5.9).

5.2.2.3 L'électrolyse de l'alumine: sous-secteur fonderie (four d'attente, coulée, homogénéisation)

Les fonderies des usines d'électrolyse de l'alumine modernes possèdent habituellement des fours de coulée chauffés au gaz naturel ou à l'huile no. 2 et des fours d'homogénéisation électriques ou à l'huile no. 2. Les émissions atmosphériques habituellement associées à la combustion de mazouts lourds (par exemple: SO_2 , particules en suspension, mais aussi HAP et COV) ne se posent donc pas. En réalité, le principal problème d'émissions atmosphériques associé au secteur fonderie est le chlore sous forme Cl_2 ou HCl . Cet aspect des émissions atmosphériques ne sera pas discuté dans le cadre du présent rapport.

**SYSTÈME DE CALCINATION DE L'ALUMINE ENRICHIE DE
L'USINE KITIMAT**
(PURIFICATION DE L'ALUMINE SOUILLÉE)

Figure 5.9



A notre connaissance, aucune mesure de HAP n'a été réalisée au niveau des cheminées ou des événements des fonderies des usines d'électrolyse de l'alumine québécoises. A la lumière des procédés et des matières impliqués, il est fort probable que l'on ne retrouve aucune quantité mesurable de HAP dans ces effluents.

5.2.3 Autres sources de HAP

Hormis les émissions atmosphériques de HAP associées aux principaux procédés de production de l'aluminium, dont il a été question précédemment, le secteur de l'électrolyse de l'alumine implique d'autres sources de HAP.

Certaines de ces sources peuvent être considérées comme négligeables. Il en est ainsi de la production de chaleur pour des fins de climatisation et pour les besoins énergétiques des fours à calciner le coke, des fours d'attentes (fours de coulée) et des fours d'homogénéisation.

Par contre, le transbordement du coke et de l'anhracite qui s'opère aux infrastructures portuaires de Bécancour, Port-Alfred et BaieComeau est une source potentielle de HAP. A Port-Alfred, le transbordement se fait de façon mécanique (bennes-preneuses) et les bateaux sont déchargés sur des convoyeurs ouverts ou fermés. A ce même endroit, le stockage extérieure en piles du coke peut lui aussi entraîner la pollution des eaux de lixiviation dont le ruissellement atteint la Baie des Ha! Ha!. Le fait de former les piles de stockage à l'aide de chutes télescopiques, d'utiliser des agents anti-poussières et d'avoir construit d'énormes pare-vent diminue cependant le risque d'érosion éolienne et l'entraînement de poussières de coke et d'anhracite qui contiennent des HAP.

A Baie-Comeau, seul le brai solide est transbordé de façon mécanique; il est acheminé dans un entrepôt construit sur le site de l'usine Reynolds au début des années 80. L'alumine et le coke sont transbordés par voie pneumatique et les risques de pertes lors du transfert des bateaux aux silos sont négligeables.

Il en est de même à Bécancour où le système pneumatique vide les bateaux d'alumine et de coke et transfert les matières premières à un convoyeur fermé qui va du port aux silos et où tous les points de transfert sont munis d'épurateurs à sacs filtrants.

La problématique du port de Trois-Rivières et celle du port de Valleyfield n'ont pu être étudiées dans le cadre de cette étude. Ces installations portuaires desservent sûrement une certaine partie des besoins en matières premières de Alcan-Shawinigan et Alcan-Beauharnois. Dans ce dernier cas toutefois, la source d'approvisionnement en produits anodiques et cathodiques étant Shawinigan, il est fort probable que les répercussions environnementales associées au transbordement du coke, du brai ou de l'anhracite ne se posent pas.

Finalement, d'autres sources sont également susceptibles d'émettre des HAP à l'environnement. Les activités qui génèrent ces sources et les technologies d'épuration ou d'assainissement utilisées sont toutefois mal documentées ou trop diversifiées pour être présentées ici. Voici une liste non exhaustive de ces sources:

1. l'évacuation de l'air ambiant des divers ateliers:
 - l'atelier de débrasquage à sec des cuves;
 - l'atelier de scellement des anodes/récupération et recyclage des mégots;
 - l'atelier de brasquage des cuves;
 - l'atelier de récupération des crasses;

2. le rejet des eaux usées servant au débrasquage humide des cuves (vraisemblablement traitées à la chaux);
3. le rejet des eaux de ruissellement/lixiviation des cellules d'enfouissement des vieilles brasques et des bassins de boues rouges et de boues issues des activités de récupération de la cryolithe.

5.3 L'importance de la teneur en HAP dans la matière première

Les travaux de Longwell (1982), de DeAngelis et al. (1980), de Bouble et Ripperton (1963) et de Jacobs et Billings (1985), permettent d'exposer certains des principes directeurs expliquant la génération de HAP et leur présence dans un effluent de procédé:

- lors de la dégradation thermique (par combustion ou par pyrolyse), la nature de la substance consommée a peu d'influence sur la quantité de HAP produite;
- en condition de pyrolyse, la quantité de HAP produite est directement proportionnelle à la température;
- sous certaines conditions de combustion avec flamme, les HAP peuvent être générés, même en présence d'oxygène, car les suies qui les accompagnent offrent un bon média d'adsorption et les protègent de l'oxydation (combustion complète).

Par ailleurs, lors d'un chauffage à des températures modérées (300-700°C), la volatilisation des HAP contenus dans la matière première semble principalement responsable de leur présence dans les gaz de procédé.

Puisque les matières premières carbonées utilisées dans l'industrie de l'électrolyse de l'alumine sont soumises à différents procédés thermiques, il apparaît important de vérifier ce que contiennent ces matières premières carbonées.

LEI, lors des visites des usines d'électrolyse de l'alumine (Alcan-Arvida, Alcan-Grande-Baie, ABI-Bécancour, Reynolds-Baie-Comeau), a prélevé des échantillons de brai, de coke et d'anthracite. La firme Novalab de Lachine a procédé à l'analyse de ces échantillons. Les résultats sont présentés au Tableau 5.4.

L'examen du Tableau 5.4 indique que les cokes utilisés par ces industries ne contiennent que très peu de HAP. De fait, pour chacun des échantillons prélevés, la somme des composés analysés ne représente même pas 1 ppm. Ceci est en partie explicable parce que tous les cokes échantillonnés sont des cokes calcinés et non des cokes verts. Les mesures réalisées en 1983 par Clayton (dans AMAI, 1985) indiquaient des teneurs oscillant entre 107 et 121 ppm pour l'ensemble des 7 HAP analysés sur 3 cokes verts différents (voir Tableau 5.4).

Seule Alcan-Arvida calcine le coke vert pour assurer une partie de ses besoins. On peut assumer qu'une fraction des HAP initialement incluse dans le coke vert est détruite par la calcination, qu'une autre partie est captée par l'épurateur à lit de gravier électrifié et finalement, que le reste est émis dans l'atmosphère.

Dans tous les autres cas, le coke ne doit pas être considéré comme une source importante d'entrée de HAP dans le procédé d'électrolyse de l'alumine. En considérant une concentration maximale de HAP de 1 ppm dans le coke calciné, un ratio coke/aluminium produit de 1:2 et une production québécoise annuelle

d'environ 1,3 millions de tonnes, on arrive tout juste à 0,65 tonne de HAP qui entre dans le procédé, ce qui est tout à fait négligeable.

En ce qui concerne la teneur en HAP des différents types de brais, le Tableau 5.4. indique que celle-ci oscille entre 4,9 et 10%. La valeur la plus élevée a été observée dans le brai cathodique à bas point de ramollissement utilisé chez Reynolds pour la confection de pâte à brasquer. Ce brai arrive dans des barils de 45 gallons et doit être fondu avant d'être utilisé.

La valeur la plus faible provient du brai anodique utilisé chez Reynolds. Celui-ci arrive en vrac, sous forme solide, et doit être fondu avant d'être utilisé.

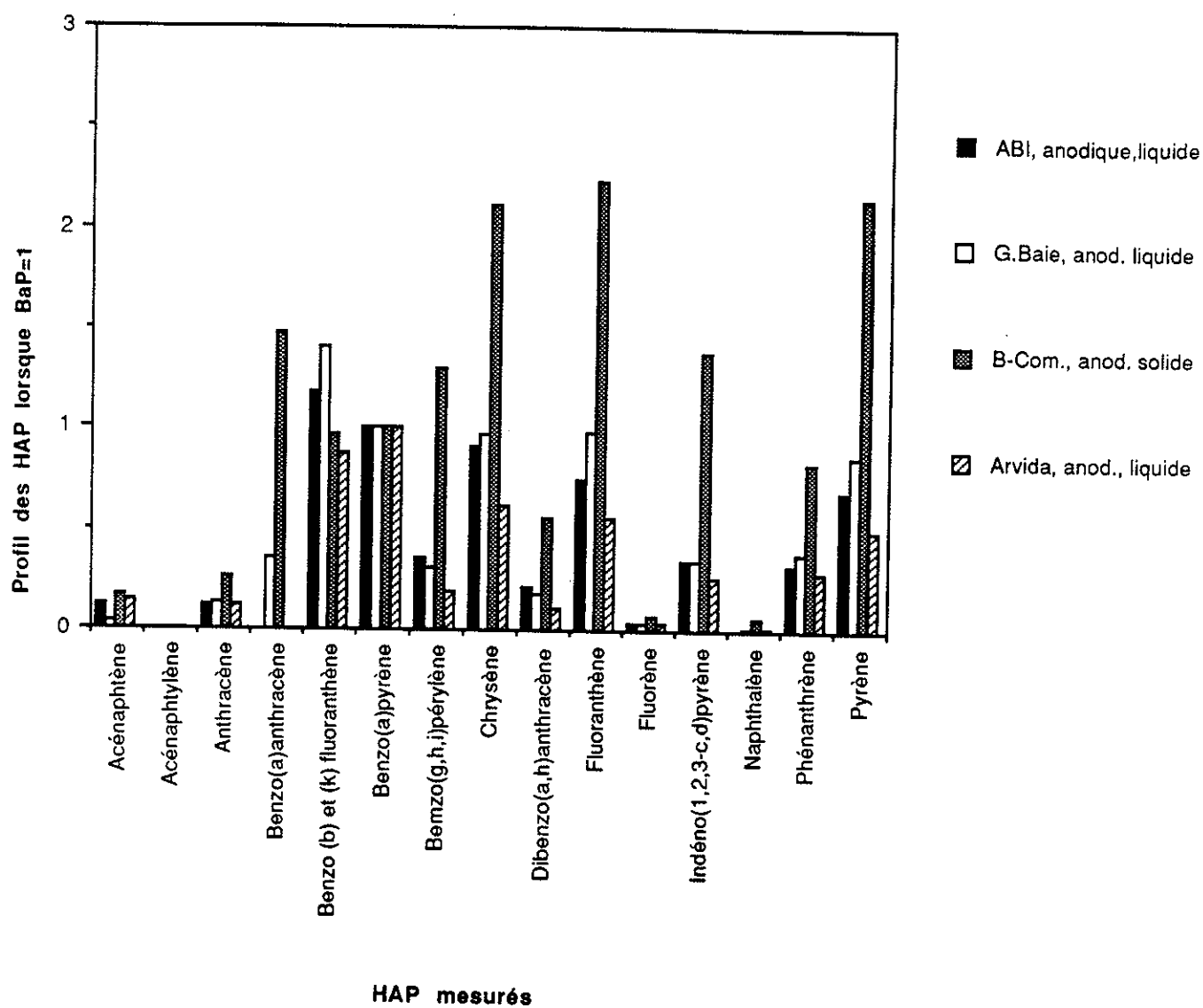
Les brais anodiques livrés sous forme liquide aux installations de ABI, Grande-Baie et Arvida ont une teneur en HAP totaux de 7-7,5% et présentent un profil assez semblable (voir Figure 5.10). Le brai utilisé par Arvida dans la pâte à brasquer est solide et présente une teneur en HAP totaux de 6,9%. Il a un profil très semblable aux brais anodiques (Figures 5.10 et 5.11).

Les valeurs retrouvées lors de la présente campagne d'échantillonnage sont, pour les brais, très semblables aux mesures réalisées par Clayton, 1983 dans AMAI (1985), et celles réalisées par Epstein (1976). Les résultats issus de ces dernières études ont été joints au Tableau 5.4 à titre d'information.

En ce qui concerne l'anthracite échantillonnée à Arvida, sa teneur en HAP totaux atteint 0,53 ppm et, tout comme le coke de pétrole calciné, ne contribue pas significativement à l'entrée de HAP dans le procédé de fabrication de l'aluminium.

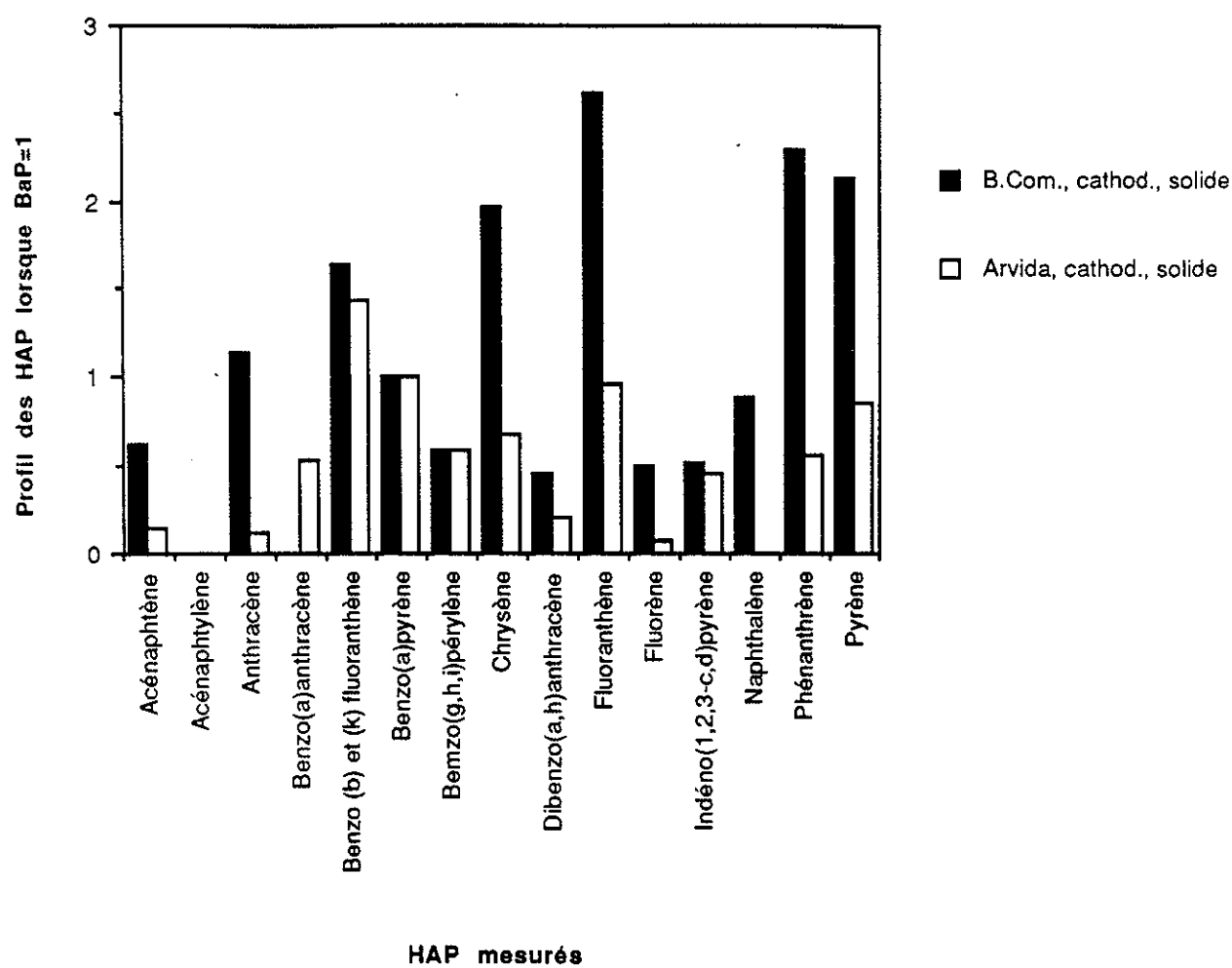
PROFILS DE HAP DANS LES BRAIS ANODIQUES

Figure 5.10



PROFILS DE HAP DANS LES BRAIS CATHODIQUES (pâte à brasquer)

Figure 5.11



L'entrée de HAP par l'intermédiaire des brais peut être estimée grossièrement en posant les hypothèses que: 20% de brai constitue la recette générale de tous les types de pâte, un brai standard contient 7,5% de HAP, le ratio pâte/aluminium produit est environ 3:5 et la production québécoise annuelle d'aluminium est de 1,3 millions de tonnes. Les calculs réalisés à partir de ces estimations donnent 11 700 tonnes de HAP totaux (les 15-16 composés listés au Tableau 5.4), ce qui représente environ 10 fois la quantité de HAP qu'on estime rejetée annuellement dans l'atmosphère par le secteur de l'électrolyse de l'alumine.

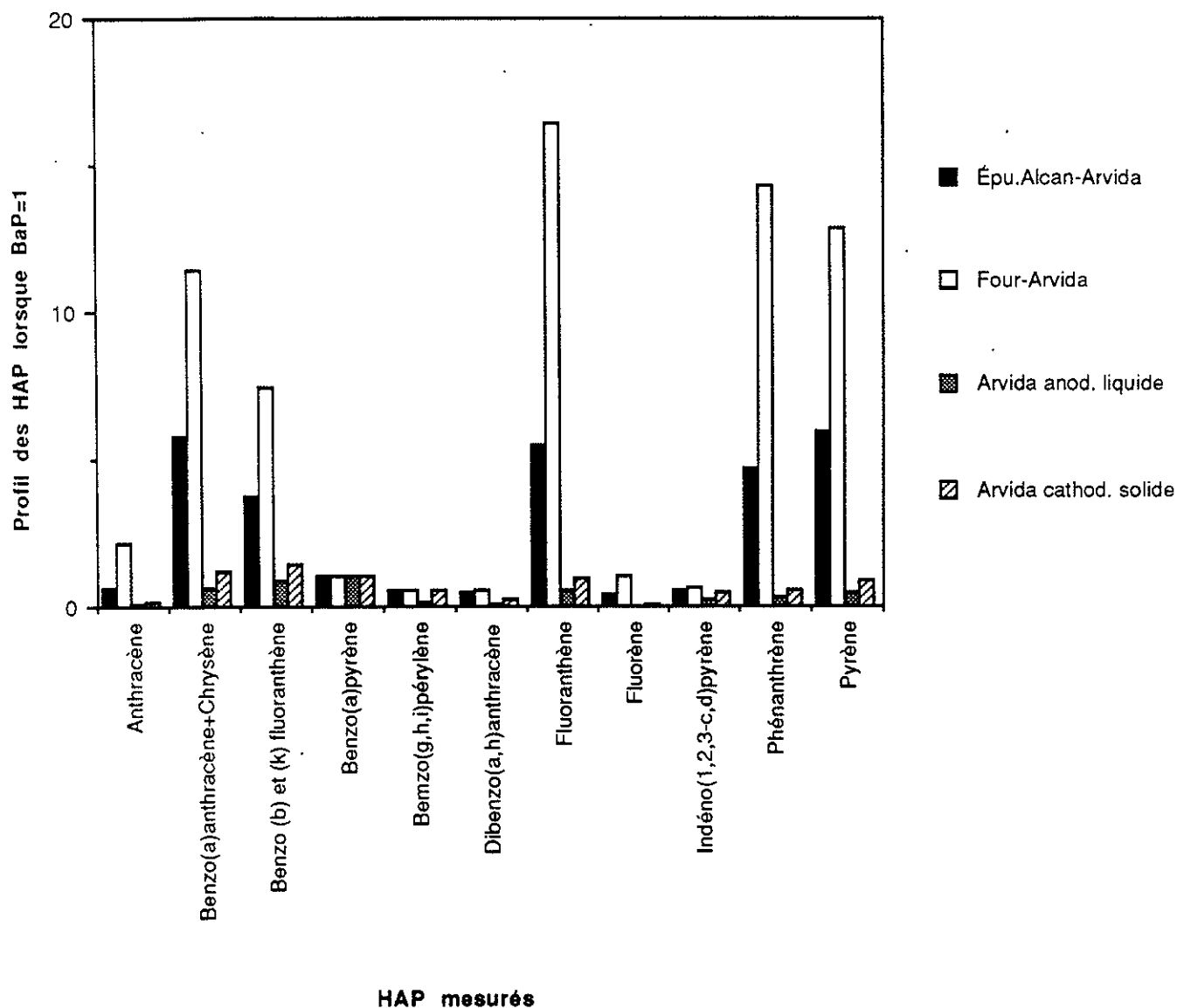
Afin de vérifier si les HAP rejetés à l'atmosphère sont issus de la volatilisation des HAP retrouvés initialement dans le brai, les profils des émissions atmosphériques générées par les procédés pour lesquels des données étaient disponibles ont été comparés aux profils des brais analysés. Cependant, très peu de données sont actuellement disponibles.

La Figure 5.12 illustre les profils des HAP du brai anodique et du brai cathodique prélevés à Arvida lors de la campagne de 1989 et le profil des HAP des émissions atmosphériques (mesurées en 1982) de l'épurateur 53-F (électrolyse Soderberg HSS) et celui du four à feux mobiles (cuisson des anodes) de Alcan-Arvida. Certains regroupements ont été réalisés. Ainsi, le B(e)P, le naphthalène, l'acénaphthène et l'acénaphthylène n'ont pas été considérés car l'analyse de ces composés n'a pas été réalisée. De plus, la teneur en chrysène a été ajoutée à celle du Benzo(a)anthracène dans le cas de l'analyse des brais et la teneur en Benzo(b)fluoranthène a été ajoutée à celle du Benzo(k)fluoranthène dans le cas de l'analyse des émissions atmosphériques.

COMPARAISON DES PROFILS DE HAP POUR LES BRAIS ET LES ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES

Figure 5.12

EXEMPLE : ARVIDA



A l'examen de la Figure 5.12, on se rend compte que les profils de HAP des brais sont différents de ceux des émissions atmosphériques. En effet, l'abondance relative de plus de la moitié des composés qui forment la base du profil est totalement différente; on s'aperçoit que le fluoranthène, un composé qui est de même importance que le B(a)P dans les brais, devient jusqu'à quinze fois plus important dans les émissions atmosphériques du four à anodes.

La quasi disparition du B(a)P du profil de HAP des émissions atmosphériques soulève de nouveau la problématique du composé indicateur. Le B(a)P, en raison de son instabilité dans l'atmosphère, serait un mauvais indicateur de la présence des HAP. Plusieurs auteurs ont même signalé sa disparition lors de l'analyse d'échantillons de gaz mal protégés de la lumière (ex.: filtres et résines adsorbantes).

Afin de vérifier l'hypothèse que la courte demi-vie du B(a)P n'induisait pas trop d'erreurs d'interprétation dans la comparaison de profils de HAP, les données ayant servi à réaliser la Figure 5.12 ont été traitées différemment. Le Benzo(g,h,i)-pérylène, un HAP stable possédant 6 noyaux benzéniques, a été considéré comme le composé indicateur. Les valeurs d'abondance relative ont été recalculées pour les 4 profils en utilisant une teneur en B(g,h,i) Pérylène arbitrairement fixée à 1. Les profils obtenus ne se sont pas révélés fort différents de ceux de la Figure 5.12. En effet, l'abondance relative du fluoranthène, du phénanthrène, du pyrène, du groupe benzo(a)anthracène+chrysène et du groupe benzo (b) et (k) fluoranthène s'est avérée dans les deux cas nettement plus élevée dans le profil des émissions atmosphériques que dans celui des brais.

Les résultats de ces comparaisons de profils entre la matière première et les gaz de procédé étaient prévisibles, les proces-

sus thermiques impliqués dans l'électrolyse Soderberg HSS et dans la cuisson des anodes de type précuites détruisent certains HAP, en volatilisent d'autres et créent d'autres HAP. Les épurateurs en place favorisent de plus le captage de certains composés de haut poids moléculaire et de composés adsorbés sur les particules.

Dans ces circonstances, même si la volatilisation des HAP déjà présents dans la matière première détermine la concentration des HAP retrouvés dans les effluents de procédés épurés, trop de phénomènes (l'absorption, l'adsorption, la condensation, et l'oxydation, par exemple) interviennent pour que les profils de HAP soient identiques.

Dans un autre ordre d'idées, comme l'ont démontré les études de l'Alcan sur la composition des pâtes anodiques, il est préférable de réduire les quantités absolues de HAP et de substances organiques volatiles (qui entrent dans la composition des pâtes et dans le procédé de l'électrolyse de l'alumine) en se basant sur les résultats d'émission que de tenter de prédire, à des fins de contrôle, le comportement d'une matière première qui en contient et qui est soumise à toute une gamme de transformations physicochimiques. Il faudrait aussi développer des épurateurs plus performants pour les adapter aux anciennes usines.

5.4 Autres technologies d'épuration et d'assainissement

Les épurateurs à gaz de procédé et les équipements d'assainissement des eaux usées ont été présentés à la section 5.2. Les ouvrages consultés ne font pas mention de nouveaux équipements destinés à capter ou à détruire les HAP.

La technologie d'épuration utilisée dans les usines québécoises est avant tout américaine. La Suisse, la France, l'Allemagne de

l'Ouest, la Finlande, la Norvège et la Nouvelle-Zélande font également autorité en matière de technologie de traitement de la pollution générée par les alumineries.

L'épuration des gaz de procédé contenant des HAP peut être réalisée de façon efficace par l'utilisation des équipements conventionnels. De par leurs caractéristiques physico-chimiques, lorsqu'on désire procéder par filtration, les HAP doivent préalablement être condensés. Les précipitateurs électrostatiques et les épurateurs à sec à injection d'alumine (ou de coke) donnent d'excellents rendements lorsque les gaz de procédé sont préalablement refroidis. Ce dernier système est tout à fait intéressant dans une perspective de recyclage; l'adsorbant, une fois utilisé, est retourné dans un procédé de production qui est la raison d'être de l'usine.

Le précipitateur électrostatique à murs humides ("Wet Wall EP") permet de capter les particules et de condenser les goudrons avec une seule pièce d'équipement; la génération d'un précipité humide est cependant problématique dans une perspective de gestion de déchets dangereux. On peut également songer à l'incinération ou à l'incinération catalytique lorsque la concentration d'hydrocarbures totaux permet de rentabiliser l'investissement: l'utilisation d'une grande quantité de combustible d'appoint ne ferait que transférer le problème.

L'utilisation d'épurateurs à voie humide conventionnels n'a jamais démontré une grande efficacité d'enlèvement des particules et des HAP. Lorsqu'on augmente la quantité de garnissage ou qu'on ajoute des capteurs de brouillards afin de maximiser le captage des particules et des goudrons, on rencontre des problèmes de colmatage et de la perte de charge du système global. Ceci entraîne des coûts d'entretien et d'opération

prohibitifs. Les systèmes à voie humide sont avant tout conçus pour capter les gaz (ex.: HF, SO₂).

Outre les systèmes déjà mentionnés, on peut théoriquement songer à l'utilisation de filtres à adsorbant solide (ex.: filtres à charbon activé). Toutefois, lorsque l'adsorbant doit être disposé ou régénéré par un tiers, les coûts d'opération de ces épurateurs deviennent rapidement prohibitifs. De plus, le problème de pollution atmosphérique peut être déplacé de l'usine à la compagnie qui régénérera et recyclera l'adsorbant.

En ce qui concerne l'assainissement des eaux de procédés susceptibles de contenir des HAP, tout système permettant de séparer les huiles et graisses et les particules en suspension de la colonne d'eau devrait théoriquement éliminer la quasi totalité du problème car les HAP sont hydrophobes et sont facilement adsorbés aux particules et surtout à la matière organique. Pour ce faire, les sédiflottateurs à air dissous, les séparateurs lamellaires et les séparateurs conventionnels peuvent suffire à la tâche. Cependant, parce que ces équipements ne sont pas efficaces à 100% et parce que certains HAP peuvent être solubilisés, il est parfois nécessaire de polir le traitement avec un filtre à sable ou une unité de traitement biologique. L'utilisation d'oxydants tels le chlore, l'ozone et le peroxyde d'hydrogène permet aussi de détruire les HAP.

5.5 Prospectives

La fermeture imminente des usines opérant des salles de cuves Soderberg HSS laisse présager une diminution des émissions atmosphériques de HAP. Cette fermeture a déjà commencé à Isle-Maligne et à Arvida et, avec le démarrage de l'usine moderne de Laterrière et le futur projet de construction de la nouvelle usine d'Alma, nous croyons qu'en 1995 seules les usines à

Beauharnois et à Shawinigan opéreront encore ce type de cuves. En 2015, la technologie Soderberg HSS aura été totalement remplacée selon la planification actuelle de l'Alcan.

Chez Reynolds, aucune information ne laisse croire que les salles Soderberg VSS (Sumitomo) seront fermées dans un avenir prévisible. Les gaz d'électrolyse issus de ces salles sont par ailleurs assez bien épurés. Mentionnons d'autre part que Reynolds prévoit construire quatre nouvelles salles de cuves à anodes précuites utilisant des technologies de production et d'épuration modernes.

ABI compte également construire deux nouvelles salles de cuves à anodes précuites. On doit également mentionner la construction de deux nouvelles usines: Alumax-Deschambeault et Alouette-Sept-Iles. Selon les hypothèses mises de l'avant dans les dossiers d'avant-projet, après l'année 1995 ces deux nouvelles usines produiront respectivement 215 000 t et 430 000 t d'aluminium par an. La capacité de production québécoise d'aluminium aura passé de 1,3 millions de t/an en 1988 à 2,3 millions de t/an après 1995.

Cette augmentation de production ne se traduira pas par une augmentation des émissions de HAP. En se basant sur des taux d'émission de HAP moyens et en estimant les dates d'ouverture et de fermeture d'usines à partir des meilleures informations disponibles, le Tableau 5.5 a été construit. La consultation de ce dernier indique que malgré une augmentation de la production annuelle d'aluminium de 178%, on prévoit des réductions de 62% dans les émissions atmosphériques de HAP.

5.6 Conclusion

Les procédés qui génèrent des HAP et les technologies d'épuration et d'assainissement qui leurs sont associées ont été revus aux

Tableau 5.5 Prédiction de l'évolution des émissions atmosphériques de HAP

Usines/technologie	Production (t Al/an)			Émissions (t HAP/an)		
	1988	1993	après 1995	1988	1993	après 1995
Isle-Maligne/Soderberg HSS	75000	75000	0	188	188	0
Beauharnois/Soderberg HSS	50000	50000	50000	125	125	125
Shawinigan/Soderbeg HSS	90000	90000	90000	225	225	225
Grande-Baie/Précuite	180000	180000	180000	4	4	4
Arvida/Soderbeg HSS	233000	45000	0	583	113	0
Précuite	145000	145000	145000	3	3	3
Laterrière/Précuite	0	200000	200000	0	4	4
Reynolds/Soderberg VSS	160000	160000	160000	80	80	80
Précuite	120000	240000	240000	2	5	5
ABI/Précuite	240000	360000	360000	5	7	7
Alouette/Précuite	0	215000	430000	0	4	9
Alumax/Précuite	0	215000	215000	0	4	4
Alma/Précuite	0	0	250000	0	0	5
TOTAL	1293000	1975000	2320000	1215	762	471

 Note: Taux d'émission moyens utilisés

Soderberg HSS 2,5 kg HAP/t d'Al

Soderberg VSS 0,5 kg HAP/t d'Al

Précuite 0,02 kg HAP/t d'Al

Ces taux sont basés sur une moyenne des différents taux retrouvés dans LEI (1988) et ne peuvent être utilisés que pour estimer l'ordre de grandeur des émissions totales.

Les dates d'ouvertures prévues pour les agrandissements ou les nouvelles constructions:

• Laterrière (4X108 cuves=432 nouvelles cuves) 1990 • Reynolds (4X60 cuves=240 nouvelles cuves) 1993 • ABI (2X120cuves=240 nouvelles cuves • Luralco (2X132 cuves=264 nouvelles cuves) 1992 • Alouette phase 1(2X132cuves=264 nouvelles cuves) 1992 • Alouette phase 2 (2X 132 cuves=264 nouvelles cuves) 1995 • Alma (avant l'an 2000, nombre de cuves inconnue, capacité probable 250 000 t/an.

Les dates de fermetures prévues:

•Arvida (salles HSS seulement) vers 1995, depuis 1988, 2X136 cuves (272 cuves) ont été fermées, ce qui porte à 860 (5 X 136 cuves) le nombre de cuves fermées depuis 1983.

•Isle Maligne vers 1995 • Beauharnois et Shawinigan vers 2015.

chapitres précédents. Nonobstant les informations récentes fournies par les représentants de l'environnement des usines visitées (MM. Johann Ellefsen et Renald Violette d'Alcan-Arvida,

M. Pierre Mercier d'ABI-Bécancour, M. Alain Chouinard d'Alcan-Grande-Baie et M. René Asselin de Reynolds-Baie-Comeau), il nous a été impossible de consulter et d'analyser toutes les données existantes.

En effet, bien que le travail réalisé trace un portrait assez précis de la situation prévalant dans le secteur à l'étude quant aux technologies de production et aux équipements anti-pollution, tout l'aspect physico-chimique qui sous-tend la création, la volatilisation, la collecte et la destruction des HAP qui entrent ou qui sortent des procédés inventoriés n'a été qu'effleuré. Afin de pouvoir comprendre ce qui se passe avec les HAP, on doit disposer de beaucoup de sources d'information. Nous croyons que plusieurs de ces données existent, leur disponibilité quant à elles n'a pas été démontrée.

Hormis ce qui précède, il est encourageant de constater qu'une diminution dans les quantités de HAP émises à l'atmosphère est à prévoir. Ce n'est pas que de nouvelles technologies d'épuration ou de production aient été mise de l'avant, mais la fermeture imminente des vieilles usines Soderberg laissera la place à des usines modernes comme celles de Laterrière ou de Grande-Baie qui sont reconnues pour n'émettre que très peu de HAP. Toutes les extensions d'usines existantes (Reynolds, ABI) et toutes les nouvelles usines prévues (Alumax-Deschambeault, Alouette-Sept-Iles, Alcan-Alma) utiliseront les meilleures technologies de production et d'épuration disponibles.

5.7 RÉFÉRENCES POUR CE CHAPITRE

5.7 Références pour ce chapitre

Bjorseth, A. et T. Ramdahl, 1986. Handbook of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Vol.2 Sources and Emissions.

Daisey, J.M. et al., 1986. Profiles of Organic Particulate Emissions from Air Pollution Sources: Status and Needs for Receptor Source Apportionment Modeling, Journal of the Air Pollution Control Association, Vol 36, No.1, pp. 17-33.

Dumortier, P.M. et al., 1986. The Dry Scrubbing of Anode Bake Oven Fumes: Problems and Solutions, Light Metals 1986, Ed. R.E. Miller Aluminium Company of America, Pennsylvanie, The Metallurgical Society Inc., pp.939-946.

Environnement Québec, 1989. Répertoire de la recherche environnementale au Québec (1988), Direction des communications et de l'éducation, Envirodoq 890100, Rapport No. QEN/EN-10/1.

LEI, 1988. Inventaire des sources d'hydrocarbures aromatiques polycycliques au Québec, Rapport final présenté à Environnement Canada, Dossier 55526, pagination multiple.

Longwell, J. P., 1982. The Formation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Combustion, Nineteenth Symposium on Combustion / The Combustion Institute, pp. 1339-1350.

Minchin, W.H., 1986. Catalytic Incineration of Pitch Melter Fume, Light Metals 1986, Ed. R.E. Miller Aluminium Company of America, Pennsylvanie, The Metallurgical Society Inc., pp.973-975.

Picard-Bérubé et al., 1980. Teneur en 3,4-Benzo pyrène chez la moule bleue *Mytilus eludis* L.

Tremblay, R., 1988. Rejets de HAP-Alumineries du Québec. Mise à jour des données disponibles. Travail de synthèse inclus dans la lettre à Gaetan Duchesneau du 21 avril 1988. Émissions hydriques de HAP de Reynolds; 9 pages et tableaux.

6.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'analyse des technologies de réduction des émissions de HAP provenant des secteurs à l'étude a permis d'éclaircir la situation qui prévaut dans nos industries québécoises. Bien qu'une conclusion et qu'une série de recommandations apparaissent en fin de chacun des chapitres du présent rapport, il appert important d'en faire ici la synthèse.

Dans un premier temps, il faut spécifier que les taux d'émissions de HAP retrouvés dans la littérature et qui ont fait l'objet d'un précédent rapport (LEI, 1988) n'ont pas été systématiquement validés. L'objectif principal de cette étude n'était pas de recalculer les émissions annuelles de HAP des secteurs étudiés mais bien d'inventorier les technologies d'épuration et les saines pratiques de gestion qui permettent de réduire la présence des HAP dans l'environnement. Cependant, à la lumière des visites industrielles et des recherches bibliographiques réalisées, l'ordre de grandeur des émissions de HAP semble demeurer conforme aux estimations de LEI, pour la plupart des secteurs étudiés.

Si maintenant on considère les résultats des investigations réalisées pour chacun des secteurs, on constate que les émissions potentielles de HAP sont en étroite relation avec le niveau technologique de chaque usine.

Dans le cas de la production de carbure de silicium, ce niveau technologique est assez bas. L'absence d'épurateur sur les fours Acheson est actuellement la cause principale des émissions de HAP. De plus, la configuration de ces fours et le procédé de production actuel (en discontinu) rendent difficile la conception d'un épurateur. La réduction des émissions de HAP et des autres polluants qui sont générés par ces fours lors de la production du

SiC ou lors du remplacement des anodes faites de pâtes Soderberg passe inévitablement par le design d'un système de collecteurs. Cependant, afin de pouvoir collecter les gaz de procédé, chacun des fours doit être étanché grâce à un système de capot amovible ou de hotte rétractable. Les gaz collectés pourraient ensuite être incinérés et la chaleur produite pourrait être récupérée à des fins de climatisation.

En ce qui concerne la préservation du bois à la créosote, l'étude réalisée a fait apparaître qu'une seule usine (Domtar-Delson) était actuellement responsable de plus de 90% des quantités de HAP utilisées et générées par ce secteur. Les émissions atmosphériques de Domtar-Delson et IPB-Tracy font l'objet de mesures de mitigation. L'efficacité réelle des épurateurs en place et l'amplitude des émissions atmosphériques n'ont fait l'objet d'aucune mesure. Ces mesures auraient avantage à être réalisées.

Les rejets liquides de l'usine Domtar-Delson sont bien traités (décanteur-séparateur d'huile-floculation) et la concentration finale à l'effluent de HAP total (principalement du Naphtalène) est de 16 $\mu\text{g/l}$. Cette concentration est du même ordre de grandeur que celle que l'on retrouve dans l'échantillon de référence utilisé à des fins d'analyse. IPB-Tracy recycle ses eaux usées mais ne les traite pas; une certaine fraction est rejetée directement à l'égout pluvial.

Par ailleurs, IPB dispose d'une aire d'égouttement qui permet de réduire la quantité de solution de traitement qui atteint le sol. Domtar-Delson aurait grand avantage à installer un tel système.

Finalement, hormis les recommandations qui vont dans le sens de mesurer les quantités de HAP qui s'échappent du procédé vers l'atmosphère et le milieu aquatique, il semble très important de quantifier le devenir des HAP qui sont envoyés à l'environnement

via les pièces de charpente, le bois de quais et les dormants de chemin de fer.

Les auteurs de cette étude sont d'ailleurs d'avis que la problématique réelle des HAP pour ce secteur réside d'avantage dans la nécessité de continuer d'utiliser la créosote comme agent de préservation et dans la connaissance du devenir des HAP qui quittent l'usine via le bois traité plutôt que dans la gestion des deux usines et dans l'épuration de leurs effluents gazeux et aqueux. La nécessité et la faisabilité de décontaminer les sites d'entreposage du bois traité est également à étudier.

En ce qui a trait à la combustion des résidus de bois à des fins énergétiques ou en guise de gestion d'un déchet (respectivement les chaudières à écorces et les brûleurs coniques), l'étude des technologies de réduction des HAP soulève que chaque établissement doit être considéré comme un cas d'espèce.

Malgré ce qui précède, on constate que plusieurs des chaudières industrielles ne sont pas pourvues de technologie de traitement adaptées à l'épuration des gaz de combustion contenant des HAP (sans épurateurs autres que des cyclones simples ou multiples). Il est vrai cependant, qu'en conditions de combustion contrôlées et optimales les émissions de HAP sont alors détruites. Dans ce sens, l'augmentation du temps de résidence du combustible, l'augmentation de la température de combustion et l'optimisation du contrôle de cette combustion sont les objectifs à atteindre. Cette recommandation n'est applicable qu'au cas par cas puisque déjà certaines installations ont tous les dispositifs technologiques pour être très performantes et selon toutes vraisemblances, qu'elles sont opérées adéquatement la plupart du temps.

Par ailleurs, si l'on désire continuer à utiliser les brûleurs coniques pour se débarrasser des déchets de bois, il y aurait

grand avantage à apporter de sérieuses modifications à la majorité des installations. Celles-ci sont actuellement désuètes. Parmi ces améliorations, l'étanchéité de la coque, l'installation d'étouffoir, de réfractaire, de systèmes d'air secondaire, de broyeurs et de thermostats pourraient être étudiées. Les investissements inhérents à ces modifications devraient cependant être comparés à ceux des technologies alternatives (cogénération, distillation, minéralisation, compostage et réduction à la source des quantités de résidus de bois produites).

Finalement, il est recommandé que la gestion des cendres des chaudières et brûleurs tout comme les émissions atmosphériques de HAP issus de ces installations fassent l'objet de saines pratiques. Notamment des mesures de HAP à la source permettraient de déterminer leur quantité, leur concentration et leur devenir.

En ce qui concerne maintenant l'électrolyse de l'aluminium, l'étude réalisée laisse entrevoir une diminution significative des émissions atmosphériques de HAP. Non pas que de meilleures technologies d'épuration aient été ou seront mises en place, mais la fermeture prévue des anciennes usines d'Alcan (cuves Soderkeg à goujons horizontaux épurées par voie humide) et leur remplacement par des usines modernes (cuves à anodes précuites épurées à sec) se traduira par une nette diminution des émissions atmosphériques des HAP.

Pendant que s'opère ces transformations dans le secteur il faut toutefois maintenir la recherche et le développement de technologies et pratiques permettant de réduire les émissions de HAP.

Certaines des recherches d'Alcan vont dans ce sens: la fabrication de pâte Soderbeg contenant moins de brai et l'utilisation de brai pauvre en composés organiques volatils (tels les

HAP de faibles poids moléculaires; ces techniques ont prouvé qu'il était possible de réduire significativement les émissions atmosphériques de HAP.

Toutefois, pour ces usines qui utilisent une technologie que tous considèrent désuète, la conception et l'installation d'épurateur en toiture ou la réhabilitation (par l'addition de multi cyclones et de précipitateurs électrostatiques) des épurateurs à voie humide des salle d'électrolyse devraient être sérieusement étudiés. Cette recommandation s'applique particulièrement aux usines de Shawinigan et Beauharnois dont la fermeture ne semble pas être prévue avant 2015 (Isle-Maline et Arvida devraient fermer leurs cuves HSS d'ici 1995).

Finalement, il est recommandé que les différentes usines d'électrolyse de l'aluminium procèdent régulièrement aux mesures à la source des HAP des effluents des unités suivantes:

- épurateur du four à cuire les anodes (et du four à cathodes dans le cas d'Arvida);
- événements ou épurateur des tours à pâte;
- événements ou épurateurs des fondoirs;
- épurateurs des salle d'électrolyse et événements de toiture des salles d'électrolyse;
- épurateur du calcinateur à coke (Arvida);
- eau de refroidissement des anodes de type précuite ou des briquettes Sumitomo (effluents aqueux et rejets semi-liquides).

ANNEXE 2.1: BREVET D'INVENTION D'UN FOUR
DE CARBURE DE SILICIUM

United States Patent [19]

Phillips

[11] 4,399,546

[45] Aug. 16, 1983

- [54] SILICON CARBIDE FURNACE
[72] Inventor: James D. Phillips, Lewiston, N.Y.
[73] Assignee: Dresser Industries, Inc., Dallas, Tex.
[21] Appl. No.: 283,696
[22] Filed: Jul. 15, 1981

560,291 5/1896 Acheson
965,142 7/1910 Tone
3,976,829 8/1976 Wiebke et al.
4,158,744 6/1979 Petersen

FOREIGN PATENT DOCUMENTS

409356 2/1925 Fed. Rep. of Germany
2316494 10/1974 Fed. Rep. of Germany

Primary Examiner—Roy N. Envall, Jr.
Attorney, Agent, or Firm—Barry E. Deutsch; Raymond
T. Majesko

Related U.S. Application Data

- [63] Continuation-in-part of Ser. No. 79,763, Sep. 28, 1979,
abandoned.

- [51] Int. Cl.³ H05B 3/36; F27D 3/06
[52] U.S. Cl. 373/115; 373/120
[58] Field of Search 373/8, 79, 115, 116,
373/120; 414/147, 154, 155, 157, 160; 266/176

References Cited

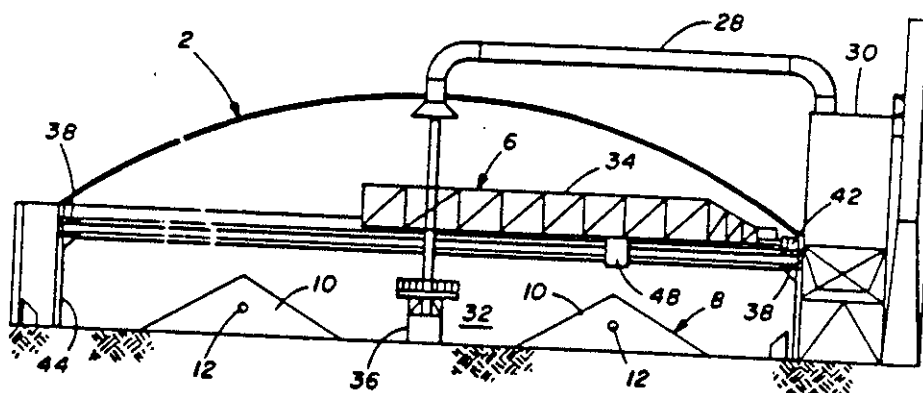
U.S. PATENT DOCUMENTS

492,767 2/1893 Acheson

[57] ABSTRACT

Electrical resistance furnace and manufacturing plant for the preparation of silicon carbide utilizing a resistance core of carbon horizontally inserted within the load and having a broken ring configuration.

10 Claims, 3 Drawing Figures



SILICON CARBIDE FURNACE

BACKGROUND OF THE INVENTION

This application is a continuation-in-part of patent application Ser. No. 79,763 filed Sept. 28, 1979, now abandoned.

Silicon carbide may be formed under various time-temperature conditions from mixtures of carbon and silica or silicon. It can be formed as low as 525° C. from silicon and carbon under special conditions from a carbon enriched alloy of silicon, aluminum and zinc. Silicon carbide crystals have also been produced by gaseous cracking in at least five vapor systems. It is produced primarily in batch type furnaces ranging up to 60 ft. long by 10 ft. wide and holding up to about 200,000 lbs. of sand-coke mix. The furnace walls commonly consist of removable sections of cast iron frames lined with low grade firebrick. The conventional or "Acheson" furnace has essentially remained unchanged for the past seventy years.

The mix is delivered to the furnace by a hopper and an overhead traveling crane or by conveyors. When the furnace is approximately $\frac{1}{2}$ full, the loading is interrupted temporarily so that a loose graphite core can be placed between the electrodes located at each end of the furnace. The core is of uniform cross-section and may be about 10 inches thick and 16 inches wide, depending upon the size of the furnace. Placing the balance of the mix above the core completes the loading operation. The conventional furnace requires approximately four men to load the mix at a rate of approximately 40 to 45 tons per hour. The foregoing provides a productivity ratio of approximately 10 to 11 tons per man-hour.

Power is applied at rates up to about 5,000 kw and at voltages ranging from approximately 500 to 200 as the resistance of the charge changes during the heating period of about 14 days. The heated charge requires several days cooling to permit handling. Upon removing the sidewalls, the loose covering falls away exposing the ingot. The covering is similar in composition to the original mix and is reused. The ingot is oval in cross-section and is encased in a crust of about 1-2 inches thick. This relatively thin crust forms because the temperature gradient at that position favors condensation of the oxide impurities. This concentration facilitates the effective disposal of the unwanted impurities.

The ingot proper, containing the commercial crystals of silicon carbide, is broken into large sections and removed from the furnace. The graphite core is recovered for reuse as a core material. The crystalline ingot is finally crushed and is screened to desired sizes. Depending upon end use, the grain may be further treated by cleaning with acid or alkali, then washed with water and dried. The above-described process is well known as the "Acheson" process.

Such furnace installations usually require four to six furnaces for each transformer in order to utilize the transformer to its maximum efficiency, with one furnace heating, one being unloaded, one loading, and the remainder cooling. This requires very large capital investment in buildings and furnaces. The unloading of such furnaces is quite difficult and tedious because of the adjacent hot furnaces and because of the necessity of using large amounts of hand labor to remove the silicon carbide from the furnace due to the proximity of the adjacent furnaces and the difficulty of using me-

chanical unloading equipment in the restricted floor space available. This also requires that the furnaces be cooled an extraordinarily long time before unloading in order to get the temperature down to the point where the hand labor can be effectively used. A further problem arises in the loading of such furnaces because of the adjacent other furnaces. This means lengthy conveyor belts from the mixing bins to the furnaces or overhead cranes carrying successive bucket loads to the furnace. The entire process takes between 6 to 7 days from start to finish. A conventional plant, with six furnaces per transformer and six transformers requires 40 to 50 men for operation on a continuous shift basis.

The furnace of the present invention is designed to significantly reduce the operating costs of the process by optimizing power usage and increasing the loading productivity ratio to approximately 100 to 110 tons per man-hour. The ten-fold loading productivity ratio increase (1000%) can be directly attributed to the design of the furnace disclosed herein which accommodates automated material handling apparatus for loading of the mix into the furnace. Further, the novel design permits utilization of large machinery, such as front-end loaders or the like, for unloading the furnace.

SUMMARY OF THE INVENTION

Accordingly, it is among the objects of this invention to provide an improved furnace design utilizing Acheson principles.

Another object of the invention is to provide an improved silicon carbide manufacturing plant.

Still another object is to reduce operating costs of a silicon carbide furnace by increasing the productivity ratio and optimizing power usage.

A further object is to attain effective pollution control in a silicon carbide plant.

Still a further object is to reduce electrical losses.

Yet another object is to reduce the hazards attendant the operation of such furnaces.

Yet a further object is to improve material handling. In accordance with the present invention, there is provided an electrical resistance furnace operated by direct electric heating for the preparation of silicon carbide from a load of silicious and carbonaceous materials. The current is supplied by means of bus bars and electrodes through a resistance core of carbon horizontally inserted within the load. The core and the load are of broken ring configuration.

The electrical resistance furnace is situated in a heating enclosure only of a size sufficient to accommodate the operation. There is a means for loading and unloading the furnace. The entire top of the enclosure is sealed except for ductwork which leads to a dust collector.

BRIEF DESCRIPTION OF THE DRAWINGS

FIG. 1 is a plan view of the improved silicon carbide manufacturing plant;

FIG. 2 is an elevation view of a portion of the plant illustrated in FIG. 1; and

FIG. 3 is a sectional view of a prior art furnace

DESCRIPTION OF THE PREFERRED EMBODIMENT

Referring to FIGS. 1 and 2, there is shown a furnace installation situated within a heating enclosure or building 2. As illustrated, the building is preferably dome-shaped and may be constructed as a geodesic dome. A

conveyor (not shown) brings the raw materials, silicious and carbonaceous, already properly mixed, from a main building to the enclosure. This conveyor discharges onto a cross conveyor (not shown) which empties onto material handling device 6, to be more fully described hereinafter, located above the broken-ring furnace to be formed. This device loads furnace 8 with the proper charge of raw materials 10. It also places graphite core 12 in its desired location with respect to the charge of materials. The furnace design is an angle of repose furnace, preferably, and does not employ any sidewalls or gates to contain the furnace charge. However, sidewalls may be employed if desired.

Further, furnace 8 is shaped in a broken ring configuration to define a central working space 32. Material handling device 6 includes a rotatable stacking member 34. One end of member 34 is rotatably supported upon pedestal 36 located at the center of working space 32. The other end of member 34 has a wheel 42 or similar device attached thereto. The wheel is supported upon track 38 circumferentially connected to the inner surface of sidewall 44 of building 2. Stacking member 34 includes a discharge chute 48 or similar device alignable with core 12. As stacking member 34 rotates about its centrally located support pedestal 36, the raw materials fall via chute 48 in a generally ring-like pattern. However, a sector of the ring is left open (hence the broken ring configuration for furnace 8) for permitting ready access to working space 32.

In loading the furnace, the bottom portion is first formed and then stopped. Next core 12 is laid on the mixture. Then the furnace is topped off in a triangular-like configuration.

Once this is accomplished, an electrical power source, such as transformer 14, is electrically connected to electrodes 16 located at either end of the furnace via bus bars 18. Because the furnace is almost a complete ring, and the transformer is located near the two endwalls 20 of the furnace, very short bus work runs are needed to make this connection. The transformer may serve the furnace shown and an adjacent furnace or furnaces 22 located in another heating enclosure 24, to start operations when the first furnace is being cooled. The power applied through the bus bars, electrodes and through the core, may be either AC or DC. The power is sufficient to provide a temperature to react the silicious and carbonaceous material to form silicon carbide.

Once the heating cycle is complete, transformer 14 is disconnected and the cooling-unloading procedure begins. The furnace is cooled and unloaded in stages. Initially, the furnace pile is allowed to cool, undisturbed, for several days. At this time, a mobile shovel such as front-end loader 26 or other equipment is brought into the enclosure. This equipment begins to unload the furnace by stripping the overburden pile in stages. Since the furnace has a broken ring configuration, the mobile shovel can be brought into working space 32 through the opening formed between endwalls 20. Shovel 26 may be used to mechanically strip the overburden. In conventional silicon carbide furnace designs, the unloading as well as most of the loading processes must be accomplished through costly and time-consuming methods. The stripping operation is done so that the hotter material below the surface of the pile is continuously exposed to air. Once the furnace overburden pile is removed and the silicon carbide ingot is exposed, it is allowed to cool for several days.

The cooling of the ingot may be aided by a water spray. After the cooling period, the ingot is removed from the furnace by the same unloading equipment and taken to a central cleaning and sorting area. Once the ingot is removed from the furnace the loading cycle may be repeated.

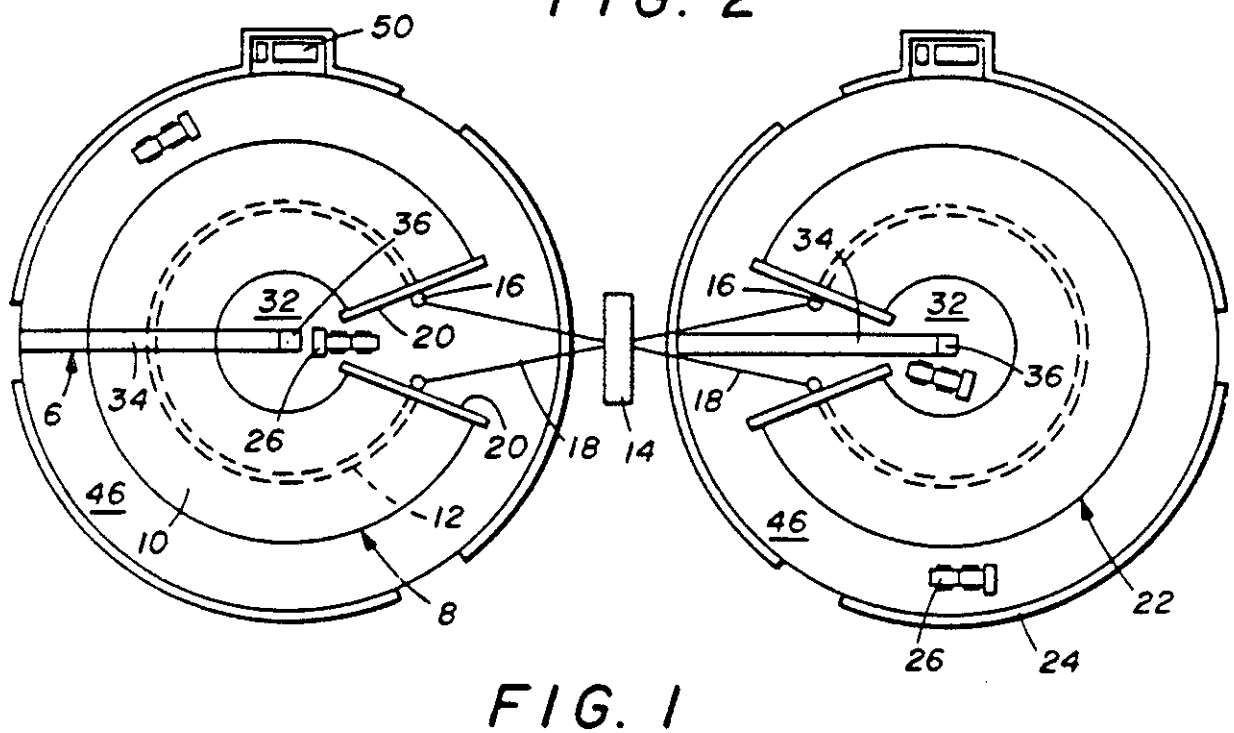
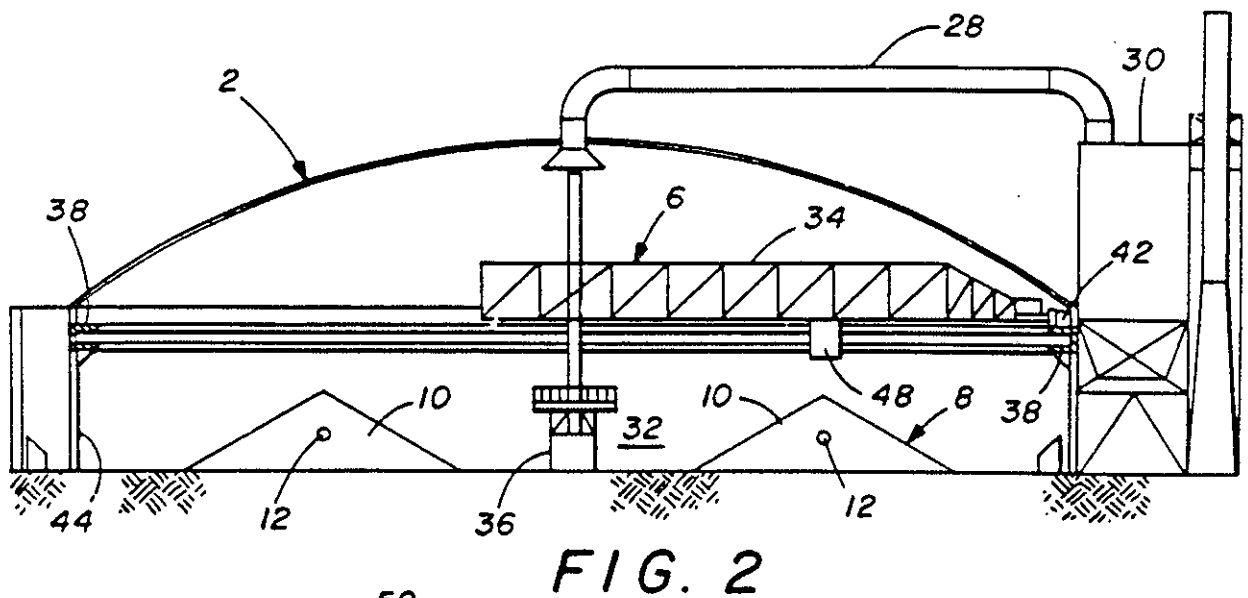
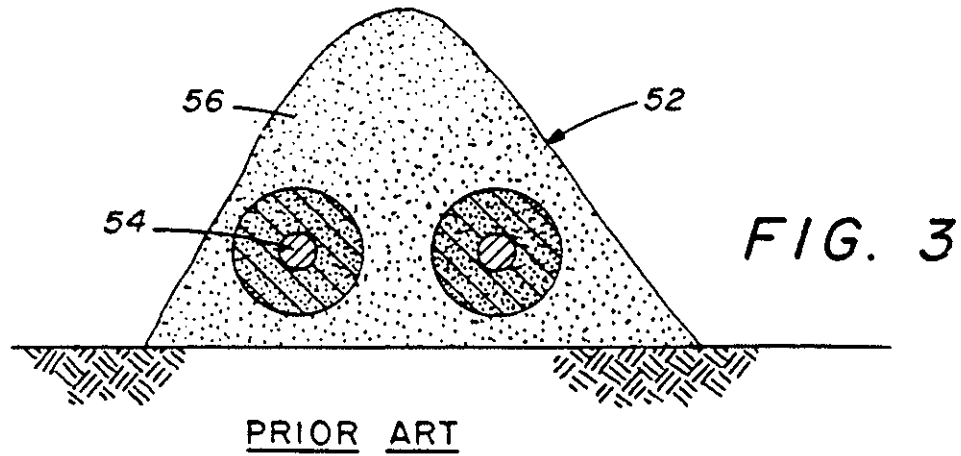
Pollutants formed during the loading, heating and stripping steps pass through duct 28 and are collected and processed in auxiliary equipment 30 forming a pollutant processing station. The discharge from equipment 30 meets government emission standards. Historically, pollutant emissions from silicon carbide furnacing plants have been a major problem for the industry. This is the only plant as presently known by the inventor which effectively deals with the pollution problem during all phases of the furnace operation. As the walls of dome 2 are impermeable, all of the pollutants formed during the process are entrapped within the building and prevented from escaping to the atmosphere.

It should be noted since the walls of building 2 are generally circular as is the shape of furnace 8, a second working space 46 is formed therebetween. As illustrated in FIG. 1, shovel 26 can move through the second working space for delivering the overburden to a screening system 50 for subsequent recycling into the raw material staging area.

The above described plant reduces operating costs in manufacturing silicon carbide. Less manpower is required. The shorter bus bars reduce cost of material and reduce electrical loss. Pollution control is readily achieved. The furnace is more easily loaded and unloaded. Hazard to workers is materially reduced since they need not be in the plant heating enclosure when the furnace is in operation.

Referring to FIG. 3, there is illustrated a sectional view of a relatively new silicon carbide furnace which has attempted to solve some of the inherent disadvantages associated with the conventional Acheson furnace. This prior art furnace 52 is disclosed in U.S. Pat. No. 4,158,744 and comprises a generally U-shaped resistance core 54, entirely surrounded by raw material 56 (reactive overburden). The furnace of the present invention, due to its generally ring-like configuration, may be loaded by an automated material handling device such as stacking member 34. In effect, the configuration of the furnace herein disclosed enables a relatively simple, single point rotating device to be employed in loading the furnace. The simple, single point rotating device cannot be advantageously employed with the prior art U-shaped furnace having two straight parallel legs joined by a semi-circular connecting portion. Further, in the prior art furnace, electrical insulating materials must be placed between the electrodes to prevent current leakage between the parallel straight legs. Such insulating materials can contaminate the raw materials forming the reactive overburden. The insulating materials are required since the burden is placed between the two legs thus providing an electrical flow path therebetween. The arrangement of the present invention does not require the use of insulating material between adjacent electrodes 16 since the graphite core and its overlying reactive burden diverge from the electrodes. The air in working space 32 acts as a natural insulator to prevent undesired current leakage.

As may readily be observed with reference to FIGS. 1 and 2, the furnace of the present invention permits the electrodes to be placed relatively close to each other to minimize bus bar lengths to reduce electrical losses. The



5

design also enables relatively simple material handling devices to be used for loading and unloading the furnace to substantially increase the loading productivity ratio, i.e. as noted previously a 1000% increase in the loading productivity ratio is obtained.

Merely by way of example, a small furnace of about 30 inches in diameter was built on a flat bed of refractory brick. A layer of sand, coke and recycled mix was then spread about 6 inches wide and 2 inches deep on the 30-inch circle. On the axis of the bed, a 1 inch by 1 1/4 inch graphite core was laid, each end being connected to a 2 inch graphite rod which, in turn, was connected to a 50 KVA transformer. Six inches of mix were then added over the core, thus forming a triangular cross-section of mix on a 30 inch diameter ring. After heating and cooling, a silicon carbide ingot of broken ring configuration having a uniform cross-section was recovered.

It is intended that the foregoing description and drawings be construed as illustrative and not in limitation of the invention.

The embodiments of the invention in which an exclusive property or privilege is claimed are defined as follows:

1. A silicon carbide manufacturing plant comprising:
 - an electrical power source;
 - a furnace enclosure;
 - an electrical resistance furnace disposed within the enclosure and operated by electric heating for the preparation of silicon carbide from a load of silicious and carbonaceous material;
 - the current being supplied by means of electrodes through a resistance core of carbon horizontally inserted within a load, said core and load being of broken ring configuration to define a centrally located circular working space;
 - means for loading the furnace in said broken ring configuration including a material handling device supported for rotation at the center of said working space for placing said load about said core; and
 - means for unloading the furnace.
2. The plant of claim 1 in which the cross-sectional configuration of the furnace is triangular.
3. The plant of claim 1 wherein the walls of said furnace enclosure are of ring-like configuration and spaced from said furnace for defining a second circular working space concentric to and spaced radially outward from said centrally located working space.
4. The plant of claim 1 in which said load is free-standing and unrestrained.
5. In an electrical resistance furnace operated by electric heating for the preparation of silicon carbide from a free-standing load of silicious and carbonaceous material, the current being supplied by means of elec-

6

trodes through a resistance core of carbon horizontally inserted within the load, the improvement comprising said core and load being of broken ring configuration for defining a centrally located working space; a material handling device supported for rotation at the center of said working space for placing said load about said core; and said load is free-standing and unrestrained.

6. The furnace of claim 5 in which the cross-sectional configuration is triangular.

7. A silicon carbide manufacturing plant comprising:

- a dome defining a non-combustible enclosure and having track means circumferentially connected to the inside surface of the side walls of the dome;
- an electrical power source;
- a free-standing pile of silicious and carbonaceous material located within the enclosure and being shaped in a broken ring configuration to define a centrally located circular working space;
- a source of electrical power including a pair of spaced electrodes;
- a resistance core shaped in a broken ring configuration to provide spaced end points and being horizontally inserted within the pile of material, with one of said electrodes being connected to one of said end points and the other of said electrodes being connected to the other of said end points, with electrical current being supplied from said electrical power source through said electrodes to said resistance core to heat said material; and
- material handling means for loading said pile of material in said broken ring-like configuration including support means located at the center of said working space and a stacking device having one end rotatably mounted on said support means and including a discharge member for discharging said material as said device is rotated to form said broken ring pile, the other end of said stacking device being supported by said track means for relative movement between said device and said dome.

8. A plant in accordance with claim 7 wherein said dome prevents all pollutants generated during the loading, heating, and unloading of said material from escaping to the atmosphere; and said plant further includes means disposed within said dome for collecting said pollutants and transferring same to a processing station remote from said dome.

9. A plant in accordance with claims 7 or 8 wherein said dome is a geodesic dome.

10. A plant in accordance with claim 7 wherein the walls of said dome are spaced from said free-standing pile for defining a second circular working space concentric to and spaced radially outward from said centrally located working space.

• • • • •

ANNEXE 3.1: COMPOSÉS ANALYSÉS DANS LES
VAPEURS DE CRÉOSOTE

ANNEXE 3.1

COMPOSÉS ANALYSÉS DANS LES VAPEURS DE CRÉOSOTE (1)

1- Benzène	15- Naphtalène
2- Toluène	16- Benzothiophènes
3- Xylènes	17- Quinoline
4- Triméthylbenzènes	18- Isoquinoline
5- Méthyl éthyl benzènes	19- Méthyl benzonitrile
6- Styène	20- Méthyl naphtalènes
7- Benzonitrile	21- Diphenyl
8- Phénol	22- Diméthyl naphtalènes
9- Benzofurane	23- Éthyl naphtalènes
10- Méthyl styrènes	24- Acénaphthène
11- Indène	25- Dibenzofurane
12- Crésols	26- Fluorène
13- Méthyl indènes	27- Dibenzothiophène
14- Xylénols	28- Acénaphthylène

(1) Les composés apparaissent par ordre de poids moléculaire.
Source: Heikkilä, P.R. et al, 1987.

ANNEXE 4.1: INVENTAIRE DES SITES POTENTIELS
D'ÉMISSIONS DE HAP - SECTEUR CHAUDIERES

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES

Page No. 1

R.ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
1	CABANO	CASCADES INC. ->CABANO	200, RUE CASCADES, C.P. 190	60L 1E0 -> (418) 854-2803
1	CHANDLER	ABITIBI-PRICE INC. ->GASPESIA	MC GRATH ST., C.P. 3000	60C 1K0 -> (418) 689-3362
1	MATANE	DONOHUE INC. ->MATANE	-	- -> -
1	MONT JOLI	WERRES-D-VENT INC. ->-	R.R. 1, 5EME RANG	65H 3K6 -> -
1	NEW-RICHMOND	CONSOLIDATED BATHURST INC; ->CHALEURS	150 RUE MC CORMICK	60C 2B0 -> (418) 392-4474
1	PRICE	CEDRICO INC. ->MAISON MERE	C.P. 477	60J 1Z0 -> (418) 775-7516
1	RIVIERE-DU-LOUP	F.F. SOUCY INC. ->-	-	- -> -
1	SAYABEC	PANVAL INC. ->-	C.P. 340 152 RTE POULIOT	60J 3K0 -> (418) 536-5465
1	STE FOY	ENERBOIS INC. ->CABANO	1195, AVENUE DE LA VIGERIE,	61V 4N3 -> -
2	ALMA	ABITIBI PRICE INC. ->ALMA	1100 MELANCON OUEST	68B 5W2 -> (418) 662-3411
2	CHAMBORD	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC. ->NORMICK CHAMBORD	-	- -> (418) 342-6211
2	CHAPAIS	BARRETTE-CHAPAIS ->-	-	- -> -
2	CHIROUGAMAU	HOPITAL DE CHIROUGAMAU ->-	51, 3eme RUE	68P 1N1 -> () 748-2676
2	COLEBEAU	DOMTAR INC. ->-	1, 4EME AVE	68L 2R4 -> (418) 276-0155
2	JONQUIERE	ABITIBI PRICE INC. ->KENOGAMI	3750 DE CHAMPLAIN	67S 5J7 -> (418) 542-4541
2	JONQUIERE	CASCADES INC. ->JONQUIERE	4010, CH. ST-ANDRE, C.P. 1980	67Z 5K5 -> (418) 542-9544
2	JONQUIERE	DAISHOWA FOREST PRODUCTS LTEE? ->PRICE BRO ?	-	- -> -
2	JONQUIERE	HOPITAL DE JONQUIERE ->-	450 RUE DE L'HOPITAL	67X 7X2 -> -
2	KENOGAMI	DAISHOWA FOREST PRODUCTS LTEE? ->PRICE BRO ?	-	- -> -
2	LA-BAIE	CONSOLIDATED BATHURST INC. ->PORT ALFRED	542 IERE RUE, C.P. 40	67B 3R2 -> (418) 544-9705
2	MISTASSINI	DOMTAR INC. ->SCIERIE MISTASSINI	-	- -> (819) 536-2695
2	RIVERBEND	DAISHOWA FOREST PRODUCTS LTEE? ->-	-	- -> -
2	ROBERVAL	CENTRE PSYCHIAT. DE ROBERVAL ->-	483 AVE BOUCHARD	68H 1K2 -> (418) 275-1360
2	ST-FELICIEN	DONOHUE INC. ->ST FELICIEN	-	60W 2N0 -> (418) 679-4545
2	ST-BEDEON	FERMAGROUPE SINAI INC. ->-	1252, ROUTE 170	60W 2P0 -> -
3	BAIE ST-PAUL	CENTRE DU TRAVAIL CHARLEVOIX ->-	10, RUE DE L'ARENA	60A 1B0 -> -
3	BEAUPRE	ABITIBI PRICE INC. ->BEAUPRE	-	60A 1E0 -> (418) 827-3731
3	CLERMONT	DONOHUE INC. ->CLERMONT	CLERMONT-CHARLEVOIX	60T 1C0 -> (418) 439-3901

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES

Page No. 1

R.ACM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
3	DAAQUAM	BOIS DAAQUAM INC. ->-	1 RUE PRINCIPALE,	60R 1K0 -> (418) 244-3601
3	DONNACONA	DOMTAR INC. ->-	-	-
3	ISSOUUDUN	SCIERIE PAUL FERLAND ->-	295 DES BOIS FRANCS	60S 1L0 -> (418) 728-2572
3	QUEREC	DAISHOWA FOREST PRODUCTS LTEE ->-	-	-
3	ST-BENOIT LABRE, BEAUCE	SCIERIE JULES LAFLAMME INC. ->-	-	60M 1P0 -> -
3	ST-CHARLES	TURCOT, LOUISE ->-	315, RANG NORD-OUEST,	60R 2T0 -> (418) 887-3859
3	ST-EDOUARD-DE-FRAMPTON	SCIERIE ARCHELAS VACHON ->-	-	-
3	ST-HONORE	BARDEAUX ET CEDRE ST HONORE ->-	-	60M 1V0 -> (418) 479-2134
3	ST-HONORE-DE-SHENLEY	SCIERIE BOUCHER LTEE ->-	-	60M 1V0 -> (418) 485-6716
3	ST-PAMPHILE	MATERIAUX BLANCHET INC. ->ST PAMPHILE	C.P. 430,	60R 3X0 -> (418) 485-6598
3	STE FOY	INDUSTRIES MALBEC INC. ->ST PAMPHILE	660 RUE LENOIR,	61X 3W3 -> (418) 871-2626
3	STE MARIE DE BEAUCE	BARONET INC. ->-	-	61X 3W3 -> (418) 653-5280
3	STE-PERPETUE	BOIS DE SCIAGE LAFONTAINE INC. ->-	-	60R 3Z0 -> (418) 359-2500
4	GRAND-MERE	CONSOLIDATED BATHURST INC. ->LAURENTIDE	-	69T 5L2 -> (819) 533-2248
4	GRAND-MERE	MALETTE WAFERBOARD ->ST GEORGE DE CHAMPLAIN	C.P. 40,	69T 5K7 -> -
4	LA TUQUE	P.F.C.P. LTEE ->-	-	-
4	MANQUAN	CONSOLIDATED BATHURST INC. ->GRAND MERE	255, 1ST AVENUE, GRAND-MERE	69T 5L2 -> -
4	PLESSISVILLE	LES BOISERIES PLESSIS ->-	2233, AVENUE DES ERABLES	66L 2E9 -> -
4	PRINCEVILLE	MENUISERIE DEHARNAIS INC. ->-	C.P. 205	-
4	PROULXVILLE	INDUSTRIES GERARD CRETE & FILS ->-	380 RTE 159	60X 2B0 -> -
4	SHAWINIGAN	COMMONWEALTH PLYWOOD INC. ->-	-	-
4	SHAWINIGAN	CONSOLIDATED BATHURST INC. ->BEL60	AVE CASCADE, C.P. 850	69N 6W5 -> (819) 536-8230
4	STE-GERTRUDE	BOISERIES STE-BERTRUDE ->-	8020, PARC INDUSTRIEL	60X 2S0 -> -
4	STE-THECLE	GROLEAU INC. ->-	C.P. 160	60X 3G0 -> (418) 328-3984
4	TROIS-RIVIERES	CONSOLIDATED BATHURST INC. ->WAGAMACK	C.P. 128	69A 5E9 -> (819) 373-9230
4	TROIS-RIVIERES	KRUGER INC. ->-	3735 BLVD ROYALE, C.P. 188	69A 5F6 -> (819) 375-1691
4	TROIS-RIVIERES	P.F.C.P. LTEE ->-	508, RUE DES COMMISSAIRES	69A 467 -> (819) 372-4200
5	BROMPTONVILLE	KRUGER INC. ->-	C.P. 100	60B 1H0 -> (819) 846-2711

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES

Page No. 3

R.ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
5	EAST-ANGUS	CASCADES INC. ->EAST ANGUS	248, RUE WARNER, C.P. 2000	J0B 1R0 -> (819) 832-2451
5	LAC MEGANTIC	INDUSTR. MANUF. MEGANTIC INC. ->-	6184, NOTRE-DAME	B6B 2M7 -> (819) 583-1550
5	LAC MEGANTIC	SCIERIE FERNAND RANCOURT INC. ->-	7536 CH. DU BARRAGE	G6B 2S3 -> (819) 583-1787
5	MONTREAL,	BIOSHELL INC. ->LAC MEGANTIC	6070, RUE SHERBROOKE EST,	H1N 1C1 -> -
5	ST-ROMAIN	A. LAPOINTE & FILS LTEE ->-	175 RUE DU COUVENT	G0Y 1L0 -> (418) 486-2542
5	STE-CECILE DE WHITTON	LES PANIERS JIM-MY INC. ->LAC MEGANTIC	RR#5 CH. DE L'ORIGNAL	G6B 2S3 -> (819) 583-3649
5	WINDSOR	DONTAR INC. ->-	609, 12EME RANG	J1S 2L5 -> (819) 845-2771
5	WINDSOR	MENUISERIES LEMIEUX INC. ->-	92, AVENUE 2E	J1S 1Z4 -> -
6	BELOEIL	BOIS FRANC ROYAL LTEE ->-	2095, RUE DE L'INDUSTRIE	J3B 4G5 -> (514) 467-0271
6	BERTHIERVILLE	ATELIERS ST-JEAN INC. ->-	C.P. 68	J0K 1A0 -> -
6	BLAINVILLE	BOIS LAURENTIEN INC. ->-	550, COTE ST-LOUIS EST	J7E 4H5 -> -
6	JOLIETTE	MAURICE LEPINE LTEE ->-	1535, RUE LEPINE	J6E 4B8 -> -
6	LAC DES ILES	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC. ->PANNEAUX NDRANDA	-	- -> -
6	LACHUTE	DOMINION SHUTTLE CO. ->-	-	- -> -
6	LASALLE	BPCO INC. ->ANCIENMT MATER. DE CONSTR.CDN	240 RUE ST PATRICK	H9R 1R9 -> (514) 364-0161
6	LONGUEUIL	FOREIGN AND DOMESTIC WOOD ->-	2800, RUE PAPINEAU	J4K 3M7 -> -
6	MONT-LAURIER	PANFIBRE ->-	845 RUE J.B. REID, C.P. 120	J9L 3B9 -> (819) 623-7133
6	MONTREAL	BATHURST CONTAINERS LTEE ->-	-	- -> -
6	MONTREAL	BILTMORE CHSTRFLD. CREATIONS ->-	8600, DECARIE,	H4P 2N2 -> (514) 342-6950
6	MONTREAL	CANADA FLOORING ->-	-	- -> -
6	MONTREAL	CPR ANGUS SHOPS ->-	-	- -> -
6	MONTREAL	E.J. MAXWELL LTD ->-	5080, ST-AMBROISE	H4C 2G1 -> -
6	MONTREAL	GOODFELLOW LUMBER ->-	101, STINSON	H4N 2E4 -> -
6	MONTREAL	INTERNATIONAL PLYWOOD LTD ->-	1825, CABOT	H4E 1E2 -> -
6	MONTREAL	MONTREAL CHILDREN HOSPITAL ->-	2300, TUPPER	H3H 1P3 -> -
6	MONTREAL	PARQUET METROPOLITAIN LTD ->-	9765, 7EME RUE RIVIERE-DES-PRAIRIES	H1C 1B3 -> -
6	MONTREAL	VILLE DE MONTREAL ->-	100, RUE NOTRE-DAME EST	H2Y 1B5 -> -
6	SOREL	ENTREPRISES BCP ->-	1058, CHEMIN ST-OURS	J3P 2M7 -> -

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES

Page No. 4

R.ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL TELEPHONE
6	ST-AMABLE	RECY-CDM INC (PETRO-SUN)	1501, AMPERE, BOUCHERVILLE	J4B 5Z5
6	ST-BENOIT	ROMEO LAFLAMME & FILS INC.	ST-BENOIT LABRE, BEAUCE	60M 1P0
6	ST-MICHEL DES SAINTS	SCIERIE ST-MICHEL INC.	C.P. 369,	J0K 3B0
6	STE-AGATHE	HOPITAL ANNONCIATION	-	- (514) 833-6367
6	STE-AGATHE DES MONTS	CENTRE HOSPITALIER LAURENTIEN	234 RUE ST VINCENT	J8C 2B8
6	STE-MELANIE	ARMAND MALO INC.	1560, DOMAINE,	J0K 3A0
6	STE-THERESE	COMMONWEALTH PLYWOOD LTEE	C.P. 90	J7E 4H9
7	DAVIDSON	BARRETTE CHAPPAIS INC.	-	- (514) 435-6541
7	FASSET	SYLVIO BRUNET & FILS LTEE	159, RUE PRINCIPALE	J0V1H0
7	FORT-COULONGE	INDUSTRIES FORTIN INC.	C.P. 40	J0X 1V0
7	GATINEAU	P.F.C.P. LTEE	79, RUE PRINCIPALE	J8P 4X6
7	GATINEAU	PLACAGES DE L'OUTAOUAIS INC.	41B, AVENUE DU GOLF	J8P 6K2
7	MANIWAKI	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC.	-	- (819) 449-3720
7	PONTIAC	BARRETTE-FORTIN LTEE	-	J0X 1R0
7	PORTAGE-DU-FORT	CONSOLIDATED BATHURST INC.	C.P. 68	J0X 2T0
7	THURSO	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC.	RTE 148, C.P. 400	J0X 3B0
8	AMOS	CENTRE HOSPITALIER D'AMOS	622, 4EME RUE OUEST	J9T 2S2
8	AMOS	DONOHUE INC.	C.P. 939	J9T 3X5
8	AMOS	J.E. THERRIEN INC.	801, 7EME RUE OUEST C.P 68	- (819) 727-9311
8	AMOS	MATERIAUX BLANCHET INC.	C.P. 430	J9T 3A8
8	AMOS	SERRES CHRISTIAN ENR.	341 4EME RUE D.	J9I 1Y7
8	BELLETERRE	COMMONWEALTH PLYWOOD LTEE	-	J0Z 1L0
8	COMTOIS	DONOHUE INC.	-	J0Y 2T0
8	LA SARRE	HOWARD BIENVENU INC.	C.P. 190	J9Z 2X5
8	LA SARRE	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC.	225, CHEMIN NORMICK C.P 2500	J9Z 2X6
8	LEBEL/QUEVILLON	DOMTAR INC.	C.P. 3000, ABITIBI EST	J0Y 1X0
8	MATAGAMI	BISSON & BISSON INC.	C.P 340	J0Y 2A0
8	MATAGAMI	F.J. RASKIN	P.O. BOX 310, MONTREAL	- (819) 739-2552

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR CHAUDIERES A ECORCES

Page No. 5

R. ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
8	SENNETERRE	DORALIE INC	C.P. 1178	JOY 2M0
		->-		-> -
8	SENNETERRE	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC.	C.P. 400	JOY 2M0
		->NORMICK PERRON - SENNETTERRE		-> (819) 727-2336
8	TASCHEREAU	TEMBEC INC.	C.P. 190	JOZ 3N0
		->PRODUITS FORESTIERS TASCHEREAU		-> (819) 796-3305
8	TEE LAKE	COMMONWEALTH PLYWOOD LTEE ?	-	-
		->ANCIENNEMENT BOOTH LUMBER ?		-> (819) 627-3315
8	TEMISCAMING	TEMBEC INC.	C.P. 7000	JOZ 3M0
		->-		-> (819) 627-3321
8	VAL D'OR	CENTRE HOSPITALIER ST SAUVEUR	725 6EME RUE,	J9P 311
		->-		-> -
8	VAL D'OR	FOREX LEROY INC.	C.P. 5000	J9P 566
		->DE FORPAN		-> -
8	VAL D'OR	FORPAN	C.P. 500	J9P 566
		->-		-> (819) 825-6550
8	VAL D'OR	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC.	1, RUE DES PANNEAUX	J9P 5W4
		->NORMICK PERRON - VAL D'OR		-> (819) 825-1373
8	VILLE-MARIE	TEMBEC INC.	1, RUE BOIVIN C.P. 1178	JOZ 3W0
		->TEMFOR		-> (819) 629-2543
9	BAIE-COMEAU	QUEBEC & ONTARIO LTEE	20 AVE MARQUETTE	64Z 1K6
		->-		-> (418) 296-3371
9	PORT-CARTIER	CASCADES INC.	BLVD PORTAGE DES MOUSSES, C.P. 4000	65B 2V9
		->PORT CARTIER		-> (418) 766-5906

ANNEXE 4.2: INVENTAIRE DES SITES POTENTIELS D'ÉMISSIONS
DE HAP SECTEUR - BRULEURS CONIQUES

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR BRULEURS CONIQUES

Page No. 1

R.ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
1	ANGE-A-BEAUFILS	SCIERIE 1908 INC.		60C 2L0
		->-		-> () 782-2216
1	CAP-CHAT	HUGUES SERGERIE	14-C, RUE BELLEVUE	60J 1E0
		->-		-> -
1	CAUSAPSCAL	J-C & EDDY LAPLANTE INC.	166, RUE DESBIENS	60J 1J0
		->-		-> () 756-3956
1	CAUSAPSCAL	SCIERIE HEPPLE INC.	ROUTE 132, C.P. 908	60J 1J0
		->-		-> () 629-4751
1	DEBELIS	IND. GEORGES DESCHESNES LTEE	C.P. 146	60L 1H0
		->-		-> -
1	DEBELIS	RAOUL GUERETTE INC.	C.P. 400	60L 1H0
		->-		-> () 855-3520
1	ESCOURT	J.D. IRVING	272 RANG DE LA FRONTIERE	60L 1J0
		->SCIERIE AYMEE GOUDREAU		-> () 859-2812
1	GRANDE-VALLEE	DONOHUE INC.	80 PARC INDUSTRIEL, C.P. 96, MATANE	64W 3M9
		->MATANE-BOIS DE L'EST		-> (418) 562-3598
1	LAC-AU-SAUMON	THERIAULT & THERIAULT	C.P. 38,	60J 1H0
		->-		-> (418) 778-3234
1	LAC-HUMQUI	ST-GELAIS & FRERES LTEE	C.P. 27	60J 1H0
		->-		-> () 743-5252
1	LOTS RENVERSEES,	BEGIN & BEGIN INC.		60L 1V0
		->-		-> (418) 899-6786
1	MARSQUI	DONOHUE INC.	80, PARC INDUSTRIEL, C.P. 96, MATAN	64W 3M9
		->MARSQUI - BOIS DE L'EST		-> -
1	MATANE	DONOHUE INC.	-	-
		->MATANE- BOIS DE L'EST		-> -
1	MATANE	P.F.C.P. LTEE	EDIFICE SUNLIFE, BUREAU 1400, MONTR	H3B 2X1
		->-		-> -
1	MONT-CARMEL	SCIERIE MONT-CARMEL	9, RUE NOTRE-DAME	60L 1W0
		->-		-> () 498-2677
1	NEW-RICHMOND	INDUSTRIES LP	C.P. 191	60C 1C0
		->-		-> (418) 392-4611
1	NOUVELLE - OUEST	TEMBEC INC.	C.P. 39	60C 2E0
		->DELEBO		-> (418) 794-2211
1	PRICE	CEDRICO INC.	39 RUE ST JEAN BAPTISTE, C.P. 477	60J 1Z0
		->-		-> (418) 759-3900
1	RIVIERE-DU-LOUP	CLOTURES TEMIS INC.	298, BOUL. THERIAULT	65R 3X9
		->-		-> () 867-1695
1	SQUATEC	BARDEAUX EMILE BERNIER & FILS		60L 4H0
		->-		-> () 855-2601
1	SQUATEC	RICHARD PELLETIER & FILS INC.	4, RUE ST-MARC	60L 4H0
		->-		-> () 865-2951
1	SQUATEC	SCIERIE DENISO LEBEL INC.	361, BOUL THERIAULT	60L 4H0
		->DE CLOTURE TEMIS		-> () 867-1695
1	ST THARCISSUS	BOIS JEAN LTEE		60L 1B0
		->-		-> () 736-4830
1	ST-ALPHONSE	P. F. ST-ALPHONSE	268 RTE ST ALPHONSE	60C 2V0
		->-		-> () 388-5424
1	ST-ALPHONSE	ROSARIO POIRIER INC.	C.P. 37, 110 RTE ST ALPHONSE	60C 2V0
		->-		-> (418) 388-5216
1	ST-MATHIEU	SCIERIE ST-MATHIEU-DE-RILOUX	C.P. 5	60L 3T0
		->-		-> () 738-2554
1	STE-ANNE-DES-MONTS	ROMAIN BRISEBOIS	59, ROUTE BELLEVUE	60E 260
		->-		-> -
1	STE-FLORENCE	ANTONIO DOIRON & FILS INC.		60J 2M0
		->-		-> (418) 756-3900

LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR BRULEURS CONIQUES

Page No. 2

R.ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
2	AMQUI	SCIERIE STE-IRENE INC. ->STE IRENE	40 DE L'ARENA	60J 180 -> () 629-2868
2	CHAPAIS	BARRETTE - CHAPAIS LTEE ->-	C.P. 248	60W 1H0 -> (418) 745-2545
2	CHIBOUGAMAU	CHANTIER CHIBOUGAMAU ->-	C.P. 216 CH. MERRILL	68P 2K7 -> (418) 748-6481
2	GIRARDVILLE	DONOHUE INC. ->GIRARDVILLE	4000, CHEMIN ST-EUSEBE	60W 1R0 -> (418) 258-3730
2	HEROUXVILLE	DOMTAR INC. ->-	C.P. 130	67H 1X9 -> -
2	LA BAIE	SCIERIE SAGUENAY ->-	105, BOUL. DE LA GRANDE-BAIE NORD	678 3P3 -> (418) 544-6811
2	NOTRE DAME DE LA DORE	DONOHUE INC. ->LA DORE	C.P. 9	60W 2J0 -> (418) 256-3816
2	ST-FELICIE	DOMTAR INC. ->LAC ST JEAN, LABERGE & LAB. ?	1, RUE LABERGE, C.P. 7200	68K 2R7 -> (418) 679-0552
2	ST-FELICIE	DONOHUE INC. ->ST THOMAS DYDIME	4000 CHEMIN ST-EUSEBE	68K 2R6 -> (418) 679-4545
3	DAAQUAM	BOIS DAAQUAM INC. ->MAISON MERE	1 RUE PRINCIPALE,	60R 1K0 -> (418) 244-3601
3	DAAQUAM	PHILIPPE DOYON & FILS INC. ->-	2, RANG STE-MARIE,	60R 3H0 -> (418) 244-3614
3	MONTÉE BELLECHASSE	INDUSTRIES LANGEVIN INC. ->STE JUSTINE	C.P. 116,	60R 1Y0 -> (418) 383-3014
3	ST PAMPHILE	MATERIAUX BLANCHET INC. ->MAISON MERE-	C.P. 430,	60R 3X0 -> (418) 356-3344
3	ST-EMILE	DAISHOWA FOREST PRODUCTS LTEE ->SCIERIE LEDUC	-	- -> (418) 842-8405
3	ST-FRANCOIS DE SALE	MEUBLES MORIGEAU LTEE ->-	25 RUE DE L'ETANG	60R 3A0 -> (418) 259-7721
3	ST-GEORGES-EST	LES INDUSTRIES RANCOURT LTEE ->-	1800 RUE 90E	65Y 7B3 -> (418) 228-8880
3	ST-JEAN-PORT-JOLI	MOULIBOIS INC. ->-	909 ROUTE 204, C.P. 748	60R 360 -> (418) 598-9686
3	ST-PAMPHILE	MATERIAUX BLANCHET INC. ->ST JUSTE DE BRETTENIERE	C.P. 430,	60R 3X0 -> (418) 871-2626
3	ST-PAUL	BARDEAUX DE CEDRE ST-PAUL INC. ->-	620 - 4E AVENUE	60R 3Y0 -> -
3	STE FOY	BOIS CAMAN INC. ->ST JUSTE DE BRETTENIERE	2774, CH. QUATRE-BOURGEOIS,	61V 1X4 -> (418) 651-6747
3	STE FOY	INDUSTRIES MALBEC INC. ->ST PAMPHILE	660, RUE LENOIR,	61X 3W3 -> (418) 653-5280
3	STE MARIE DE BEAUCE	BARONET INC. ->ST JUSTE DE BRETTENIERE	234, RUE BARONET	60S 2Y0 -> (418) 387-5432
3	STE-MARIE	INDUSTRIES GRONDIN LTEE ->-	492 BOUL. VACHON SUD	66E 255 -> (418) 387-5670
3	STE-PERPETUE	BOIS DE SCIAGE LAFONTAINE INC. ->-	-	60R 3Z0 -> (418) 359-2500
3	STE-PERPETUE	INDUSTRIES DE SCIAGE A. LORD ->-	146, RUE PRINCIPALE NORD,	60R 3Z0 -> (418) 359-2181
5	BOLTEN-CENTER	STEELE HEDDLE ->-	-	- -> (514) 292-3447
5	SAWYERVILLE	L. G. RUSTIC FENCE INC. ->-	RR #3	J0B 3A0 -> (819) 889-2773
5	STANSTEAD	L.G. RUSTIC FENCE INC. ->MAISON MERE-	C.P. 180,	J0B 3A0 -> (819) 876-2732

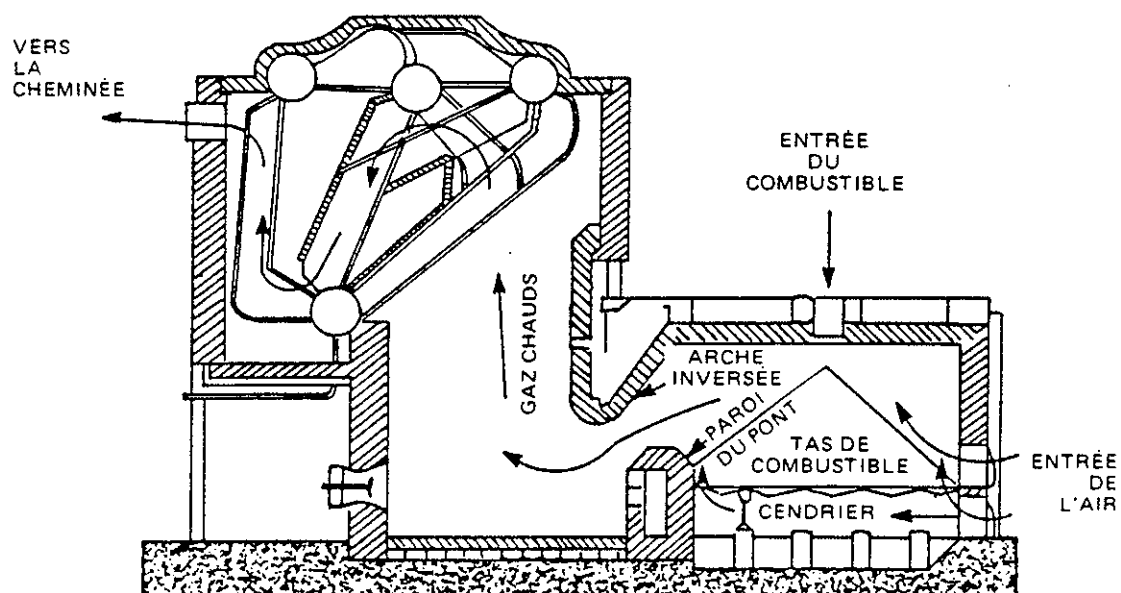
LISTE DES SITES POTENTIELS D'EMISSION - SECTEUR BRULEURS CONIQUES

Page No. 3

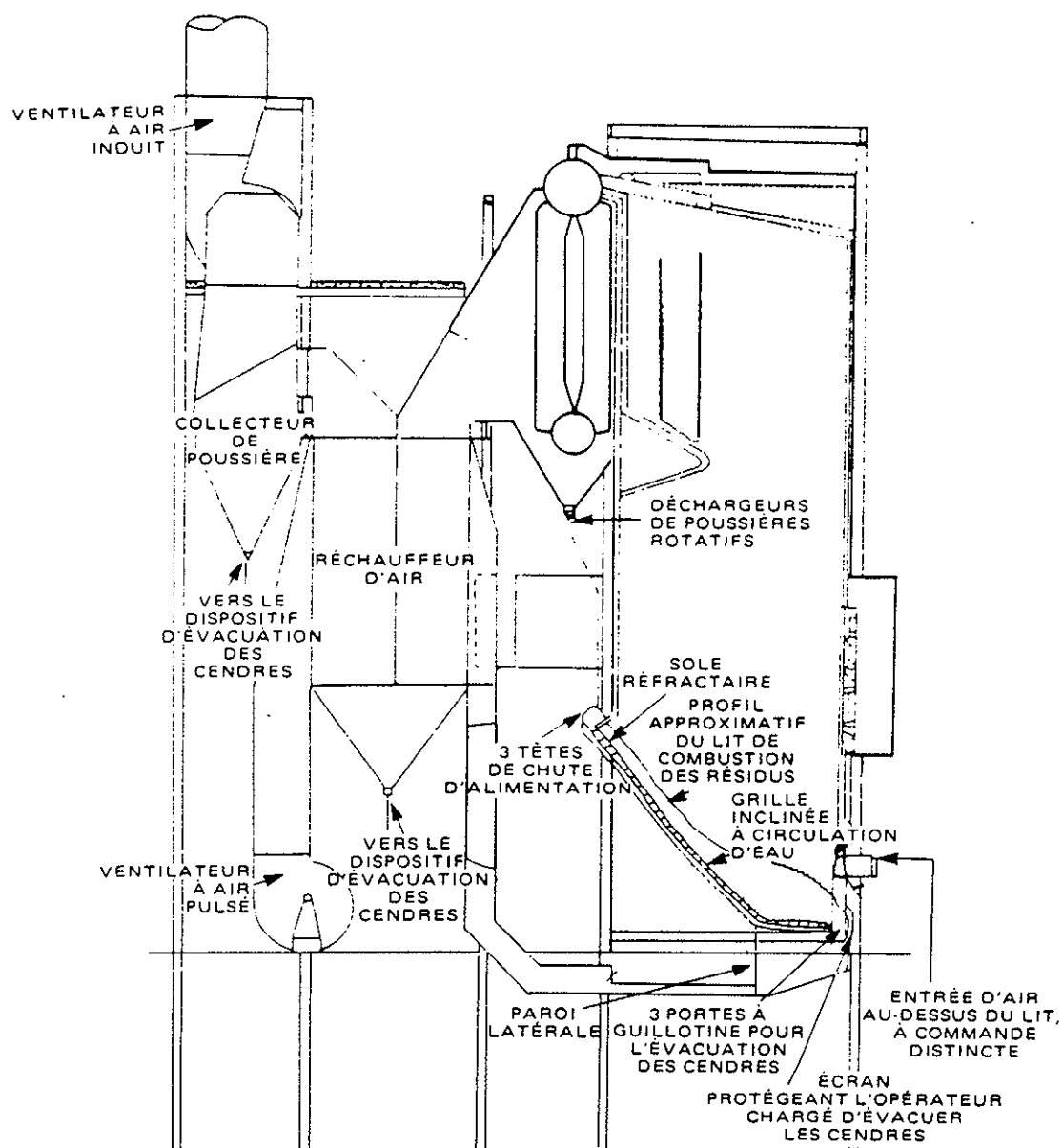
R.ADM.	VILLE	COMPAGNIE ->DIVISION	ADRESSE	CODE POSTAL -> TELEPHONE
6	GRAND-REMOUS	P.F.C.P. LTEE ->SCIERIE GRAND REMOUS	C.P. 99	J0W 1E0 -> (819) 438-2841
7	FORT-COULONGE	BARRETTE CHAPAIS LTEE ->FORTIN	-	- -> (819) 683-2967
7	SATINEAU	PLACAGE DE L'OUTAQAIS ->-	-	- -> -
7	MANIWAKI	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC. ->PROD. FORESTIERS MANIWAKI		->
7	PONTIAC	BARRETTE-FORTIN LTEE ->DAVIDSON, ANCIENNT E.D.EDDY ?	-	-
7	RAPIDE-DE-JOACHIM	COMMONWEALTH PLYWOOD ->SCIERIE	-	K0J 2H0 -> (819) 586-2251
8	AMOS	MATERIAUX BLANCHET INC. ->AMOS	C.P. 430	J9T 3A8 -> (819) 732-6581
8	BEARN	TEMBEC INC. ->BEARN	C.P. 30	J0Z 1G0 -> (819) 726-3551
8	BEATTYVILLE	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC. ->NORMICK PERRON-BEATTYVILLE	C.P. 60	J0Y 1B0 -> (819) 755-4821
8	CHAMPNEUF	DONOHUE INC. ->SAUCIER - CHAMPNEUF	-	J0Y 1E0 -> (819) 754-2002
8	LA SARRE	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC. ->NORMICK PERRON - LASARRE	225, CHEMIN NORMICK C.P. 2500	J9Z 2X6 -> (819) 333-5511
8	LA SARRE	J.E. THERRIEN INC. ->AMOS	225 CHEMIN NORMICK,	J9Z 2X6 -> (819) 732-3388
8	QUEVILLON	DONTAR INC. ->P.F.	C.P. 3000	J0Y 1X0 -> (819) 755-2401
8	SENNETERRE	DONOHUE INC. ->SAUCIER - SENNETERRE	C.P. 1179	J0Y 2W0 -> (819) 737-2306
8	SENNETERRE	INDUSTRIES JAMES MACLAREN INC. ->NORMICK PERRON - SENNETERRE	C.P. 400	J0Y 2W0 -> (819) 737-2306
9	BAIE COMEAU	QUEBEC & ONTARIO LTEE ->SCIERIE DES OUTARDES	CHUTE AUX OUTARDES, C.P. 2250	B5C 2S9 -> (418) 589-9229
9	SACRE-COEUR	BOISACAU INC. ->PF SAGUENAY	445 ROUTE 172 NORD, C.P. 250	60T 1Y0 -> (418) 236-4633

ANNEXE 4.3: SCHÉMAS DE CHAUDIERES

Four hollandais
Environnement Canada, 1979.



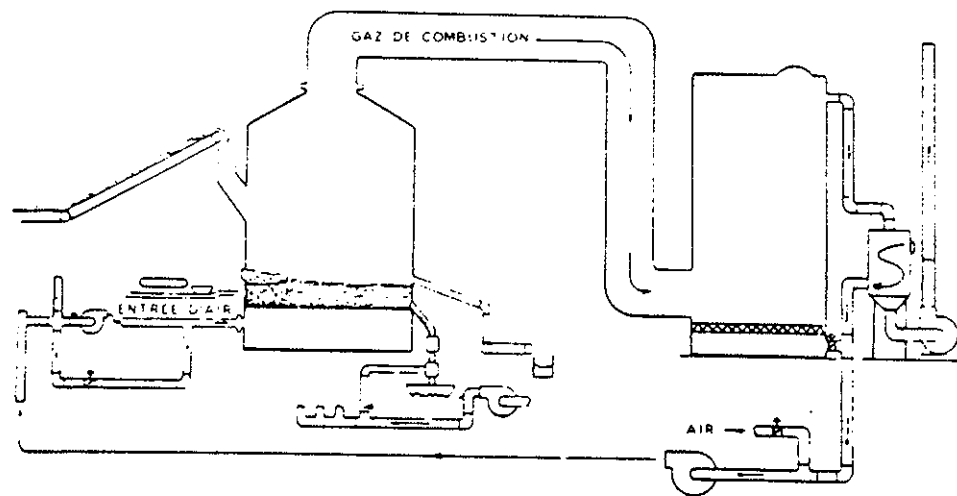
Foyer mécanique, (Foster Wheeler ltée)
Environnement Canada, 1979.



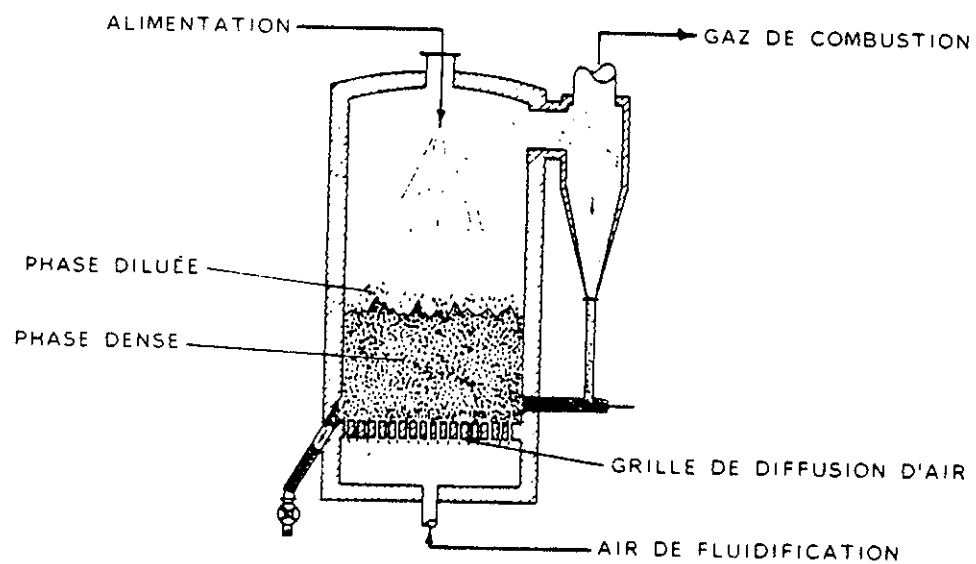
Chaudière ignitubulaire (Dominion Bridge)



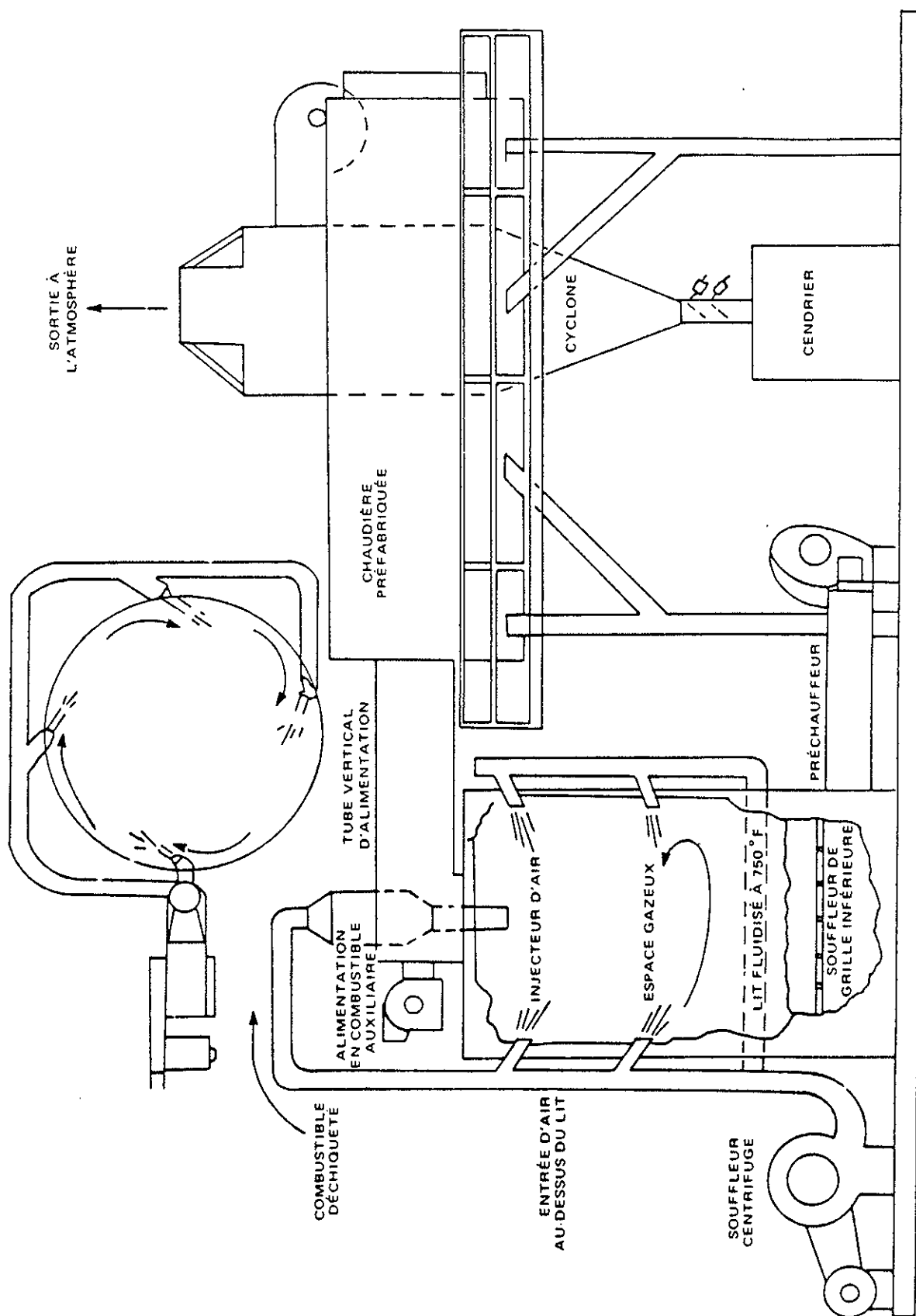
Chaudières à lit fluidisé
MER et MENVIQ, 1981.



Combustion Power Co.



Chaudière à lit fluidisé (Environmental Products Inc.)
Environnement Canada, 1979.



ANNEXE 4.4: SCHÉMAS DE BRULEURS AMÉLIORÉS

Brûleur conique amélioré (Lamb-Cargate)
Environnement Canada, 1979.

