LSP

Campus de São Carlos

Aspectos técnicos e ambientais da
incineração de resíduos sólidos urbanos:
considerações sobre a proposta para São
Paulo

William Gomes Gripp

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS

T024/82

ASPECTOS TÉCNICOS E AMBIENTAIS DA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: CONSIDERAÇÕES SOBRE A PROPOSTA PARA SÃO PAULO

DEDALUS - Acervo - EESC

31100013592

WILLIAM GOMES GRIPP

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Hidráulica e Saneamento.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Woodrow Nelson Lopes Roma

São Carlos
1998

3482.4240
0424.2843
4218.5543

Class.	TESE-EESC
Curr.	2651
Tombo	T221/38

st 0987510

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca - EESC-USP**

G868a Gripp, William Gomes
Aspectos técnicos e ambientais da incineração de
resíduos sólidos urbanos : considerações sobre a
proposta para São Paulo / William Gomes Gripp. --
São Carlos, 1998.

Dissertação (Mestrado) -- Escola de Engenharia
de São Carlos-Universidade de São Paulo, 1998.

Área: Hidráulica e Saneamento.

Orientador: Prof. Dr. Woodrow Nelson Lopes
Roma.

1. Resíduos sólidos. 2. Tratamento.
3. Incineração. 4. Emissões atmosféricas.
5. Dioxinas. I. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

Candidato: Engenheiro **WILLIAM GOMES GRIPP**

Dissertação defendida e aprovada em 22-6-1998
pela Comissão Julgadora:

Prof. Titular **WOODROW NELSON LOPES ROMA (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **VALDIR SCHALCH**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

Prof. Doutor **FERNANDO EDUARDO MILIOLI**
(Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo)

p/Prof. Titular **FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY**
Coordenador da Área de Hidráulica e Saneamento

JOSÉ CARLOS A. CINTRA
Presidente da Comissão de Pós-Graduação da EESC

“E assim, somos a cada passo advertidos de que não podemos dominar a Natureza como um conquistador domina um povo estrangeiro, como alguém situado fora da Natureza; mas sim que lhe pertencemos, com a nossa carne, nosso sangue, nosso cérebro; estamos no meio dela; e que todo o nosso domínio sobre ela consiste na vantagem que levamos sobre os demais seres de poder chegar a conhecer suas leis e aplicá-las corretamente.”

(Friedrich Engels, 1820-1895)

À Denise, Victor, Hortênsia e Alexandre

As quatro maravilhas do meu mundo

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais pelo constante apoio.

Ao Prof. Dr. Woodrow Nelson Lopes Roma pelo apoio e orientação.

Ao Prof. Dr. Valdir Schauch pelo incentivo e idéias.

Ao Prof. Dr. Eugênio Foresti por me ensinar os rigores da pesquisa.

Ao Antônio C. P. N. Júnior pela amizade, materiais bibliográficos e sugestões.

À todos os colegas da pós pelo convívio e espírito de coletividade.

À Patrícia do USP-Recicla pela simpatia e cessão do RIMA das usinas.

À bibliotecária Eleninha pela atenção e colaboração na busca de dados.

À prof. Margarida pela revisão do português.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

À todas as demais pessoas e instituições que de uma forma ou de outra contribuíram para o enriquecimento e viabilização deste trabalho.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA.....	i
AGRADECIMENTOS.....	ii
SUMÁRIO.....	iii
LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE QUADROS.....	vi
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS.....	viii
RESUMO.....	x
ABSTRACT.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	01
2. ASPECTOS GERAIS DA INCINERAÇÃO.....	07
2.1 Definições.....	07
2.2 Histórico.....	09
2.3 Incineração e o Gerenciamento de Resíduos Sólidos.....	13
2.4 A Incineração no Brasil e no Mundo.....	17
3. ASPECTOS TÉCNICOS.....	20
3.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos.....	20
3.2 Combustão de Resíduos Sólidos.....	33
3.3 Tipos de Incineradores.....	40
3.4 Sistemas de Controle de Poluição do Ar.....	59
4. ASPECTOS AMBIENTAIS.....	79
4.1 Poluentes e Incineração.....	79
4.2 Escória e Cinzas.....	88
4.3 Emissões Atmosféricas.....	98
5. DIOXINAS E FURANOS.....	105
5.1 Conceitos Gerais	105
5.2 Emissão, Formação e Controle de Emissões.....	109
5.3 Amostragem em Incineradores.....	117
5.4 Análise de Risco.....	121
5.5 Dioxinas e Ambiente.....	126
6. USINAS DE INCINERAÇÃO.....	135
6.1 Instalações Físicas.....	135
6.2 Projeto Técnico.....	142
6.3 Gerenciamento de Subprodutos.....	147
6.4 Procedimentos Operacionais.....	149
7. LEGISLAÇÕES.....	154
8. A PROPOSTA DE INCINERADORES PARA SÃO PAULO.....	159
8.1 O Incinerador de Sapopemba.....	159
8.2 O Incinerador de Santo Amaro.....	173
9. CONCLUSÕES.....	184
10. BIBLIOGRAFIA.....	189

LISTA DE FIGURAS

Fig. 2.1 - Operações efetuadas no gerenciamento de RSD.....	14
Fig. 3.1 - Curvas termogravimétricas (TGA e DTG) da celulose.....	29
Fig. 3.2 - Mecanismos da combustão de RSU.....	33
Fig. 3.3 - Excesso de ar em função do PCI e teor de água	38
Fig. 3.4 - Grelhas de esteiras rotativas.....	42
Fig. 3.5 - Grelhas oscilantes.....	42
Fig. 3.6 - Grelha tipo tambor.....	43
Fig. 3.7 - Grelhas de degraus móveis de fluxo direto.....	43
Fig. 3.8 - Grelhas de degraus móveis de fluxo reverso.....	43
Fig. 3.9 - Sistema de combustão do tipo “spreader stocker”.....	44
Fig. 3.10 - Incinerador de leito fluidizado do tipo “borbulhante”.....	45
Fig. 3.11 - Incinerador de leito fluidizado do tipo “circulante”.....	45
Fig. 3.12 - Incinerador para RSS com câmara em linha.....	49
Fig. 3.13 - Dois incineradores para RSS com câmara “retort”.....	50
Fig. 3.14 - Esquema de dois incineradores para RSS do tipo ar controlado.....	52
Fig. 3.15 - Sistema hidráulico de alimentação tipo “hopper-ram”.....	53
Fig. 3.16 - Incinerador de RSS de ar controlado com remoção de cinzas automática.....	53
Fig. 3.17 - Incinerador de forno rotativo para RSS.....	54
Fig. 3.18 - Incinerador com forno rotativo para RSI.....	55
Fig. 3.19 - Câmara de combustão de leito fluidizado tipo “borbulhante” para RI.....	56
Fig. 3.20 - Câmara de combustão de incinerador de RI tipo injeção líquida.....	57
Fig. 3.21 - Incinerador de câmara fixa para RI.....	58
Fig. 3.22 - Limpeza de FF por ar reverso.....	61
Fig. 3.23 - Configuração típica de FF com limpeza por pulsação.....	63
Fig. 3.24 - Representação esquemática de um precipitador eletrostático.....	66
Fig. 3.25 - Esquema de seccionalização de um precipitador eletrostático.....	67
Fig. 3.26 - Concentração de particulados em função da área específica de coleta.....	67
Fig. 4.1 - Nível de atividade biológica p/ metais essenciais.....	82
Fig. 4.2 - Nível de atividade p/ metais não essenciais.....	82
Fig. 4.3 - Locais da saída dos resíduos produzidos em incineradores.....	86
Fig. 4.4 - Mecanismos de condensação e formação de espécies metálicas.....	99

Fig. 4.5 - Balanço de massa do cádmio em incineradores de RSD.....	99
Fig. 4.6 - Balanço de massa do mercúrio em incineradores de RSD.....	99
Fig. 4.7 - Fluxo de reações do nitrogênio dos RSD.....	102
Fig. 5.1 - Policlorodibenzo-p-dioxina (PCDD) - estrutura molecular típica.....	106
Fig. 5.2 - Policlorodibenzofurano (PCDF) - estrutura molecular típica.....	106
Fig. 5.3 - Processo de formação de PCDD/F inibido através do enxofre.....	114
Fig. 5.4 - Aparato de coleta do MM5 da ASME.....	118
Fig. 5.5 - Caminhos de exposição humana.....	131

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Disposição final dos RSD no Brasil.....	13
Quadro 2.2 - Quantidade de incineradores e % em peso de RSD incinerados	17
Quadro 3.1 - PCS de vários componentes dos RSD.....	23
Quadro 2.3 - Análise química típica de RSD.....	26
Quadro 3.3 - Caracterização física e métodos de disposição de RSD no mundo.....	31
Quadro 3.4 - Síntese das tecnologias empregadas para incineração de RSD.....	47
Quadro 3.5 - Características dos incineradores de RSD dos EUA.....	47
Quadro 3.6 - Recuperação energética em incineradores de RSD nos EUA.....	48
Quadro 3.7 - Síntese dos equipamentos e tecnologias de SCPA's para RSD.....	77
Quadro 3.8 - SCPA's nos EUA em função do tipo de incinerador	78
Quadro 4.1 - Variação na concentração de componentes da atmosfera.....	79
Quadro 4.2 - Implicações ambientais da poluição atmosférica.....	80
Quadro 4.3 - Quantidade de emissões gasosas por fonte de geração.....	81
Quadro 4.4 - Metais essenciais para a vida humana e suas funções no organismo....	81
Quadro 4.5 - Os metais e a saúde humana.....	83
Quadro 4.6 - Emissões atmosféricas de chumbo.....	84
Quadro 4.7 - Emissões de mercúrio.....	84
Quadro 4.8 - Existência de metais pesados nas diversas frações de RSD.....	85
Quadro 4.9 - Fonte e geração de Pb, Hg, Cd, nos RSD dos EUA.....	85
Quadro 4.10 - Componentes dos RSD e seus constituintes perigosos.....	86
Quadro 4.11 - Composição dos RSD de Cingapura.....	88
Quadro 4.12 - Composição gravimétrica média de cinzas e escórias.....	89
Quadro 4.13 - Composição química da mistura de escória e cinzas volantes.....	89
Quadro 4.14 - Concentrações de alguns contaminantes de escória de RSD.....	90
Quadro 4.15 - Concentrações de alguns contaminantes das cinzas de RSD.....	90
Quadro 4.16 - Concentrações de alguns contaminantes das cinzas/escória de RSD..	91
Quadro 4.17 - Concentrações de alguns contaminantes no lixiviado de escória/cinzas.....	91
Quadro 4.18 - Teor de mercúrio nos RSD.....	100
Quadro 4.19 - Fonte do mercúrio lançado em incineradores dos EUA.....	100
Quadro 5.1 - Número de isômeros possíveis de PCDD e PCDF como função do número de cloro na molécula.....	107

Quadro 5.2 - Toxicidade equivalente (TEQ) baseada no esquema da NATO.....	108
Quadro 5.3 - Caminhos da exposição (em % de contribuição na ingestão diária)....	130
Quadro 5.4 - Contribuição na ingestão diária por grupo de alimentos.....	130
Quadro 5.5 - Efeitos da dioxina na saúde humana e em animais.....	133
Quadro 7.1 - Limites de emissão por capacidade do sistema de incineração.....	156
Quadro 7.2 - Normas internacionais - níveis de emissões permitidos.....	158
Quadro 8.1 - Emissões residuais de poluentes no efluente gasoso e padrões de emissão do EPA.....	167
Quadro 8.2 - Emissões residuais de poluentes no efluente gasoso e padrões de emissão do EPA.....	180

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
AEC	- Área Específica de Coleta
CEM	- Continuous Emissions Monitoring - Monitoramento Contínuo de Emissões
CONAMA	- Conselho Nacional de Meio Ambiente
DSI	- Dry Sorbent Injection - Injeção de Sorbente Seco
EIA	- Estudo de Impacto Ambiental
EPA	- Environmental Protection Agency
ESP	- Eletrostatic Precipitator - Precipitador Eletrostático
EUA	- Estados Unidos da América
FF	- Fabric Filter - Filtros de Manga
GCP	- Good Combustion Practices - Práticas de Boa Combustão
MB	- Mass Burn - Queima Direta
MIR	- Maximum Individual Risk
NATO	- North Atlantic Treaty Organization
NBR	- Norma Brasileira Registrada
PAH	- Polycyclic Aromatic Hydrocarbons - Hidrocarbonetos Poliaromáticos
PCDD	- Policlorodibenzo-p-dioxinas
PCDF	- Policlorodibenzofuranos
PCI	- Poder Calorífico Inferior
PCS	- Poder Calorífico Superior
PIC	- Product of Incomplete Combustion - Produto da Combustão Incompleta
PR	- Population Risk
RDF	- Refuse Derived Fuel - Combustível Derivado do Resíduo
RI	- Resíduos Industriais
RIMA	- Relatório de Impacto Ambiental
RSD	- Resíduos Sólidos Domiciliares
RSS	- Resíduos de Serviços de Saúde
RSU	- Resíduos Sólidos Urbanos
SCPA	- Sistema de Controle de Poluição do Ar
SCR	- Selective Catalytic Reduction - Redução Catalizada
SDA	- Spray Dry Absorber - Lavador Semi-Seco

SNCR - Seletive Non-Catalytic Reduction - Redução Não Catalizada

TCDD - Tetraclorodibenzo-p-dioxina

TCDF - Tetraclorodibenzofurano

TEF - Fator de Toxicidade Equivalente

TEQ - Toxicidade Equivalente

VNC - Voláteis Não Condensáveis

WS - Wet Scrubber - Lavador Úmido

R&D – Research & Development

RESUMO

GRIPP, W. G. *Aspectos técnicos e ambientais da incineração de resíduos sólidos urbanos: considerações sobre a proposta para São Paulo*. São Carlos, 1998, 209p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

A tecnologia de incineração no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é empregada de maneira intensa em diversos países do mundo. No Brasil, além da sua utilização eventual em resíduos de serviços de saúde, há uma proposta para implantação de duas usinas de grande porte visando o tratamento térmico de resíduos sólidos domiciliares na cidade de São Paulo. Através de uma revisão bibliográfica sobre o tema, são apresentados os principais parâmetros técnicos e ambientais desta tecnologia, entre eles os mecanismos de combustão e de formação de poluentes, os tipos de equipamentos empregados, as formas de manejo e disposição de cinzas e escórias e os métodos de controle e redução de emissões atmosféricas como gases ácidos, material particulado e metais pesados. Também é feita uma revisão do atual conhecimento técnico-científico sobre dioxinas e furanos relativamente à incineração de resíduos sólidos urbanos. A partir desta base teórica pesquisada e da análise dos Estudos de Impacto Ambiental e dos Relatórios de Impacto Ambiental das usinas de incineração de Santo Amaro e Sapopemba, conclui-se que tais incineradores, na forma como são propostos, não apresentam o nível tecnológico necessário para atender às normas de operação e emissão de poluentes vigentes em países onde há legislação regulando esta atividade.

Palavras-chave: 1. Resíduos sólidos. 2. Tratamento. 3. Incineração.
4. Emissões atmosféricas. 5. Dioxinas.

ABSTRACT

GRIPP, W. G. *Technical and environmental aspects on the incineration of urban solid waste: considerations on the proposal for São Paulo city*. São Carlos, 1998, 209p. Master Thesis - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

The incineration technique on the management of municipal solid waste is intensely used in several countries. In Brazil, besides an occasional utilization on medical services waste, there is a proposal for the implantation of two large facilities for the thermal treatment of domestic solid waste in São Paulo city. Through a review on this theme, we present here the main technical and environmental parameters on this technology, including the combustion and the pollutant generation mechanisms, types of equipment, management and disposition of fly and bottom ashes and the main control and reduction methods of atmospheric pollution like acid gases, particulates and heavy metals. The state of the art on the present technical-scientific knowledge on dioxins and furans connected to the incineration of urban solid waste is presented. On this theoretical basis and on the analysis of the Environmental Impact Assessment and Environmental Impact Report on the Santo Amaro and Sapopemba facilities, we conclude that the incineration systems, as in the proposal, do not present the technologic level necessary to obey the operation and pollutant emission rules on the countries where this activities are controlled.

Keywords: 1. Solid waste. 2. Treatment. 3. Incineration.

4. Atmospheric emissions. 5. Dioxins.

1 INTRODUÇÃO

A inadequada e indiscriminada apropriação dos recursos naturais pelo homem e a interdependência entre o desenvolvimento humano e a utilização do meio ambiente têm gerado situações de desequilíbrio ambiental, temporário ou de caráter irreversível, não mais de uma forma pontual, mas sim de maneira difusa no espaço e no tempo (ROCHA, 1992). Os rejeitos produzidos pela sociedade são exemplos desse desajuste: a quantidade gerada é maior que a capacidade de absorver da natureza.

Visando eliminar estes desequilíbrios, ou pelo menos minimizá-los, as políticas de gestão ambiental em diversos países, bem como as lutas de entidades ambientalistas e outras organizações não governamentais com preocupações ambientais, vêm priorizando suas ações na direção da “produção limpa” e do “desenvolvimento sustentável”.

Esta preocupação ambiental que prioriza o desenvolvimento sustentável afeta diretamente a questão dos resíduos sólidos, tanto socialmente como institucionalmente. Políticas ambientais em nível mundial foram traçadas neste contexto, materializadas na estratégia que se convencionou chamar de política dos “três R’s”, sendo que os “R’s” correspondem a três ações básicas, que devem ser adotadas como metas principais na gestão ambiental. São elas (SELKE, 1994): Redução, Reutilização e Recuperação.

Como objetivo prioritário, deve-se buscar a redução na geração de resíduos ao mínimo possível. É um processo complexo e de longo prazo, em que governo, empresas e sociedade, através de conscientização ambiental, investimentos em processos industriais, incentivos governamentais, etc., formulam ações visando a mínima utilização e apropriação dos recursos naturais como insumo para a produção.

No entanto, a redução na geração de resíduos é limitada, e parte-se então para o segundo “R”, que corresponde à reutilização do resíduo gerado, ou seja, esgotadas as possibilidades de reduzir a geração dos resíduos, os esforços da sociedade como um todo (cidadãos, empresas, governo, etc.) devem ser concentrados para que esses resíduos possam ser reutilizados; o exemplo mais ilustrativo é a reutilização das garrafas de vidro. O resíduo (garrafa) é utilizado diversas vezes para embalar o produto (refrigerantes, cervejas, etc.) sem necessitar de um reprocessamento físico ou químico, mas apenas de uma adequada lavagem e higienização.

Esgotadas também as possibilidades de reutilização do resíduo, deve-se proceder à recuperação do mesmo (terceiro “R”), ou seja, através de um reprocessamento físico e/ou químico, o resíduo é aproveitado novamente no ciclo produtivo, transformando-se de “lixo” em matéria prima. Normalmente, esta recuperação está associada à reciclagem (papel, plástico, metais, etc) e compostagem (matéria orgânica putrescível) de resíduos.

Há outra técnica para se fazer esta recuperação, quando, devido às limitações técnicas de reprocessamento (especialmente dos plásticos e papéis), já não se consegue a reciclagem do resíduo. Esta técnica é a incineração, que possibilita a recuperação do valor energético agregado ao resíduo, através da produção de energia nas usinas de incineração. O resíduo é incinerado e o calor produzido com esta queima é aproveitado para geração de energia elétrica e/ou vapor, ou seja, através de um processo químico (combustão) o resíduo é transformado em insumo (energia), sendo utilizado em novo ciclo produtivo.

[Os resíduos sólidos são definidos como sendo aqueles nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição e agrícola.] Em nível geral, podem ser classificados em dois tipos: os industriais (RI), oriundos dos rejeitos de processos industriais, cuja responsabilidade de disposição é do gerador dos resíduos; e os urbanos (RSU), de responsabilidade da administração pública, que englobam os resíduos sólidos domiciliares (RSD) e os resíduos de serviços de saúde (RSS). Os resíduos sólidos urbanos, portanto, são constituídos dos descartes: residenciais,

comerciais e de algumas indústrias; das atividades relativas aos serviços de saúde e dos serviços de limpeza de áreas públicas (varrição, podas, etc.) de uma dada comunidade.

A composição deste resíduo é um reflexo da sociedade: do seu nível de renda, da sua necessidade de comodidade, da sua busca pela limpeza e higiene, da proliferação dos sistemas de informação e dos avanços tecnológicos, entre outros aspectos. Em suma, reflete os hábitos culturais e de consumo da sociedade (TILLMAN et alli, 1989), o que acarreta uma geração de resíduos com composição extremamente complexa, sendo que metais pesados, plásticos e outros compostos perigosos suscitam preocupações ambientais constantes, que visam um melhor manejo, tratamento e disposição final de tais resíduos.

Nas aglomerações urbanas, a problemática dos resíduos sólidos tem sido tão maior quanto maior a extensão, densidade e desenvolvimento sócio-econômico da comunidade. A situação é agravada nos grandes centros urbanos, pois as áreas de disposição tornam-se cada vez mais distantes e sua vida útil bastante diminuta em função do descontrolado crescimento populacional e ocupação urbana (BIZZO et GOLDSTEIN, 1995). Tal fato eleva de maneira insustentável os custos de transporte e disposição dos resíduos sólidos urbanos, prejudicando sobremaneira os serviços prestados pela municipalidade e trazendo reflexos negativos às condições sanitárias da comunidade, prejuízo à saúde pública e ao meio ambiente e uma conseqüente diminuição da qualidade de vida da população.

Diversas metrópoles brasileiras se defrontam com tais problemas, entre as quais sobressai o caso da Grande São Paulo, onde a situação está próxima do caos e ações imediatas são necessárias (ROCHA, S., 1993).

Considerando-se a política de gestão baseada na estratégia dos “três R’s”, deve-se atentar para o fato de que programas de redução e reutilização de resíduos, além da natural limitação física do seu efeito, demandam altas inversões e longo prazo de maturação, relativamente ao desenvolvimento de tecnologias e modificações de processos industriais (SELKE, 1994). Programas de reciclagem de resíduos, quando adequadamente implementados, mostraram-se um bom instrumento de

educação ambiental, mas com resultados práticos ainda insuficientes na solução do problema dos resíduos sólidos dos grandes centros urbanos (KLUPPEL, 1993). As usinas de compostagem de grande porte, implantadas em várias cidades, são exemplos disso; problemas técnicos e operacionais obrigaram a desativação de muitas delas (GALVÃO Jr., 1994).

Em muitos países, especialmente os desenvolvidos, é bastante empregada a tecnologia de incineração de resíduos sólidos urbanos, que propicia, antes do aterramento do resíduo, um tratamento térmico no qual ocorre, segundo KORZUN, 1990, uma redução volumétrica do resíduo em torno de 90% e redução mássica em torno de 25% (efeito do tratamento térmico).

O emprego desta técnica diminui a necessidade de áreas para disposição de resíduos, com conseqüente minimização dos custos de transporte e da degradação ambiental (especialmente dos recursos hídricos) provocada pelos aterros sanitários, além de oferecer a possibilidade de recuperação de energia via aproveitamento do conteúdo energético do lixo, contemplando assim a questão da recuperação do resíduo via reciclagem energética, para inserção em novo ciclo produtivo, conceito básico do desenvolvimento sustentável.

Outras vantagens decorrentes da combustão de resíduos sólidos urbanos são observadas, como a destruição de organismos patogênicos, eliminação de odores nocivos comuns a aterros, destruição de diversos produtos tóxicos descartados pela população, etc. (BIZZO et GOLDSTEIN, 1995).

Apesar destas vantagens, dúvidas sobre a viabilidade ambiental das usinas de incineração estão sendo levantadas em diversos países e instituições, em virtude da contaminação atmosférica associada à sua instalação e funcionamento. Além da emissão de gases ácidos, SO_x, NO_x e metais pesados, estudos têm constatado que a incineração de resíduos sólidos é uma das maiores fontes de dioxinas e furanos, um grupo de substâncias altamente tóxicas.

No Brasil, no âmbito dos resíduos sólidos urbanos, existem diversas instalações de pequeno porte em funcionamento, que incineram especificamente os resíduos de serviços de saúde, visando primordialmente a destruição de patogênicos

(ZANON, 1990). Relativamente aos resíduos sólidos domiciliares, o município de São Paulo está por viabilizar a instalação de duas usinas de incineração de grande porte (com aproveitamento energético) para atender à região metropolitana.

A pesquisa científica na área dos resíduos sólidos no Brasil é bastante incipiente, especialmente na incineração de resíduos sólidos urbanos. A própria ausência de legislação específica para incineração de lixo (BIZZO, 1995) é reflexo do reduzido conhecimento técnico-científico sobre o assunto. Decisões importantes para toda uma comunidade, como a instalação de incineradores em São Paulo, não são adequadamente questionadas e avaliadas pela sociedade devido ao insuficiente conhecimento do tema.

Esta carência de informações deve ser suprida com novas pesquisas nesta área; no atual contexto de luta pela preservação do ambiente e dos recursos naturais, a tecnologia de incineração de resíduos sólidos urbanos poderá então ser adequadamente analisada quanto à sua viabilidade técnica e ambiental. “A adoção da incineração, se esta for realmente necessária, só pode ser feita após vencidos os desafios, sanadas as dúvidas e minimizados os riscos, através de investimento em pesquisa e laboratórios, treinamento e formação de recursos humanos adequados” (BIZZO, 1995a).

Neste trabalho, através de intensiva investigação bibliográfica, são apresentados e discutidos os aspectos técnicos e ambientais da incineração de resíduos sólidos urbanos, abrangendo-se os resíduos de serviços de saúde e mais detidamente os resíduos sólidos domiciliares. Com a bibliografia consultada e as análises elaboradas, é feita uma avaliação crítica de parte do EIA/RIMA das usinas de incineração projetadas de Sapopemba e de Santo Amaro, no que se refere à tecnologia escolhida e às emissões atmosféricas estimadas nos empreendimentos, especialmente de dioxinas e furanos, bem como a sua inserção no contexto da legislação brasileira e na de outros países.

Desta forma, tem-se como objetivo geral deste trabalho contribuir para o conhecimento sobre a incineração de resíduos sólidos urbanos, dando subsídios para o embasamento teórico e facilitando novas investigações sobre o tema. Para a

consecução do objetivo geral, estabeleceram-se os seguintes objetivos específicos: levantar os vários tipos de tecnologia existentes, avaliando suas vantagens e desvantagens, usos e aplicações; identificar os principais parâmetros técnicos e ambientais envolvidos no processo de incineração; relatar o atual conhecimento técnico-científico sobre dioxinas e furanos; comparar a legislação brasileira com as vigentes em alguns países; analisar alguns aspectos técnicos e ambientais da proposta de implantação de incineradores de resíduos sólidos domiciliares em São Paulo.

2 ASPECTOS GERAIS DA INCINERAÇÃO

2.1 DEFINIÇÕES

A etimologia da palavra lixo remete à língua latina (Lixo na mitologia greco-romana refere-se a um dos filhos de Egito, casado com Cleodora, filha de Danao, e por ela assassinado na noite de núpcias), já que, para alguns filólogos, deriva de *lix*, que em latim tem o significado de cinza ou lixívia (ROCHA, 1993). O dicionário Aurélio explicita que o substantivo masculino lixo significa “aquilo que se varre da casa, do jardim, da rua e se joga fora; entulho. Por extensão tudo o que não presta e se joga fora.”

ROCHA, 1993, comenta que modernamente, talvez desde meados da década de 60 deste século, um novo jargão técnico foi adotado pelos sanitaristas, que passaram a utilizar a designação “resíduos sólidos”. A palavra resíduo também deriva do latim “*residuu*”, significando aquilo que resta de qualquer substância, e foi adjetivada de “sólido” para diferenciar dos restos líquidos lançados com os esgotos domésticos e das emissões gasosas.

Segundo definição da NBR-10.004/87 - Resíduos Sólidos - Classificação, da ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, “Resíduos Sólidos são definidos [conforme já referido] como sendo aqueles nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição e agrícola. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos, cujas particularidades tornem inviável seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível”.

Uma fração dos resíduos definidos acima são os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que compreendem os resíduos gerados especificamente da atividade doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição poda e capina, e limpeza de bocas-de-lobo. Podem ser subdivididos em: *Resíduos Sólidos Domiciliares* (RSD), que são os resíduos gerados por atividade: doméstica, comercial e de serviços em geral; e os *Resíduos de Serviço de Saúde* (RSS), que são os resíduos gerados por atividade: hospitalar, de farmácias, de clínicas médicas e odontológicas, laboratórios, etc.

Incinerar, segundo o Novo Dicionário Aurélio, é o “ato ou efeito de queimar até reduzir à cinzas”. Tecnicamente, TILLMAN et alli, 1989, define a incineração como sendo a “destruição térmica de orgânicos através da combustão, ou seja, a oxidação a altas temperaturas”. No âmbito do gerenciamento de resíduos sólidos, a incineração pode ser definida como um tratamento térmico efetuado em resíduos, no qual ocorre redução mássica e volumétrica (aproximadamente 75% e 90%, respectivamente), podendo ser utilizada para geração de energia (KORZUN, 1990). OPPELT et DEMPSEY, 1987, definem a incineração como sendo “um processo de engenharia que emprega decomposição térmica via oxidação térmica a alta temperatura (usualmente 900° C ou maior) para destruir a fração orgânica do resíduo e reduzir volume.”

2.2 HISTÓRICO

Segundo o Prof. Walter E. Oliveira, apud ROCHA, 1983, “o problema do lixo surgiu desde quando os homens começaram a abandonar a vida nômade para se tornarem sedentários”. O ser humano, durante milênios, viveu quase que exclusivamente da colheita de frutos, da eventual captura de pequenos animais silvestres e, mais adiante, da caça de grandes animais, praticando apenas a cultura de subsistência.

ROCHA, 1983, avalia que durante esse longo período da evolução humana as quantidades de lixo produzido deveriam ser incipientes e a constituição química predominantemente orgânica e biodegradável, não havendo então agravos ao meio ambiente, pois, como nas culturas nativas ainda presentemente existentes, acontecia uma relação harmônica, propiciando o intercâmbio da matéria e energia através de um natural processo de reciclagem.

Mesmo quando o ser humano passa a ser sedentário, advindo daí os aglomerados, as vilas e cidades, que em geral se estabeleceram às margens dos cursos d'água, o lixo produzido era absorvido e facilmente decomposto, não só pela sua própria natureza, mas também pela enorme disponibilidade de terras para ser disperso. No entanto, até sua total decomposição e estabilização, ele acarretava diversos problemas de saúde pública, pouco compreendidos na época, o que provocava epidemias em populações inteiras, com mortes de milhares de pessoas.

Foi justamente nestes últimos 100 anos que o equacionamento dos problemas relacionados ao lixo começou efetivamente a ser objeto de preocupação na maioria dos continentes. As tentativas de solução passaram a objetivar o atendimento de questões de higiene e saúde pública, de conforto e estética, e de otimização de áreas para disposição e tratamento, visando também a redução de custos.

No entanto, apesar dessa maior difusão do conhecimento quanto à relação de causa e efeito entre lixo e saúde pública, a problemática do lixo agravou-se nas últimas décadas devido inclusive ao adensamento populacional nas cidades. O processo de urbanização propiciou o surgimento aleatório de periferias onde a

população é cada vez mais pobre econômica, financeira e sócio-culturalmente. O crescimento físico sem planejamento, principalmente das grandes metrópoles, implicou na escassez de áreas para a adequada disposição do lixo em aterros sanitários.

Acrescentem-se ainda mudanças radicais nos padrões de consumo da sociedade, cujo reflexo é cada vez mais visível no lixo urbano, constituído de materiais de pouca ou nenhuma degradabilidade, como plásticos, papéis, metais e vidros. Assim, a questão do lixo, além de um problema de saúde pública, passou a ser avaliada num enfoque mais abrangente, como um problema ambiental extremamente complexo e preocupante.

A incineração do lixo é utilizada há várias dezenas de anos. OPPELT et DEMPSEY, 1987, comentam que a purificação com fogo é um conceito antigo e que suas aplicações estão registradas nos primeiros capítulos da história. A palavra em hebreu para inferno, *Gehenna*, é derivada de uma frase antiga, *geben Hinnom*, ou vale do filho de Hinnom, uma área fora de Jerusalém onde o entulho da cidade era queimado e que era o local que servia para sacrifícios a Moloch II. Ainda hoje, resíduos são queimados no solo ou em buracos, tanto no Brasil como nos mais diversos países do mundo.

No entanto, a incineração de resíduos como se conhece hoje, ou seja, em equipamentos destinados a esse fim, utilizando-se racionalmente os fenômenos da combustão, pode ser, historicamente, associada à construção de fornos crematórios no início do século XIX, quando, devido a violentas epidemias e pestes que se abatiam intermitentes sobre a população e a uma incipiente noção de higiene sanitária por parte dos cientistas e pesquisadores da época, provocou-se um aperfeiçoamento das técnicas e uma expansão no uso da cremação de cadáveres (GOLDE, 1896). Com a própria evolução do conhecimento de então, passaram a perceber uma relação de causa e efeito nos problemas de saúde pública existentes, verificando a grande influência positiva que a adequada destinação do lixo gerado pela população refletia na saúde coletiva (FUERTES et alli, 1895).

Tal evolução culminou com a adaptação da técnica de cremação já existente para uso específico na incineração do lixo, com a entrada em operação da primeira unidade, em 1874, na Inglaterra (HERING, 1921 apud SCHOENBERGER et PURDOM, 1969). Há, então, uma disseminação muito rápida do uso de incineradores, sendo que, ao final do século XIX, já são instalados os primeiros incineradores com recuperação de energia, no caso por meio de vapor, para utilização na própria instalação e em indústrias dos arredores (FUERTES et alli, 1895). Nos Estados Unidos, eram mais de 200 unidades em 1921 (OPPELT et DEMPSEY, 1987) assim como na Inglaterra também já havia mais de 200 unidades em 1920 (CETESB, 1979). Na França, a primeira a operar foi a de Saint-Ouen, em 1899, sendo que em 1907, na usina de Isse-les-Moulineaux, foi instalado o primeiro turbo-alimentador do país, que possibilitava a produção de energia elétrica através da recuperação de calor da combustão (AGHTM, 1985). Em 1905, a primeira unidade com recuperação de energia (vapor) dos Estados Unidos iniciou suas atividades (WALSH, 1991).

No Brasil, segundo LIMA, 1985, o primeiro incinerador construído foi o de Manaus/AM, em 1896, com capacidade para 60 ton/dia, tendo sido desativado em 1958. No ano de 1900, em Belém/PA, foi instalado um incinerador, cujas operações foram encerradas no segundo semestre de 1978. Em São Paulo, o primeiro incinerador entrou em operação em 1913, tendo sido desativado em 1949 e demolido em 1953, e sua capacidade nominal era de 40 ton/dia (CETESB, 1979). Em 1949 foi inaugurado o incinerador de Pinheiros, para 200 ton. diárias; em 1959 o da Ponte Pequena, para 300 ton; e em 1967 o da Água Funda, também para 300 ton. (LUZ, 1969).

Desde os primórdios deste século, a tecnologia da incineração de lixo foi evoluindo, passando por várias fases, mantendo-se, no entanto, com concepção similar à dos antigos fornos. Nos dias de hoje, os avanços são relevantes principalmente no campo dos materiais e na compreensão dos fenômenos da combustão. A aplicação destes conhecimentos na evolução tecnológica dos incineradores vem propiciando a diversificação de sua utilização e o aumento de sua eficiência através de melhorias que incluem, entre outras, “a alimentação contínua, o

aperfeiçoamento do controle de combustão, o uso de câmaras múltiplas de combustão e a instalação de sistemas de controle de poluição” (OPPELT et DEMPSEY, 1987).

2.3 INCINERAÇÃO E O GERENCIAMENTO DE RSU

Os resíduos sólidos, como já ressaltamos, são constituídos dos descartes residenciais, comerciais e industriais de uma dada comunidade. Tais resíduos contêm substâncias tóxicas e/ou perigosas e, quando são coletados, seu tratamento e/ou disposição se dá de diversas maneiras; aqui no Brasil, na sua grande maioria, ou são jogados em vazadouros ou em aterros. Segundo o IBGE/DEISO, 1989, apud ANON, 1993, das 241.614 toneladas de lixo produzidas diariamente no Brasil em 1989, 76,7% foram lançados a céu aberto e 23,3% receberam algum tipo de tratamento. Uma compartimentação por regiões geográficas indica mais detalhadamente esta realidade, conforme pode ser observado no quadro 2.1 abaixo.

Quadro 2.1 – Disposição Final dos R.S.D. no Brasil

<i>Situação Brasileira :</i>	
Região Norte:	de 298 municípios, 78,5% do lixo vai para vazadouros e lixões, 21,5% para aterros e usinas.
Região Nordeste:	de 1461 municípios, 99% do lixo vai para lixões e apenas 1% recebe tratamento adequado.
Região Centro-Oeste:	de 379 municípios, 91,8% do lixo vai para lixões e 8,2% vai para aterros.
Região Sudeste:	dos municípios, 83,3% não têm tratamento adequado e em 14,7% o lixo vai para aterros e usinas.
Região Sul:	de 857 municípios, 76,6% do lixo não é tratado adequadamente e apenas 23,4% vai para aterros e usinas.

Fonte: Sec. De Estado do Meio Ambiente/CEAM, "Encontro Técnico: Resíduos Sólidos e Meio Ambiente", 1992, p.56, apud CEDEC, 1995, in Debates Sócio Ambientais, ano 1 Num. 1, jun/jul/ago/set 1995

O gerenciamento de resíduos é uma poderosa ferramenta na implementação de políticas ambientais que visem minimizar os problemas causados pelo lixo, sendo que, através de uma visão sistêmica de planejamento, é possível racionalizar suas operações e otimizar processos, de maneira a contemplar os objetivos estabelecidos, dentro de parâmetros ambientais aceitáveis.

Simplificadamente, podemos dizer que o gerenciamento de resíduos sólidos consiste em ter respostas e soluções satisfatórias do ponto de vista técnico-ambiental e econômico-financeiro para as seguintes questões acerca dos resíduos que

se quer gerenciar: quem gera e quanto geram?; qual sua constituição?; como acondicioná-lo?; como coletá-lo e transportá-lo?; como tratá-lo?; como dispô-lo adequadamente? A fig. 2.1 a seguir, indica o fluxograma de diversas operações existentes no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

A incineração é uma das alternativas técnicas para responder à questão: “Como tratar o lixo?”. Enquanto as preocupações em relação às disponibilidades de áreas para a disposição de resíduos em aterros sanitários nas grandes metrópoles não eram alarmantes como são na atualidade, a questão do tratamento de resíduos foi sendo deixada de lado e praticamente nada foi desenvolvido na área, inclusive no que se refere à técnica de incineração.

Fig. 2.1 – Operações efetuadas no Gerenciamento de RSD (adaptado de SCHALCH, 1990)

No entanto, em função de questões ambientais, de infra-estrutura insuficiente e de pequena disponibilidade de áreas apropriadas, que elevam os custos para a implantação de novos aterros sanitários nas grandes cidades e aumentam os custos de transporte, devido às elevadas distâncias do centro gerador ao aterro, o

interesse no desenvolvimento de tecnologias e processos de tratamento de resíduos foi intensificado.

Considera-se tratamento de resíduos como sendo qualquer processo ou operação que altere as características, composição ou propriedades do resíduo, de maneira a tornar mais aceitável sua disposição final. Este tratamento pode ser feito por uma ou mais das seguintes formas:

- convertendo os constituintes agressivos em formas menos perigosas ou insolúveis,
- destruindo quimicamente produtos indesejáveis,
- separando da massa de resíduos os constituintes perigosos ou indesejáveis, com a conseqüente redução do volume a ser disposto,
- alterando a estrutura química de determinados produtos, tornando mais fácil sua assimilação pelo meio ambiente.

Existem diversas formas de tratamento de resíduos sólidos, principalmente para os Resíduos Industriais (RI). Para os Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD) e Resíduos de Serviço de Saúde (RSS), basicamente três métodos são os mais usuais e podem ser utilizados: para os RSD: Compostagem, Incineração e Aterro Sanitário (que além de ser um método de tratamento é também um método de disposição final); para os RSS: Aterro Sanitário e Incineração. Em todos os processos de tratamento há a produção de rejeitos e estes rejeitos devem então ser finalmente dispostos através de aterros sanitários adequados ou outro método eficaz, como por exemplo a vitrificação, a estabilização em concreto, etc.

Quando se faz gerenciamento de resíduos sólidos, deve-se ter como premissa que os resíduos são, na realidade, produtos provenientes principalmente de recursos naturais não renováveis (petróleo, minérios, etc...), ou de recursos ambientais (florestas, etc...); que sua transformação provoca custos financeiros e energéticos, podendo ainda causar impactos negativos ao ambiente e que o seu não reaproveitamento maximiza os danos ambientais, pois o ser humano se “livra” do “lixo” jogando-o fora de seu alcance, mas não do ambiente em que vive. Além disso, enquanto o custo da transformação da matéria prima está embutido no valor de cada produto consumido por um indivíduo, o preço do tratamento e da disposição dos

resíduos sólidos, e também os danos provocados ao ambiente, recaem sobre a sociedade como um todo, sem distinguir nível de consumo ou de consciência ambiental de cada um.

No contexto da preservação ambiental e dos recursos naturais, o resíduo sólido deixa de ser “lixo” para ser insumo e, no caso específico da incineração, os resíduos podem se tornar energia, através da sua adequada combustão e recuperação do calor gerado. Portanto, a incineração é uma alternativa real de tratamento a ser estudada no âmbito do gerenciamento de resíduos sólidos de uma dada comunidade, especialmente em grandes aglomerações urbanas ou regiões com dificuldade de áreas para aterramento.

2.4 A INCINERAÇÃO NO BRASIL E NO MUNDO

Em diversos países da Europa, bem como no Japão, a incineração de resíduos sólidos domiciliares é intensa. Legislações específicas para a incineração de RSD são atualizadas periodicamente em função de pesquisas e conhecimentos que vão sendo adquiridos. Fabricantes desenvolvem novos materiais e tecnologia para otimização e racionalização do processo. Enfim, há toda uma estrutura de pesquisa, produção e comércio voltada a oferecer alternativas ao tratamento de RSD gerado nestes países. O resultado disto pode ser avaliado através do quadro 2.2, onde é indicada a quantidade aproximada de incineradores nestes países e o percentual em peso de resíduos sólidos domiciliares incinerados nos mesmos.

Quadro 2.2: Quantidade de Incineradores e % em peso de Resíduos Sólidos Domiciliares Incinerados

PAÍS	INCINERADORES (un)	INCINERAÇÃO (%)
Alemanha	48 (c)	35,0 (f)
Áustria	nd	30,0 (f)
Bélgica	28 (c)	nd
Brasil	02 (i)	0,1*
Dinamarca	52 (c)	60,0 (f)
Espanha	22 (b)	6,0 (b)
Estados Unidos	196 (h)	16,3 (h)
França	260 (c)	35,0 (e)
Holanda	12 (b)	40,0 (f)
Hungria	01 (b)	9,0 (b)
Inglaterra	42 (c)	8,0 (g)
Itália	94 (b)	18,0 (b)
Japão	1942 (d)	69,2 (d)
Suécia	23 (b)	60,0 (f)
Suíça	nd	75,0 (a)

fontes: a-SELKE, 1994

d-KATO, 1986

g-PATEL et alli, 1995

nd - não disponível

b-ISWA apud LIMA, 1994

e-MALLOY, 1995

h-NSWMA, 1992

*-estimativa do autor

c-WOODFIELD, 1989

f-PORTEOUS, 1993

i-PROEMA, 1994

org.: GRIPP, W. G.

A incineração de resíduos sólidos domiciliares no Brasil, como se pode observar no quadro 2.2, é praticamente inexistente. Apenas dois incineradores operam, de maneira parcial, com tais resíduos: o Incinerador Ponte Pequena (capacidade de 300 ton/dia) e o Incinerador Vergueiro (capacidade de 300 ton/dia),

ambos em São Paulo/SP. Segundo dados da PROEMA, 1994, as duas usinas incineraram em 1993 um total de 72.991,97 ton de resíduos, sendo 28.107,27 ton de RSD, o que corresponde a 1,16 % dos RSD tratados e/ou dispostos no município de São Paulo em 1993.

Tais incineradores estão tecnologicamente bastante ultrapassados, principalmente com relação aos equipamentos de controle de poluição atmosférica e sistemas de controle de combustão. Segundo LIMA, 1985, são incineradores que entraram em operação respectivamente em 1967 e 1959.

Em 1976, quando ainda funcionava o incinerador de Pinheiros (capacidade de 200 ton/dia) incineraram-se 116.939 ton anuais nos três incineradores existentes então. Tais valores correspondiam, segundo ANON., 1977, a 43,7% da capacidade instalada, ou seja, mesmo quando ainda não estavam tão desgastados pelo uso, os incineradores de São Paulo não conseguiam trabalhar na sua capacidade nominal por problemas operacionais que sempre existiram.

Quanto à incineração de RI, segundo ALVES, 1995, de um total gerado de 164.000 ton/ano de resíduos sólidos perigosos (classe I, conforme definição da NBR 10.004), passíveis de serem incinerados, somente cerca de 10.000 ton/ano têm este tratamento, sendo que a incineração de RI conta com o funcionamento de sete unidades que prestam serviços para terceiros, estando a maioria com capacidade ociosa. São elas: ELANCO QUÍMICA; CINAL em Marechal Deodoro/AL (cap. 11.500 ton/ano); BASF em Guaratingetá/SP (cap. 2.700 ton/ano); HOECHST em Suzano/SP (cap. 7,5 ton/dia); CIBA-GEIGY em Taboão da Serra/SP (cap. 2.000 ton/ano); BAYER em Belford Roxo/RJ (cap. 3.000 ton/ano) e CETREL em Camaçari/BA (cap. 10.000 ton/ano). Segundo o IBGE/DEISO, 1989, apud ANON, 1993, os Resíduos Industriais são coletados em 1.505 municípios, dos 4.425 pesquisados, sendo que desse total, 66% não têm coleta especial e se misturam ao lixo comum.

Com relação à incineração de RSS, segundo MONTAGUE, 1988, em 1985 havia 6.872 hospitais nos EUA, gerando 2,2 milhões de toneladas de resíduos por ano, e havia em torno de 6.200 incineradores de RSS, sendo aproximadamente

1.200 deles com capacidade maior que 400 ton/ano e o restante com capacidade menor.

Quanto aos Resíduos de Serviço de Saúde no Brasil, de acordo com o IBGE/DEISO, 1989, apud ANON, 1993, os mesmos foram coletados somente em 2.442 municípios de 4.425 pesquisados, sendo que do total coletado 45,0% não tiveram coleta especial, sendo misturados ao lixo comum e depositados em vazadouros e aterros que não possuíam tratamento; 42,3% foram despejados em vazadouros a céu aberto; 6,0% foram jogados em aterros; 1,4% foram incinerados a céu aberto; 0,4% foram lançados em aterros de resíduos especiais e o restante teve destinação não especificada.

Sabe-se que diversos hospitais e algumas prefeituras municipais utilizam-se da tecnologia de incineração para tratamento de RSS. Normalmente são pequenos incineradores, com tecnologia ultrapassada e sem equipamentos de controle de poluição do ar adequados; no entanto, dados mais concretos ou estimativas confiáveis não estão disponíveis. Segundo a PROEMA, 1994, os dois incineradores em funcionamento na cidade de São Paulo (Ponte Pequena e Vergueiro) incineraram em 1993 um total de 44.884,70 ton de RSS.

3. ASPECTOS TÉCNICOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

A AMOSTRAGEM NA CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS

A questão da amostragem de resíduos para fins de caracterização é bastante complexa, em função da própria heterogeneidade dos resíduos e do tipo de caracterização a ser feita. GOMES, 1991, em seu estudo de caracterização física dos resíduos sólidos urbanos de São Carlos, utilizou uma amostra de 100 Kg para determinação da sua composição física, amparado em estudos de KLEE et CARRUTH, 1970. Através de avaliações estatísticas, BRITTON, 1972, concluiu que amostras com 136,1 Kg são mais adequadas para estudos de natureza geral sobre resíduos sólidos, devido a sua heterogeneidade. Já LOHANI et KO, 1988, em estudo na cidade de Taipei em Taiwan, obtiveram o valor de 93,75 Kg como o tamanho ideal da amostra para aquela cidade, mas observaram a necessidade de uma análise rigorosa da quantidade de amostras necessárias para se obter uma acurada representação dos resíduos amostrados. As normas do Japão exigem amostras com no mínimo 200 Kg, para todos os processos de análise para fins de caracterização dos resíduos sólidos domiciliares (K.I.C., 1992). Na França, segundo a AGHTM, 1985, a amostra deve ter de 100 a 150 Kg.

TIPOS DE CARACTERIZAÇÃO

A caracterização dos resíduos sólidos urbanos pode ser feita basicamente de três maneiras: a caracterização física, a caracterização biológica e a caracterização química. A caracterização física é a mais usual e diversos parâmetros podem ser obtidos. Entre os mais empregados, destacam-se:

- a) Composição física dos resíduos: é feito um perfil da sua composição quanto à sua natureza, expressando-se este perfil em função da porcentagem em peso de cada componente (fração) com base na totalidade dos resíduos. Normalmente as frações consideradas são: papéis e papelão, plásticos, matéria orgânica putrescível, metais, vidros e outros (tecidos, couros, borrachas, madeira, fibras, etc.). São dados usados para gerenciamento da coleta, transporte, método de disposição, etc.
- b) Peso Específico Aparente (Kg/m³): correspondente ao peso da amostra (Kg) pelo volume da mesma (m³). Este dado é utilizado para planejamento das operações de veículos e dimensionamento de fossos de estocagem e guindastes.
- c) A umidade dos resíduos (teor de umidade): refere-se ao peso de água contida nos resíduos, em função do peso desse resíduo, ou seja:

$$TU = (a-b) \times 100/a \quad \text{onde:}$$

TU= teor de umidade em %

a = peso da amostra antes da secagem

b = peso da amostra após a secagem

(A secagem, segundo a K.I.C., 1992, é feita a 80° C até a obtenção de constância de peso da amostra).

No âmbito da incineração, a determinação de outras propriedades é imprescindível para a caracterização dos resíduos; como exemplo dessas outras propriedades citam-se o teor de materiais combustíveis e o teor de cinzas (ou inertes), que fornecem informações aproximadas da combustibilidade dos resíduos. Quanto ao teor de material combustível, ele é obtido, segundo a K.I.C., 1992, através dos seguintes procedimentos:

- tritura-se cada elemento componente dos resíduos (papel, plástico, etc.) separadamente.
- as partes obtidas acima são misturadas, mantendo-se a proporcionalidade da sua razão em peso.
- parte dessa mistura (entre 10g e 20g) é colocada num cadinho e seca a 80° C por duas ou três horas.
- após esfriar, a amostra deve ser pesada.
- a amostra é então aquecida a 800° C por duas horas, usando forno elétrico (queima).
- após esfriar, a amostra é seca a 105° C por duas ou três horas.
- após esfriar, a amostra é pesada novamente.

O teor de combustíveis é calculado através da seguinte equação:

$$TC = (c-d)/c \times 100 \quad \text{onde:}$$

TC = Teor de combustíveis (%)

c = peso antes da queima (g)

d = peso após a queima (g)

Quanto ao teor de cinzas (ou inertes), ele é calculado utilizando-se dos valores do teor de umidade e teor de materiais combustíveis, através da seguinte equação:

$$TCZ = 100 - TU - TC \quad \text{onde:}$$

TCZ = teor de cinzas (%)

TU = teor de umidade (%)

TC = teor de combustíveis

A caracterização biológica é empregada principalmente para obtenção de informações necessárias para o gerenciamento de resíduos de serviço de saúde. BRUNNER et BROWN, 1988, baseado nas normas canadenses faz a seguinte caracterização de RSS classificando-o por tipo de resíduo gerado (os valores entre parênteses referem-se à porcentagem em peso do principal componente de cada tipo de resíduo):

Tipo A1 - “red bag”: tecido humano (95 a 100%), plásticos, algodão, absorventes, álcool e desinfetantes.

Tipo A2 - “orange bag”: tecido animal infectado (80 a 100%), plásticos, vidros, material de leitos, produtos de raspagens, papel e matéria fecal.

Tipo A3a - “yellow bag”: gases, algodão, roupas, papel, celulose, plásticos, PVC, seringas, (75 a 100% somando-se os 8 itens anteriores), agulhas, material cortante, fluídos, resíduos, álcool, desinfetantes.

Tipo A3b (resíduos de laboratório) - “yellow bag”: plásticos (50 a 60%), material cortante, material a base de celulose, fluídos, resíduos, álcool, desinfetantes, vidros (15 a 25%).

Tipo A3c (R&D) - “yellow bag”: gaze, algodão, plásticos (50 a 60%), material cortante, vidro, fluídos.

Tipo B1 - “blue bag”: tecido animal não infectado (90 a 100%), plásticos, vidro, material de leitos, produtos de raspagens e matéria fecal.

Entre as caracterizações químicas de importância para a incineração temos: a determinação do poder calorífico (superior e inferior) dos resíduos, que representa a quantidade de calor liberada pela combustão completa de uma unidade de massa do resíduo; a composição dos elementos (também chamada de análise química), que quantifica proporcionalmente os elementos químicos existentes nos resíduos (C, O, H, S, N, Cl, etc.) em relação à amostra; e a análise termogravimétrica, que avalia o comportamento térmico de constituintes combustíveis dos resíduos.

PODER CALORÍFICO SUPERIOR

O poder calorífico superior (PCS), na realidade, vem a ser a “entalpia de combustão”, a 25° C e 1 atm, com sinal contrário, quando se considera que a água existente nos produtos da reação de combustão está na fase líquida. O PCI também vem a ser a “entalpia de combustão”, a 25° C e 1 atm, com sinal contrário, mas quando se considera a água existente nos produtos da reação de combustão como estando na fase vapor (PAGLIUSO, 1984). TILLMAN et alli, 1989, fornece os valores do PCS de diversos componentes encontrados nos resíduos sólidos domiciliares, que são os indicados no quadro 3.1.

Quadro 3.1 - PCS de vários componentes dos RSD

	MATERIAL	PCS (KJ/Kg)
PRODUTOS DE PAPEL	papelão	14.498,89
	jornal	14.473,77
	livros e revistas	12.899,53
	papel carbono	26.749,47
	papel parafinado	26.749,47
	papel plastificado	17.073,77
PRODUTOS PLÁSTICOS	nylon	31.681,52
	filme de polietileno	46.008,75
	polipropileno	46.197,15
	polestireno	41.172,99
	espuma de poliuretano	40.892,48
RESÍDUOS DE BIOMASSA	resíduos de jardim	9.315,63
	resíduos de comida	7.594,86
	resíduos de madeira	16.127,55
OUTROS PRODUTOS	texteis	15.340,44
	borracha e couro	19.615,16
	finos	6.033,18
fonte: KAISER, 1975, apud TILLMAN et alli, 1989 (adap. para o SI)		

Na prática, o PCS é obtido através de ensaios do resíduo seco em bombas calorimétricas. VESILIND, 1981, alerta para o fato de a presença de alumínio e outros materiais existentes nos resíduos sólidos criar discrepâncias entre o valor obtido na bomba calorimétrica e a real energia produzida na incineração de combustível derivado de resíduos, sendo esta última menor que aquele.

PODER CALORÍFICO INFERIOR

A determinação do poder calorífico inferior (PCI), é obtida através de formulações diversas, indicadas a seguir:

RELAÇÃO TEÓRICA

A relação teórica (AGHTM, 1985) entre o PCS e o PCI, considerando-se a atmosfera padrão (25° C e 1 atm), é, em mth/kg:

$$PCI = PCS(1 - H_u/100) - 5,83(H_u + 9H) \quad \text{onde:}$$

H_u = porcentagem em massa do teor de água

H = porcentagem em massa do teor de hidrogênio dos resíduos

MÉTODOS INDIRETOS

Segundo ainda a AGHTM, 1985, a determinação dos poderes caloríficos pode se dar de dois modos: métodos indiretos e métodos diretos. Os métodos indiretos são feitos utilizando-se cálculos de balanço térmico de uma determinada instalação, o que possibilita a dedução do valor do PCI. Não é uma medida de laboratório, mas sim um ensaio realizado durante o funcionamento da própria usina, no qual se exprime o PCI pela relação abaixo:

$$PCI = \frac{\text{Quantidade de calor recuperada} + \text{Perdas do processo}}{\text{Quantidade de rejeitos incinerados}}$$

As perdas do processo (com valores entre 20% e 40%) a serem consideradas e medidas são: calor sensível dos gases (15% a 25%); calor sensível da escória (0,5% a 2,5%); calor perdido pelo carbono não queimado da escória, cinzas volantes e gases (1% a 5%); e calor dissipado por radiação e convecção (1% a 5%).

MÉTODOS DIRETOS

Os métodos diretos são baseados nas medidas ou cálculos efetuados a partir de amostragens prévias, podendo ser de dois tipos: método global e método por reconstituição (AGHTM, 1985).

Método Global

A partir de uma amostra de 100 a 150 Kg de resíduo, é feita a sua secagem através de estufa a 105° C. Após a secagem da amostra, são retirados os inertes grosseiros que não fornecem calor na combustão mas cuja massa interfere no cálculo. Depois o material é submetido a diversas triturações que permitem, após um processo de quarteamento, obter uma amostra com cerca de 1,0 Kg. cujas partículas devem ser inferiores a 200µm. É feito então o ensaio em bomba calorimétrica para obtenção do PCS e do PCI, utilizando-se as normas específicas da AFNOR.

Método por reconstituição

Ao invés de procedermos conforme indicado acima, utilizando-se uma amostra representativa do conjunto dos elementos constituintes dos resíduos, dividem-se os elementos combustíveis em categorias (por exemplo: papel e papelão, plásticos, matéria orgânica, madeira, etc.) e determina-se o PCS para cada categoria. Sendo **a, b, c, d, e** o PCS relativo ao produto seco de cada um dos elementos A, B, C, D e E; sendo **a', b', c', d' e e'** as porcentagens em massa da umidade obtida pela secagem de cada uma das categorias; e sendo **a'', b'', c'', d'' e e''** a porcentagem em massa de hidrogênio, então o cálculo do PCI de cada categoria se dá pela relação:

$$\begin{aligned}\alpha &= a (1-a'/100) - 5,83(a' + 9a'') \\ \beta &= b (1-b'/100) - 5,83(b' + 9b'') \\ \gamma &= c(1-c'/100) - 5,83(c' + 9c'') \quad \text{e assim sucessivamente.}\end{aligned}$$

Se **x, y, z, ...etc.** são as porcentagens em peso dos elementos A, B, C,....etc. da amostra estudada, então o PCI global do produto no estado bruto será:

$$\text{PCI} = (X\alpha + Y\beta + Z\gamma + \dots)/100$$

Como se observa, para a obtenção do valor do PCI através do método direto (tanto global como por reconstituição) é necessária a análise química dos resíduos, especificamente para a determinação do teor de umidade e do teor de hidrogênio da amostra e a determinação do PCS de cada componente da amostra.

No quadro 3.2, temos o resultado típico de uma análise química dos resíduos sólidos domiciliares dos EUA, bem como a composição química final característica, a umidade de cada fração e o poder calorífico superior, obtido através da média ponderada dos PCS's de cada fração do resíduo.

Quadro 3.2: Análise Química Típica de RSD

ANÁLISE QUÍMICA DOS R. S. D. E COMPOSIÇÃO FINAL TÍPICA (em %)									
	C	H	O	N	CL	S	H ₂ O	INERT.	KJ/Kg
papelão	36,79	5,08	35,41	0,11	0,12	0,23	20,00	2,26	14.499
jornal	36,62	4,66	31,76	0,11	0,11	0,19	25,00	1,55	14.474
livros e revistas	32,93	4,64	32,85	0,11	0,13	0,21	16,00	13,13	12.669
outros papéis	32,41	4,51	29,91	0,31	0,61	0,19	23,00	9,06	12.749
plásticos	56,43	7,79	8,05	0,85	3,00	0,29	15,00	8,59	26.950
borracha, couro	43,09	5,37	11,57	1,34	4,97	1,17	10,00	22,49	19.621
madeira	41,20	5,03	34,55	0,24	0,09	0,07	16,00	2,82	16.128
tecido	37,23	5,02	27,11	3,11	0,27	0,28	25,00	1,98	15.340
podas de jardim	23,29	2,93	17,54	0,89	0,13	0,15	45,00	10,07	9.316
res. de comida	17,93	2,55	12,85	1,13	0,38	0,06	60,00	5,10	7.595
finos (<1")	15,03	1,91	12,15	0,50	0,36	0,15	25,00	44,90	6.033
comp. típica	25,60	3,40	20,30	0,50	0,45	0,15	25,20	24,40	10.350

fonte: TILLMAN et alli, 1989

OUTROS MÉTODOS

Cálculos da CESP

CESP/CETESB, 1979, fizeram uma caracterização dos resíduos sólidos gerados e coletados na região de São Paulo, visando o conhecimento do seu poder calorífico inferior (PCI) médio. Foram utilizadas três formulações:

a-) Método EAWAG

O método da EAWAG (CESP/CETESB, 1979), que é de caráter estimativo, utiliza-se dos teores em massa de sólidos voláteis, hidrogênio e umidade da amostra em referência; sua fórmula é:

$$PCI = LI(100-Hu) \times 4800/100 - 6,0(9H+Hu) \quad \text{onde:}$$

LI = perda por ignição (%sólidos voláteis/100)

Hu = umidade da amostras (%) e

H = teor de hidrogênio em base seca (%)

b-) Método da De Bartolomeis

O método da De Bartolomeis (CESP/CETESB, 1979) não considera significativo o calor consumido na vaporização da água formada pela combustão do hidrogênio existente na atmosfera, não levando em consideração, portanto, o teor de hidrogênio do material. Sua formulação, considerando a % mássica, é:

$$PCI = 10^{-4} \times C \times S \times (107,9 \times PCS / C - 642) - 6,00 \times H_u \quad \text{onde:}$$

C = teor de sólidos voláteis em base seca (%)

I = 100 - C = cinzas em base seca (%)

PCS = poder calorífico superior do material seco (Kcal/Kg)

Hu = umidade da amostra (%)

S = 100 - Hu = teor de material seco da amostra (%)

c-) Fórmula Teórica Deduzida

Através de uma Fórmula Teórica Deduzida, que leva em consideração o calor consumido na vaporização da água formada devido à presença de hidrogênio na amostra, CESP/CETESB, 1979, desenvolve a seguinte fórmula para o cálculo do PCI:

$$PCI = ((PCS - 51,11 H) \times (100 - H_u) - 572 H_u) / 100 \quad \text{onde:}$$

PCS = poder calorífico superior do material seco (Kcal/Kg)

H = teor de hidrogênio em base seca (% mássica)

Hu = teor de umidade da amostra (% mássica)

Formulação Teórica de LUZ

LUZ, 1969, estabelece as seguintes necessidades de análise, para fins de utilização de resíduos sólidos na incineração: “triagem para verificação dos resíduos que compõem o lixo, análise para determinação de água, voláteis, carbono fixo e cinzas, análise química para determinação da composição (teor C, O, H, S, N, Cl), peso específico e poder calorífico”. Ele define o PCS do combustível puro como sendo “a quantidade de calor desprendida por um quilo de combustível para queimar-se por completo, dando anidrido carbônico e água líquida”, e define PCI como sendo “a quantidade de calor que desprende um quilo de combustível produzindo gás carbônico e vapor de água.” Desta forma, (sem identificar em que condições de referência) ele considera que o calor de vaporização da água é de 600 Kcal/Kg e um Kg de hidrogênio dá origem a 9 Kg de água, e admitindo que todo o oxigênio existente no material esteja ligado ao hidrogênio como água, tem-se:

$$PCI = PCS - 5400 (H - O/8) - 600 A \quad \text{onde:}$$

H = quantidade de hidrogênio (% mássica)

O = quantidade de oxigênio (% mássica)

A = quantidade de água (% mássica)

PCS = poder calorífico superior (Kcal/Kg)

Formulação de HEGG

HEGG, 1950, apud WITT, 1969, estudou o Poder Calorífico dos resíduos sólidos domiciliares de São Paulo, chegando à seguinte equação geral:

$$PCI = 4934xC - 600xHu \quad \text{onde:}$$

PCI = poder calorífico inferior em Kcal/Kg,

C = teor de mat. combustível em % de peso seco (sólidos voláteis)

Hu = teor de umidade

Fórmula de Du Long

No EIA (Estudo de Impacto Ambiental) da usina de incineração de Santo Amaro, a PROEMA, 1994d, utiliza esta formulação para a obtenção do valor do PCI dos RSD da região sul do município de São Paulo conforme abaixo:

$$PCI = PCS - 6 x (Hu + 9 x H) \quad \text{onde:}$$

PCI = poder calorífico inferior em Kcal/Kg

PCS = poder calorífico superior em Kcal/Kg

Hu = teor de umidade da amostra (% mássica)

H = teor de hidrogênio na amostra (% mássica)

ANÁLISE TERMOGRAVIMÉTRICA

Análises do comportamento térmico de resíduos sólidos são comumente efetuadas no âmbito da incineração, sendo de muita utilidade para o projeto e operação dos incineradores, pois possibilitam a visualização da reatividade dos componentes dos resíduos. São técnicas que visam obter informações sobre o comportamento térmico de determinado composto, no que se refere especialmente à sua volatilização, do qual se analisa, em equipamentos específicos, a redução mássica em função da temperatura (Análise Termogravimétrica - TGA) e a taxa dessa redução (Derivada da Análise Termogravimétrica - DTG).

BLAZEK, 1972, indica os seguintes processos químicos que podem ser investigados aplicando-se as técnicas de TGA e de DTG, tanto para substâncias

orgânicas como inorgânicas: decomposição térmica, oxidação térmica, reações da fase sólida, reações gás-sólido, mudanças de fase, etc. Entretanto, devido às características próprias dos resíduos sólidos (principalmente a heterogeneidade de seus componentes), as análises de TGA e DTG são efetuadas individualmente para cada componente do resíduo, haja vista que os equipamentos existentes no mercado internacional tendem para o uso de amostras de massas cada vez mais diminutas, da ordem de 1 mg, ou de algumas dezenas de miligramas.

DWECK et SANTOS, 1989, desenvolveram o protótipo de um sistema para análises termogravimétricas no qual é possível a utilização de amostras com até 500 g. Conforme DWECK et SANTOS, 1991, o protótipo já foi utilizado em análises de resíduos industriais; eles concluíram que “a metodologia de gravimetria diferencial, através de análises termogravimétricas feitas com quantidades de massas em escala de bancada, pode auxiliar no melhor entendimento de sistemas reacionais complexos e economizar considerável tempo na previsão e estudo de processos termoquímicos.”

O sistema proposto por MEL'NICHUK, 1984, para análise térmica de combustíveis sólidos, apesar da utilização de amostras diminutas, também possibilita a análise individualizada dos componentes dos resíduos sólidos, como nos equipamentos convencionais.

Podem-se observar a seguir (fig. 3.1) as curvas de TGA e DTG para a celulose, um dos componentes dos resíduos sólidos domiciliares, a partir de que pode-se fazer diversas inferências sobre o comportamento térmico da mesma.

Fig. 3.1 - Curvas Termogravimétricas (TGA e DTG) da celulose (aquecimento de 15° C/min)
Fonte: SHAFIZADEH et DeGROOT, 1977, apud TILLMAN et alli 1989.

ANÁLISE DA CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Observa-se que em todas as formulações do PCI é grande a influência do teor de umidade da amostra nos valores do poder calórico inferior, e é justamente o PCI um dos principais parâmetros para fins de projeto de incinerador e avaliação do resíduo em sua viabilidade para aproveitamento energético. Considerando que o teor de umidade dos resíduos sólidos domiciliares é bastante variável, é necessária para fins de caracterização, uma amostragem bastante rigorosa e abrangente, ou seja, a caracterização física e química deve contemplar especificidades espaciais e temporais.

O enfoque espacial visa avaliar a “qualidade” calórica do lixo em função da localização do resíduo, uma vez que a caracterização dos componentes dos resíduos é extremamente variável em relação ao local de sua geração. Por exemplo, ao ser considerada uma área comercial em relação a uma residencial, ou áreas residenciais de hábitos de consumo diversos, os resíduos gerados serão distintos em qualidade e quantidade.

Já o enfoque temporal permite o conhecimento das variações sazonais na composição do lixo, pois os diversos condicionantes, entre os quais os climáticos e os sociais, que produzem alterações cíclicas nas características dos resíduos, precisam ser identificados e quantificados. Segundo o K.I.C.,1992a, esta análise temporal é importante especialmente quando da implantação de novas unidades, já que uma abordagem estimativa deve ser efetuada, objetivando prever as mudanças nas características dos resíduos durante o período da construção e do funcionamento da unidade, de maneira que o projeto da usina seja desenvolvido para as condições reais de utilização a partir do início da sua operação.

Além disso, conforme afirmamos há pouco, os RSD são bastante distintos de local para local, em função de especificidades socioeconômicas e culturais. Exemplo disso são os dados compilados no quadro 3.3, onde estão indicados alguns resultados da caracterização física dos componentes dos resíduos sólidos domiciliares de diversos países e de algumas cidades brasileiras, sendo

A partir deste quadro, do qual maiores inferências devem ser feitas com cuidado devido à não congruência dos períodos e provavelmente dos métodos de amostragem, por se tratar de uma compilação de referências, o que melhor se depreende é a grande variação nos perfis de geração, de composição e de disposição entre os diversos países e localidades. Daí a importância de todo um processo de caracterização para a determinação das informações necessárias para a implementação de ações relativas aos resíduos sólidos, entre as quais a incineração.

No contexto do aproveitamento energético, no qual o resíduo é a matéria prima do processo, é necessário que haja o completo domínio do que está sendo processado, da qualidade e da composição precisa dos resíduos que alimentam os equipamentos, para que a operação da unidade seja satisfatória e os produtos gerados, tanto energia como resíduos (emissões atmosféricas, cinzas, etc.), sejam os previstos para o equipamento instalado e dentro dos padrões estabelecidos.

3.2 - COMBUSTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

MECANISMOS DA COMBUSTÃO

Os resíduos sólidos urbanos, pela ótica da incineração, devem ser considerados como uma mistura de diversos combustíveis, embora sejam incinerados como uma massa única. A fig. 3.2 mostra, de uma maneira resumida e dividida em seqüências, como se processa o mecanismo geral da combustão de resíduos sólidos municipais.

SEQUÊNCIA DAS REAÇÕES

- 1 - secagem e aquecimento das partículas
- 2 - pirólise, sublimação e outras reações de volatilização de sólidos
- 3 - pirólise de gases e geração de radicais livres
- 4 - reações de oxidação primária
- 5 - reações de pós-combustão de gases
- 6 - reações gás-sólidos de oxidação do carvão

SUBPRODUTOS DA INCINERAÇÃO (resíduos)

- A - escória
- B - cinzas volantes
- C - gases

Fig. 3.2: Mecanismos da Combustão de R. S. U. (TILLMAN et alli, 1989)

Apesar da heterogeneidade dos seus componentes, caracterizada na composição química, no conteúdo calórico e reatividade distintos, o mecanismo da combustão dos resíduos sólidos urbanos é considerado por TILLMAN et al, 1989, como similar ao processo de combustão da madeira e de biomassa, uma vez que os RSU são constituídos de substâncias carbonáceas, contendo consideráveis quantidades de hidrogênio, enxofre e cloro.

Ao se incinerar resíduos sólidos urbanos, grande número de reações ocorrem, tanto seqüencial como simultaneamente, tanto em reações simples quanto em reações em cadeia, tanto endotérmicas quanto exotérmicas; a cinética química envolvida no processo é extremamente complexa, além de ser função do equipamento e do resíduo. No esquema mostrado na figura 3.2, pode-se observar a influência de dois fatores fundamentais para o processo da combustão: a necessidade de calor e a de ar para viabilizar algumas das reações. Isto implica na necessidade de o equipamento de incineração ter condições de trabalhar a temperaturas adequadas e de que o fornecimento de ar seja em quantidades satisfatórias e em locais convenientes, para possibilitar a minimização de problemas com os chamados subprodutos da incineração, quais sejam escória, cinzas volantes e gases. Os mecanismos específicos do processo de incineração de RSU são os indicados a seguir:

1 - Secagem e Aquecimento de Partículas

É um processo físico que ocorre na massa sólida do resíduo, iniciando-se com a secagem que elimina a umidade contida no material, seguida do aquecimento do resíduo até um nível de temperatura no qual os processos químicos associados à oxidação térmica se iniciam. As temperaturas médias, a 1 atm, para início da reação de decomposição térmica de alguns dos componentes dos resíduos sólidos domiciliares são as seguintes:

Papéis	300° C (TILLMAN et alli, 1989)
Jornais	250° C (TILLMAN et alli, 1989)
Resíduos de Alimentos.....	230°C (MUNRO, 1982, apud TILLMAN et alli, 1989)

Plásticos:-Poliestireno	365°C (CULLIS, 1981, apud WHEATLEY et alli, 1993)
— -Cloreto de Polivinila...	260°C (CULLIS, 1981, apud WHEATLEY et alli, 1993)
— -Polietileno.....	404°C (CULLIS, 1981, apud WHEATLEY et alli, 1993)
— -Polipropileno	387° C (CULLIS, 1981 apud WHEATLEY et alli, 1993)

Na secagem e aquecimento dos resíduos, cujos processos são endotérmicos, o consumo de energia é função do teor de umidade, da capacidade calórica e da condutividade térmica da massa de resíduos. A existência, entre outros, de material ferroso e vidro nos resíduos reduz a disponibilidade de energia para o aquecimento e secagem da fração combustível dos mesmos, ou seja, a energia necessária e os fatores de reação para viabilização deste processo são função da composição específica da massa de resíduos, variando também de momento para momento e de local para local no incinerador.

2 - Volatilização de Sólidos

A pirólise é o mecanismo dominante na volatilização de sólidos orgânicos dos resíduos incinerados, tendo ação relevante especialmente sobre o papel, papelão, plásticos, resíduos de madeira e alguns tipos de alimentos (TILLMAN et alli, 1989). O mecanismo da pirólise é bastante complexo; entretanto, quando em equipamento específico e combustível homogêneo, pode ser manipulado em função da temperatura e da maior ou menor presença de oxigênio para gerar mais ou menos voláteis e/ou carvão reativo. Num Incinerador de Resíduos Sólidos, onde o combustível é bastante heterogêneo, inclusive do ponto de vista térmico, a pirólise se torna mais complexa ainda, por estar ocorrendo concomitantemente, no tempo e no espaço, à secagem e aquecimento, à degradação térmica, à fusão, à evaporação, à difusão de gases e diversas transferências de massa de outros componentes do combustível (WHEATLEY et alli, 1993).

De maneira geral, pode-se dizer que os subprodutos da pirólise de sólidos são: CO₂; CO; H₂O; CH₄; C_xH_y; NH₃; carvão reativo; inertes e os chamados voláteis não condensáveis (VNC), que são na sua maioria hidrocarbonos de baixo peso molecular, algumas espécies de aminas e carbonos halogenados.

Além destes, o mecanismo de pirólise de sólidos também gera inúmeros fragmentos de radicais, tais como radicais hidroxila, radicais “methoxil” e outros provenientes da clivagem de grupos funcionais como a lignina, celulose, estireno, etileno, propileno, etc.

3 - Pirólise de Gases e Geração de Radicais Livres (iniciação da cadeia)

Os VNC's são fontes potenciais de formação de poluentes. Neles é que ocorre o processo de pirólise de gases, gerando diversos radicais e fragmentos, sendo as possibilidades de sequência das reações inúmeras e sugeridas por diversos autores: EDWARDS, 1974, GJASSMAN, 1986, PALMER, 1974 e TILLMAN, 1987, todos citados por TILLMAN et alli, 1989.

Os radicais e fragmentos produzidos pela pirólise dos sólidos e pirólise dos gases são parte indispensável do processo de iniciação das reações em cadeia, ou seja, são os compostos que dão a partida no processo de combustão propriamente dita do incinerador.

4 - Reações de Oxidação Primária (propagação da cadeia)

É a fase na qual ocorre a queima propriamente dita. Diversas reações podem ocorrer, com inúmeras possibilidades e probabilidades de seqüências e inter-relações, normalmente via oxidação com oxigênio e hidroxilas. A cinética química envolvida é bastante complexa. Deve-se atentar para o fato da grande importância dos radicais hidroxilas no processo, que segundo TILMANN et alli, 1989, são as espécies mais reativas no sistema de combustão.

5 - Reações de pós-combustão de gases (terminação da cadeia)

Fase final da combustão, onde ocorrem as seqüências de reações necessárias para a oxidação do monóxido de carbono e redução da presença de hidrocarbonos não metânicos e outros produtos da combustão incompleta.

6 - Reações de oxidação do carvão (reações gás-sólido).

É um mecanismo bastante importante para o processo da combustão, pois supre grande parte da energia necessária para secagem e ignição do combustível na câmara de combustão, auxiliando no processo de pirólise de sólidos. Diversos mecanismos têm sido postulados para oxidação do carvão reativo, entre os quais a quimiosorção do oxigênio na superfície do carvão (BRADBURY, 1980, apud TILMANN et alli, 1989) e, com menor importância, a oxidação através de radicais hidroxilas (MULCAHY et YOUNG, 1975, apud TILMANN et alli, 1989), radicais estes gerados pela pirólise de celulose e de papéis e papelão ou alternativamente pela dissociação da molécula de água.

PARÂMETROS DA COMBUSTÃO

EXCESSO DE AR

A reação de combustão do Carbono, Hidrogênio e demais compostos elementares constituintes dos resíduos sólidos necessita de Oxigênio. A quantidade deste pode ser obtida através de cálculo teórico, de acordo com as reações de oxidação de tais elementos. Esse consumo teórico, no entanto, não se efetiva na prática, devido às dificuldades de ocorrência do contato necessário entre o oxigênio e o material combustível em quantidade e tempo suficientes. Por essa razão, a disponibilidade de oxigênio no ambiente do incinerador deve exceder a necessidade teórica, visando otimizar a reação de oxidação do material combustível e propiciar boas condições de combustão dos resíduos.

O oxigênio para a combustão é disponibilizado no incinerador principalmente através da injeção de ar primário (na câmara de combustão - reações “4” e “6” da fig. 3.2) e ar secundário (na câmara de combustão dos gases - reação “5” da fig. 3.2), o qual contém, em média, 20,8% de oxigênio. Dependendo do tipo de incinerador e do seu sistema de operação é que se determina o excesso de ar necessário para a adequada combustão dos resíduos. Segundo SEEKER et alli, 1987, apud TILLMAN et alli, 1989, o excesso de ar tem uma significativa influência na

temperatura de combustão, na eficiência térmica, na emissão de CO e de produtos da combustão incompleta.

PERSHING et alli, 1976, apud TILLMAN et alli, 1989, mostraram que o aumento da disponibilidade de oxigênio nos sistemas de combustão beneficia a oxidação de nitrogênio, com aumento indesejável na formação de NO_x . TILLMAN et alli, 1989, sugere os valores entre 80% a 110% de excesso de ar como faixa adequada para uso nas instalações de queima direta (mass burn). Em Incineradores de RDF (Combustível Derivado dos Resíduos), MASSOUDI, 1984, e HAZZARD, 1986, apud TILLMAN et alli, 1989, sugerem a faixa ótima de excesso de ar entre 40% e 60%.

A AGHTM, 1985, relaciona o excesso de ar necessário em função do PCI (Poder Calorífico Inferior) e da umidade dos resíduos, à temperatura de 950° C. Esta relação pode ser observada na fig 3.3 abaixo.

Fig. 3.3 - Excesso de ar, em porcentagem de ar teórico para uma temperatura de 950° C na câmara de combustão, em função do PCI e do teor de água (umidade) dos resíduos a serem incinerados. (AGHTM, 1985)

TEMPERATURA ADIABÁTICA DA CHAMA

É um parâmetro essencial na manipulação do processo de combustão. Corresponde à temperatura máxima teórica possível de ser atingida para os reagentes utilizados. Depende do poder calorífico superior dos resíduos, da umidade e da temperatura e quantidade de ar. Para resíduos sólidos domiciliares, segundo TILLMAN et alli, 1989, ela varia entre 980° C a 1260° C.

TEMPO

O tempo de permanência tanto de sólidos como de gases nas respectivas câmaras de combustão primária e secundária são parâmetros vitais para o satisfatório desenvolvimento do processo da Incineração. Usualmente, com o atual estágio de desenvolvimento da técnica de combustão, na maioria dos incineradores de queima direta com duas câmaras, têm-se utilizado para os sólidos valores do tempo de residência em torno de 1,5 horas; e para gases o tempo de residência deve atingir no mínimo 2 seg, a temperaturas maiores que 1000° C. (TILLMAN et alli, 1989).

Vale salientar que, dependendo da tecnologia e/ou equipamento utilizado, estes parâmetros podem ser alterados. O tempo de residência dos sólidos é função, entre outros fatores, da taxa de alimentação de resíduos e da velocidade do movimento das grelhas na fornalha. O tempo de residência de gases é função, entre outros fatores, do teor de excesso de ar empregado e do volume da câmara de combustão secundária.

3.3 TIPOS DE INCINERADORES

Os incineradores, para fins de classificação, podem ser subdivididos em função do tipo de resíduo que incineram. Basicamente, temos os incineradores para RSD (Resíduos Sólidos Domiciliares), para RSS (Resíduos de Serviços de Saúde) e para RI (Resíduos Industriais).

INCINERADORES PARA RSD

QUANTO AO PROCESSAMENTO DO RESÍDUO

Para os Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD), os incineradores podem ser classificados em duas classes básicas, em função da existência ou não de processamento prévio antes da sua incineração: Mass Burn (Queima Direta - MB) e Refuse Derived Fuel (Combustível Derivado do Resíduo - RDF).

No incinerador de Queima Direta (Mass Burn - MB), os resíduos são introduzidos para queima no incinerador sem nenhuma preparação prévia; os caminhões de coleta descarregam sua carga diretamente no fosso que irá alimentar o incinerador.

No incinerador do tipo Combustível Derivado do Resíduo (Refuse Derived Fuel - RDF), os resíduos a serem incinerados são previamente preparados para incineração. Em função do tipo de preparo que é feito, os resíduos resultantes podem ser classificados em sete tipos segundo a ASTM, conforme TILLMAN et alli, 1989:

RDF-1: São os Resíduos Sólidos Domiciliares usados como combustível na forma como são descartados, no entanto, sem os resíduos grandes, que são retirados previamente à alimentação do incinerador.

RDF-2 ou c-RDF: Os resíduos sólidos domiciliares são processados para que se obtenha um tamanho grosseiro de partícula (95% dos resíduos processados são menores que 15 cm), podendo haver ou não separação de metais.

RDF-3 ou f-RDF: Os resíduos são fragmentados (triturados) e processados para remoção de metais, vidros e outros inorgânicos. O tamanho da partícula é tal que 95% são menores que 5 cm.

RDF-4 ou p-RDF: O processamento da fração combustível dos resíduos se dá de maneira a se obter um produto na forma de pó, onde 95% das partículas são menores que 0,1 cm.

RDF-5 ou d-RDF: A fração combustível dos resíduos é densificada (comprimida), e transformada em cubículos (cubettes), em grãos (pellets), em briquettes e outras formas similares para posterior utilização.

RDF-6 : A fração combustível dos resíduos é processada para a forma de combustível líquido. A tecnologia ainda está em fase de desenvolvimento.

RDF-7 : A fração combustível dos resíduos é processada para a forma de combustível gasoso. A tecnologia ainda está em fase de desenvolvimento.

As tecnologias de produção de RDF's são variadas. Basicamente envolvem as seguintes operações, não necessariamente conjugadas e/ou nesta ordem: separação (por peneiras rotativas, por peneiras Brini, por tambores segmentados, por separação manual através de linhas de esteiras rolantes, etc..), trituração (fragmentação), classificação por ar, remoção de material ferroso (separação magnética), controle do tamanho das partículas (através de conjunto de peneiras), etc...

No processo de produção do RDF-1 e RDF-2, não há geração de resíduo que necessite ser lançado em aterros sanitários. Já na produção do RDF-3 e RDF-4, há a geração de resíduos sem aproveitamento para a incineração, sendo necessário o seu aterramento. O processamento de RDF's também é utilizado como etapa prévia para a produção de composto.

QUANTO AO SISTEMA DE ALIMENTAÇÃO:

A alimentação dos resíduos no incinerador pode ser de maneira contínua, semi-contínua ou por batelada. Segundo a NCRR, 1974, os incineradores de alimentação contínua foram uma inovação utilizada nos EUA pela primeira vez em 1941, mas o seu uso passou a ser mais intenso a partir da década de 50, com o advento da necessidade de construção de grandes incineradores.

QUANTO AO SISTEMA DE COMBUSTÃO:

Pode-se classificar os incineradores conforme o sistema utilizado para viabilizar o melhor mecanismo de queima dos resíduos. Alguns tipos são relacionados a seguir:

Gratefired:

A queima dos resíduos se dá sobre grades móveis de diversos tipos. Essa mobilidade permite um maior revolvimento dos resíduos, visando uma melhor qualidade e homogeneidade da combustão. As mais utilizadas, segundo TILLMAN et alli, 1989, são: as grelhas de esteiras rotativas (fig.3.4), as grelhas oscilantes (fig. 3.5), grelhas tipo tambor (fig. 3.6), grelhas de degraus móveis de fluxo direto (fig.3.7) e grelhas de degraus móveis de fluxo reverso (fig.3.8) (figuras 3.4 a 3.8 da NCRR, 1974). Na sua grande maioria, a alimentação é do tipo contínua e normalmente há injeção de ar primário e ar secundário, necessários para a combustão da fase sólida e da fase gás, respectivamente.

Fig. 3.4- Grelhas de esteiras rotativas

Fig. 3.5 - Grelhas oscilantes

Fig. 3.6 - Grelha tipo tambor

Fig. 3.7 - Grelhas de degraus móveis de fluxo direto

Fig. 3.8 - Grelhas de degraus móveis de fluxo reverso

Fornos Rotativos:

Em alguns sistemas de fornos rotativos, os resíduos passam inicialmente por uma grelha sobre a qual ocorre aquecimento, secagem e pirólise dos resíduos para, logo

em seguida, ocorrer a oxidação do material carbonizado no forno rotativo, onde o revolvimento é bastante eficiente, pois o forno (de formato cilíndrico) faz revoluções contínuas sobre sua geratriz. Em outros, não há estas grelhas, e todo o processo se dá simultânea e seqüencialmente no interior do forno rotativo. Normalmente, a alimentação é do tipo contínua e há injeção de ar primário e ar secundário.

3, Incinerador Modular:

São incineradores de pouca capacidade comparativamente aos dois tipos anteriores (gratefired e rotativo). A secagem, pirólise e oxidação do carvão reativo se dão na câmara primária de combustão e a oxidação da fase gás ocorre na câmara secundária. A alimentação ou é por batelada ou semi-contínua. São mais utilizados em pequenas comunidades ou por geradores de resíduos de grande porte.

4 Spreader Stoker:

Usado na incineração de RDF, é uma tecnologia oriunda de processos industriais e da queima de carvão para geração de energia. Em muitas unidades, a incineração do RDF é feita em conjunto com o carvão em proporções diversas. Basicamente, o sistema consiste em injetar o RDF na fornalha através de um difusor (spreader), o mais uniformemente possível. As partículas menores e secas queimam-se em suspensão antes de atingirem a grelha, as maiores terminam de queimar sobre a grelha da fornalha (NCRR, 1974). O carvão, quando é utilizado, é alimentado separadamente por outros difusores (Fig 3.9). Normalmente há a injeção de ar primário (sob as grelhas da fornalha) e ar secundário.

Fig. 3.9 - Sistema de combustão do tipo Spreader Stoker

5 Leito Fluidizado:

Tecnologia empregada em diversas áreas industriais, também é usado na incineração de RDF, em conjunto ou não com carvão mineral. Consiste num reator onde na parte inferior encontra-se o “leito”, normalmente de areia, e há uma parte superior livre. Sob o leito há um sistema de injeção de ar, cuja velocidade é tal que o leito fluidifica-se. O reator é previamente aquecido e então alimentado em suas laterais pelo combustível, processando-se a sua queima. O alto grau de mistura provocada pelo leito aumenta a eficiência da combustão. Diversos tipos de leitos fluidizados podem ser empregados (TILLMAN et alli, 1989); entre eles destacam-se: os Leitos Borbulhantes (Fig. 3.10), Combustores de Leitos Múltiplos, Leito Fluidizado Circulante (Fig. 3.11), Leito Fluidizado Pressurizado, etc.

Fig. 3.10 - Incinerador de Leito Fluidizado do tipo "Borbulhante"

Fig. 3.11 - Incinerador de Leito Fluidizado do tipo "Circulante"

Queima em Suspensão (Suspension Firing):

Esta é uma tecnologia usada freqüentemente em estações de geração de eletricidade, cujo combustível é carvão em pó (partículas menores que 0,07 mm). O RDF, normalmente o do tipo RDF- 4, é usado como combustível suplementar e injetado por diversos difusores (distintos dos injetores de carvão), de várias direções das paredes da fornalha, queimando-se antes de atingir a grelha do fundo.

QUANTO AO APROVEITAMENTO ENERGÉTICO:

A energia gerada na incineração de resíduos sólidos há muito vem sendo utilizada. O primeiro incinerador nos EUA com geração de vapor foi construído em 1905, em Nova York (WALSH, 1991).

Usualmente, para viabilizar o aproveitamento energético do calor gerado pela combustão, os fornos devem ter paredes isoladas por refratários, ou ser do tipo “waterwalls”. O primeiro incinerador com caldeiras tipo “waterwall” foi construído na Europa em 1960, e nos EUA só em 1967 (NCRR, 1974). Até então, as fornalhas dos incineradores tinham suas paredes revestidas com refratários e o aproveitamento do calor se dava através de trocadores de calor que interceptavam, após as câmaras de combustão, o fluxo dos gases produzidos, processando-se a troca térmica. Com o advento do sistema de “waterwalls”, a troca térmica inicia-se já na própria parede da fornalha. Essa energia pode ser utilizada como vapor, ou transformada em energia elétrica.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Nos EUA, a maioria dos incineradores em operação são do tipo Queima Direta; os do tipo RDF tiveram um grande incremento no seu uso no início da década de 80, em função da crise energética da época. No entanto, apesar de sua concepção mais moderna e de ser teoricamente uma tecnologia que proporcionaria maior eficiência energética e menores emissões de contaminantes, diversos problemas operacionais prejudicaram sua utilização generalizada. No quadro 3.4 é mostrada uma síntese das diversas tecnologias que são usadas na incineração e suas subdivisões

Quadro 3.4 - Síntese das tecnologias empregadas para incineração de RSD

TIPOS DE INCINERADORES P/ RESÍDUOS. SOL. DOMICILIARES							
QUEIMA DIRETA (MASS BURN)	250 a 3000 ton/dia	gratefired		waterwall			
		forno rotativo (rotary kiln)		refratário			
	10 a 200 ton/dia	incin. modular		waterwall			
				refratário			
			batelada				
			semi-contínuo				
COMBUSTÍVEL DERIVADO DO RESÍDUO (RDF)	RDF-1	ou MSW	sem os resíduos grandes		Gratefired	Rotary Kiln	Leito Fluidizado Spreader-Stoker
	RDF-2	ou c-RDF	95% < 15 cm (grosseiro)				
	RDF-3	ou f-RDF	95% < 5 cm (refinado)				
	RDF-4	ou p-RDF	95% < 0,1 cm (pulveriz.)		Suspension Firing		
	RDF-5	ou d-RDF	pellets, briquetes (densif)				
	RDF-6		líquidos		Tecnologias em desenvolvimento		
	RDF-7		gasosos				
fonte: TILLMAN et alii, 1989				org. - GRIPP, W. G.			

Quadro 3.5 - Características dos Incineradores de RSD dos EUA

INCINERADORES DE RES. SÓLIDOS. URBANOS NOS E. U. A. (em 1992)									
TIPO	STATUS			QTDE TOTAL	CAPACIDADE (em ton/dia)				OBSERVAÇÕES
	OPER.	PR/CO	INAT.		OPER.	PR/CO	INAT.	TOTAL	
INCIN.	41	-	3	44	7.260	-	730	7.990	apenas 01 entrou em operação após 1985
M. B.	63	29	1	93	64.540	31.620	180	96.340	36 entraram em oper. entre 1988 e 1992
MOD.	51	6	1	58	5.780	550	240	6.570	usado para pequenas capacidades
RDF	18	5	-	23	26.260	5.600	-	31.860	apenas 01 entrou oper. entre 1990 e 1992
RDF-Proc.	13	2	-	15	6.640	1.350	-	7.990	02 entraram oper. entre 1988 e 1992
RDF-Comb	10	1	1	12	4.070	1.200	600	5.870	02 entraram oper. entre 1988 e 1992
INDEF.	-	4	-	4	-	4.550	-	4550	proj. sem definição do tipo, até o momento
TOTAL	196	47	6	268	114.550	44.870	1.750	161.170	
fonte: NSWMA, 1992					org.: GRIPP, W. G.				

Onde:

INCIN.- indica todos os tipos de incineradores sem recuperação de energia;

M.B. - são os de queima direta dos tipos gratefired e rotativo;

MOD. - são os do tipo modular;

RDF - são os do tipo Combustível Derivado de Resíduo (CDR) onde ocorre processamento e queima dos resíduos nas mesmas instalações;

RDF-Proces. - apenas processam os resíduos transformando-os em combustível sólido, sem no entanto utilizá-lo naquela unidade;

RDF-Comb. há a utilização conjunta de resíduos e algum outro combustível, geralmente carvão;

INDEF. - projetos previstos que ainda não tiveram sua tecnologia definida.

Atualmente, apenas em casos bem específicos o uso de RDF vem sendo adotado. Através do quadro 3.5 acima, pode-se fazer uma avaliação mais detalhada das características dos incineradores de resíduos sólidos domiciliares nos EUA, relativamente ao ano de 1992; classificados os incineradores por tipo, é indicada a quantidade total em operação, os inativos e os projetados ou em construção, bem como a capacidade dos mesmos.

O quadro 3.6 sintetiza uma compilação de dados, considerando-se apenas as unidades com capacidade maior que 500 ton/dia, em relação à recuperação de energia nos incineradores dos EUA, em que se verifica a predominância da eletricidade. Há também unidades apropriadas para co-geração de vapor/eletricidade, e uma minoria onde se recupera energia somente na forma de vapor, além de seis unidades onde não há recuperação. Portanto, cerca de 94% dos incineradores dos EUA com capacidade maior que 500 ton/dia têm sistemas de recuperação de energia. Os 6% restantes são incineradores antigos, com apenas um com menos de 12 anos de funcionamento. Os tipos de incineradores estão divididos como no quadro anterior em: INCIN., MB, RDF, RDF process, RDF combustor e MOD.

Quadro 3.6 - Recuperação Energética em Incineradores de RSD nos EUA

RECUPERAÇÃO DE ENERGIA NOS INCINER. DOS E.U.A						
(EM INSTALAÇÕES MAIORES QUE 500 ton/dia, EM OPER. E PROJ. - N ^o unid. - 1992)						
TIPO	ELETRIC.	VAPOR	VAP/ELE	COMBUSTIV.	NÃO RECUP.	TOTAL
MASS BURN	55	4	8	-	-	67
RDF	11	-	6	-	-	17
RDF-Comb.	2	1	1	-	-	4
RDF-Proces.	-	-	-	4	-	4
MODULAR	-	-	1	-	-	1
INCIN.	-	-	-	-	6	6
TOTAL	68	5	16	4	6	99
fonte: NSWMA, 1992				org.: GRIPP, W. G.		

INCINERADORES PARA RSS:

Para Resíduos de Serviços de Saúde (RSS) existem diversos sistemas de incineração com diversos modelos e tecnologias disponíveis. Entretanto, a maioria dos incineradores de RSS tem sido historicamente agrupada em um dos três tipos abaixo:

INCINERADORES DE CÂMARAS MÚLTIPLAS (*excesso de ar*)

Dois sistemas de incineradores de câmaras múltiplas são normalmente empregados: os de câmara em linha - fig. 3.12 (que oferecem um melhor desempenho para capacidades maiores que 340 kg/h), e os de câmaras “retort” (retorcidas ou sobrepostas) - fig 3.13 (que oferecem um melhor desempenho para capacidades menores que 340 kg/h).

Fig. 3.12 - Incinerador para RSS com Câmara em Linha

Incineradores de câmaras múltiplas são normalmente projetados e usados especificamente para incineração de resíduos patológicos (definidos como “restos humanos e de animais, mistura de carcaças, órgãos e resíduos sólidos orgânicos de hospitais, laboratórios, matadouros e outras fontes similares”) e podem ter fornos com leito vedado ou com grades, ou uma combinação dos dois na câmara primária (EPA, 1990b). O uso de grades não é normalmente recomendado devido a líquidos, material perfuro-cortantes, pequenos elementos, etc., que podem passar por entre as grelhas antes da combustão ou esterilização completa.

Fig. 3.13 - Dois Incineradores para RSS com Câmara "Retort"

A combustão num incinerador de câmaras múltiplas ocorre em duas (ou mais) câmaras. Ambas são operadas com excesso de ar. A ignição dos resíduos, volatilização da umidade, vaporização do material volátil e combustão do carbono fixo (chamada de combustão da fase-sólida) ocorrem na câmara primária. A completa combustão dos gases contendo esse material volatilizado, saído da câmara primária, ocorre na câmara secundária, onde é injetado mais ar, obtendo-se uma turbulência e adequadas temperaturas para a completa combustão dos gases. O excesso de ar total nesses tipos de incineradores (câmaras múltiplas) varia, dependendo do modelo e do fabricante, entre 300% e 600 % (EPA, 1990b). O sistema de alimentação é normalmente feito manualmente, abrindo-se a porta de carregamento e alimentando-se de resíduo a câmara primária. Existem, nas unidades de maior porte, sistema de carregamento mecânico.

INCINERADORES DE AR CONTROLADO

O princípio da incineração por ar controlado envolve uma combustão seqüencial desenvolvida em duas câmaras distintas. A fig. 3.14 esquematiza dois incineradores que operam baseados no princípio do ar controlado. A câmara primária, às vezes chamada de câmara de ignição, recebe os resíduos e inicia o processo com a quantidade de ar de combustão estritamente controlada, em valores abaixo da necessidade estequiométrica, ou seja, com déficit de O_2 . Três processos ocorrem na câmara primária: primeiramente, a umidade do resíduo é vaporizada; em seguida, a fração volátil do resíduo é liberada, com os gases voláteis dirigindo-se à câmara secundária; finalmente, ocorre a combustão do carbono fixo remanescente do resíduo.

Na câmara secundária, também chamada de câmara de combustão, ocorre a combustão dos gases voláteis oriundos da câmara primária sob condições de excesso de ar, que, além de visar produzir turbulência suficiente para promover uma boa mistura dos gases com o ar de combustão introduzido na câmara, acarreta uma elevação na temperatura de combustão dos gases.

Os sistemas de carregamento podem ser: contínuo (normalmente nas unidades de maior capacidade, de 225 a 1.360 kg/h), intermitentes (23 a 453 kg/h) ou por bateladas (23 a 225 kg/h). O sistema mecânico de alimentação dos resíduos é o do tipo pistão (Hopper/Ram), conforme fig. 3.15, que é empregado nos incineradores de alimentação contínua e nos incineradores intermitentes de maior porte. A remoção das cinzas também é automática no sistema contínuo (fig 3.16), no entanto nos do tipo intermitentes e por bateladas, tal remoção é feita a intervalos regulares, normalmente com freqüência diária, após o resfriamento do forno.

O controle da combustão nos incineradores de ar controlado é baseado no monitoramento contínuo da temperatura da câmara primária e da câmara secundária. Na maioria das unidades com alimentação contínua, os sistemas de injeção de ar são regulados continuamente e automaticamente para manter a temperatura de combustão desejada nas câmaras específicas. Em outros, como nos incineradores de ar controlado com alimentação por batelada ou com alimentação intermitente, o sistema de controle de nível de ar é mais simples, consistindo num controle manual, pelo qual são ajustadas as

taxas de alimentação do ar de combustão quando as temperaturas fixadas são alcançadas, ou a intervalos predeterminados.

Fig. 3.14 - Esquema de dois incineradores para RSS do tipo Ar Controlado

Fig. 3.15 - Sistema hidráulico de alimentação, tipo "Hopper-Ram"

Fig. 3.16 - Incinerador de RSS de ar controlado com remoção de cinzas automática

A técnica de incineração com ar controlado tem diversas vantagens. Limitando o ar na câmara primária abaixo das condições estequiométricas, evita-se uma rápida combustão, possibilitando condições mais estáveis e homogêneas para a combustão dos resíduos, bem como minimiza a entrada de material particulado na câmara secundária, que por sua vez seria lançado para a atmosfera (EPA, 1990b). O

controle do nível de ar de combustão individualizado para cada câmara (primária e secundária) permite manter temperaturas na câmara primária abaixo das temperaturas de liquefação e fusão da maioria dos metais, vidros e outros não combustíveis, desse modo, minimizando a formação de “clinker” e “slagging”, ao mesmo tempo que possibilita manter temperaturas elevadas na câmara secundária, dentro da faixa necessária para obter uma completa combustão dos gases voláteis sem causar dano ao material refratário do equipamento.

INCINERADORES COM FORNO ROTATIVO

Os incineradores com forno rotativo também utilizam combustão em dois estágios e têm duas câmaras de combustão, conforme pode ser observado na fig. 3.17. A câmara primária de combustão é uma câmara cilíndrica rotativa, levemente inclinada em relação ao plano horizontal, onde ocorre a vaporização da umidade e de voláteis. Na câmara secundária é completada a combustão da fase gasosa (EPA, 1990b). As duas câmaras contêm queimadores auxiliares para manter a temperatura de combustão desejada, caso o poder calorífico dos resíduos não seja suficiente.

Fig. 3.17 - Incinerador de Forno Rotativo para RSS

Usualmente, os fornos rotativos trabalham com excesso de ar nas duas câmaras. Entretanto, alguns equipamentos têm usado esquemas especiais de lacre e de injeção de ar que têm possibilitado a operação da câmara primária sob déficit do ar de

combustão, nos moldes do equipamento de ar controlado. Estes sistemas possibilitam a diminuição do tamanho do forno e reduzem o combustível auxiliar usado na câmara secundária. O sistema usual de alimentação de resíduos nestes incineradores é o do tipo contínuo através de helicoidais (auger-sizer) ou por pistão (hopper/ram). A remoção de cinzas também é feita por processo contínuo.

INCINERADORES PARA RESÍDUOS INDUSTRIAIS:

Diferentes tecnologias de incineração têm sido desenvolvidas para tratar os vários tipos e formas físicas de resíduos industriais perigosos. As mais comuns são:

INCINERADOR COM FORNO ROTATIVO

São os mais versáteis, devido ao fato de serem aplicáveis à destruição de resíduos sólidos, lamas e resíduos em contêineres, assim como os líquidos (fig. 3.18). O tempo de residência dos resíduos no forno é geralmente de 0,5 a 1,5 horas. O controle deste tempo de residência dos sólidos é feito pela velocidade de rotação do forno (normalmente de 0,5 a 1,0 revolução por minuto - OPPELT et DEMPSEY, 1987), além da taxa de alimentação de resíduos.

Fig. 3.18 - Incinerador com Forno Rotativo para RSI

INCINERADOR DE LEITO FLUIDIZADO

Diversos sistemas de leitos fluidizados são conhecidos (HOWARD, 1989), mas os dois tipos mais empregados na incineração de RI perigosos são os do tipo circulante e o borbulhante. Os dois tipos consistem em um vaso de combustão simples, revestido com refratários, parcialmente cheios com areia, alumina, carbonato de cálcio ou outro material semelhante. O ar de combustão é suprido através de um distribuidor em forma de pratos localizado na base do combustor a uma taxa suficiente para fluidizar (leito borbulhante) ou carrear o material do leito (leito circulante). No projeto de leito circulante, as velocidades do ar são maiores, e os sólidos do leito são soprados para cima, separados em ciclones, e daí retornam para a câmara de combustão (Fig. 3.19). As temperaturas de operação são normalmente mantidas na faixa de 760° a 870° C e ele requer um excesso de ar na faixa de 25 a 150% (OPPELT et DEMPSEY, 1987).

Fig. 3.19 - Câmara de Combustão de Leito Fluidizado tipo "Borbulhante" para RI

INJEÇÃO LÍQUIDA

São aplicáveis quase que exclusivamente para resíduos líquidos bombeáveis. Os resíduos líquidos são injetados através dos queimadores, atomizados em pequenas gotículas e queimados em suspensão (Fig 3.20). Para incineração de resíduos contendo alto teor de sais inorgânicos e cinzas fundíveis os do tipo vertical são os preferidos (OPPELT et DEMPSEY, 1987), enquanto que os horizontais são mais empregados com resíduos com baixo teor de cinzas.

Fig. 3.20 - Câmara de combustão de Incinerador de RI tipo Injeção Líquida

CÂMARA FIXA

Os incineradores de câmara fixa (Fig. 3.21), são também chamados de ar controlado ou pirolíticos, pois os resíduos são bombeados ou empurrados para a câmara primária e são queimados em ambiente com cerca de 50 % a 80 % do ar estequiométrico requerido (OPPELT et DEMPSEY, 1987). Os gases resultantes, que consistem basicamente de metano, etano, e outros hidrocarbonetos, monóxido de carbono e os produtos da combustão passam para a câmara secundária, onde ar adicional é injetado para completar a combustão, usando-se ou não combustível auxiliar.

Fig. 3.21 - Incinerador de Câmara Fixa para RI

3.4 SISTEMAS DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR

Na incineração de resíduos sólidos, chamamos de sistema de controle de poluição do ar ao conjunto de: equipamentos; tecnologia; operação e monitoramento de uma unidade de incineração de resíduos sólidos, que visem a minimização das emissões atmosféricas aos níveis especificados pelas normas pertinentes e aceitáveis do ponto de vista ambiental.

Os equipamentos de controle de poluição do ar são aqueles destinados exclusivamente a efetuar um tratamento das emissões atmosféricas da combustão. Podem ser agrupados em função de qual fração destas emissões visam primordialmente remover: os gases ácidos e orgânicos ou o material particulado.

Tecnologias para redução das emissões atmosféricas também fazem parte do que denominamos de sistema de controle de poluição do ar (SCPA). São técnicas empregadas na incineração de resíduos que não se utilizam de um equipamento específico ao longo do processo de tratamento dos gases. Para o controle de óxidos de nitrogênio, diversas tecnologias são empregadas (CLARKE, 1989), uma vez que os equipamentos de remoção de particulados e de gases ácidos e orgânicos não são satisfatórios para tais óxidos.

O desenvolvimento de práticas de boa combustão na incineração dos resíduos minimiza as emissões atmosféricas (SCHINDLER, 1989), ou seja, uma adequada operação do incinerador é parte integrante de um SCPA.

O monitoramento tanto das emissões atmosféricas quanto da operação do incinerador é imprescindível para a completa eficiência do SCPA, pois é através dele que se fazem os ajustes necessários nos equipamentos de tratamento de gases, nas dosagens da carga dos resíduos, etc., e se verifica a eficácia do SCPA como um todo, traduzida em termos de eficiência na remoção de cada fração das emissões atmosféricas que se quer tratar com o sistema.

REMOÇÃO DE MATERIAL PARTICULADO:

FILTROS DE MANGA

Os Filtros de Manga (Baghouse ou Fabric Filter) são equipamentos constituídos de um material densamente trançado (na sua maioria do tipo “feltrado” ou do tipo “tecido”) denominado manga, através do qual o gás é forçado a passar devido a pressões diferenciais na mesma; o material particulado é retido na superfície cilíndrica da manga (MYCOCK et alli, 1995). O gás limpo sai da mesma e é mandado para os equipamentos posteriores ou expelido para a atmosfera. O equipamento funciona como um “coador” de gás.

Num filtro de manga típico, o gás é encaminhado para uma tubulação de distribuição múltipla, onde então o gás se dirige homogeneamente aos vários compartimentos do filtro. Nesses compartimentos é que são fixadas as mangas, onde normalmente gaiolas e/ou anéis de metal são usados para uma melhor fixação. As mangas têm o formato cilíndrico (como uma manga de camisa).

Para se manter a eficiência da operação do filtro de manga e controlar a faixa tolerável de pressão na mesma, periodicamente os filtros são limpos, pois é necessário remover o particulado retido pela sua superfície (EPA, 1987). O método de remoção de particulados varia em função do tipo de filtro de manga e fatores de projeto, e possibilita a classificação dos filtros de manga de acordo com seu sistema de limpeza. Os sistemas mais usuais são: por vibração, por ar reverso, por pulsação e misto. Segundo GETZ et alli, 1991, o sistema de limpeza por ar reverso e por pulsação são os tipos usados para instalações de incineração de resíduos sólidos domiciliares, com maior frequência o último. Estes dois sistemas são detalhados abaixo.

Ar reverso:

Neste sistema de limpeza, o pó é removido das mangas pelo retorno do fluxo gasoso invertido. No caso de aplicações em altas temperaturas, um gás aquecido é utilizado para se manter a temperatura do ambiente. Filtros do tipo “tecido” são geralmente usados em conjunção com a limpeza por ar reverso: A

limpeza é efetuada por um ventilador de limpeza separado, o qual, normalmente, é muito menor do que o do sistema principal, já que apenas uma fração do total do sistema é limpa de cada vez. A taxa do fluxo do gás de limpeza é normalmente igual à do gás sujo.

Os sistemas de ar reverso, freqüentemente são compostos por compartimentos isolados. Segundo MYCOCK et alli, 1995, a razão gás/tecido usualmente empregada é menor que 4:1 (ver abaixo, parâmetros de projeto). Normalmente, o pó é retido na parte interna da manga. Esta última é aberta na sua parte inferior e fechada na superior e contém anéis para mantê-la em condições de não colapsar completamente durante o fluxo reverso. O colapso completo deverá com certeza impedir a limpeza, já que as partículas de pó serão incapazes de cair da manga para o funil de coleta. A limpeza é acompanhada tanto com, como sem flexibilidade (colapso parcial) da manga. Fluxo reverso sem flexibilidade pode ser empregado quando o pó tem grande facilidade de ser expelido das superfícies da manga. O mecanismo de limpeza por fluxo reverso com flexibilidade é esquematizado na fig. 3.22 apresentada a seguir.

Fig. 3.22 - Limpeza de FF por Ar Reverso: a) filtrando b) colapsando c) limpando

Parâmetros do sistema de limpeza por ar reverso:

Frequência: Limpa um compartimento de cada vez, seqüencialmente um após o outro. Pode ser um processo contínuo, ou ser iniciado através de sensores que indiquem a queda de pressão máxima permitida.

Movimento: Leve colapso da manga (concavidade interna) na deflação; lenta repressurização do compartimento após a conclusão do refluxo.

Modo : Fluxo normal desligado.

Duração: 1-2 min., incluindo abertura e fechamento de válvula e período de deposição do pó; o fluxo de ar reverso propriamente dito dura normalmente 10-30 seg..

Dimensões da manga: normalmente diâmetro de 20 ou 30 cm.; e comprimento de 22 ou 30 ft..

Pressão na manga: o típico é 50 - 75 lb., ponto ótimo muito variado; ajustado após início do fluxo.

Pulsação:

A limpeza por pulsação é um método que emprega, ao invés de ventiladores, equipamentos a ar comprimido de alta pressão (60 a 120 psi) , para promover um retorno de fluxo gasoso nas mangas bastante vigoroso. Este método cria uma onda de choque que caminha para baixo da manga, derrubando o pó para longe do meio filtrante. Normalmente, este método é empregado em conjunção com um meio filtrante do tipo “feltrado” e a razão gás/tecido é geralmente maior do que as do método de limpeza por vibração e por ar reverso. A duração da limpeza é menor do que a dos outros dois métodos; geralmente o pulso demora somente uma fração de segundo. O filtro de manga freqüentemente não é compartimentado quando a limpeza por pulsação é empregada. Uma série de mangas é limpa a cada intervalo do pulso. Uma armação (gaiola) é empregada dentro da manga para impedir o colapso desta.

No modo normal de operação, o gás sujo entra pela parte inferior do equipamento e caminha para as mangas. O pó é retido na parte externa da manga e o gás limpo sai através do topo da manga e do equipamento. Usualmente, a série de mangas é limpa simultaneamente através da rápida introdução de ar comprimido no topo de cada manga, sem interrupção do fluxo gasoso normal. A onda de choque, criada desse modo, expelle o pó para fora da manga caindo no funil de recepção. Uma descarga contínua do pó do funil de recepção é freqüentemente empregada. Uma configuração típica de um filtro de manga com este sistema de limpeza é mostrada na fig. 3.23.

Fig. 3.23 - Configuração típica de FF com limpeza por pulsação

Parâmetros do sistema de limpeza por pulsação:

Frequência: Usualmente uma série de mangas de cada vez, sequencialmente uma série após a outra; esta sequência pode ser de séries de mangas não adjacentes; início da limpeza pode ser disparado através de sensores da queda de pressão máxima admitida ou pode ser contínuo.

Movimento: Onda de choque com caminhamento descendente pela manga; a manga distende-se momentaneamente para fora da armação.

Modo: Fluxo normal ligado; em aplicações de difícil limpeza a utilização de compartimentos com fluxo desligado está sendo estudada.

Duração: Duração do pulso de ar comprimido (da ordem de 100 psi) é de 0,1 seg., para cada série de mangas efetivamente fora de linha.

Dimensão: normalmente diâmetro da manga de 12,5 – 15 cm.

Parâmetros de Projeto:

Razão gás/tecido: É a medida da quantia de gás que passa através de uma determinada área de tecido dos filtros de manga, ou seja, volume de gás/área de tecido. Os fatores que influenciam a razão gás/tecido incluem o sistema de limpeza, o meio filtrante, tamanho da partícula, densidade do pó e outros, conforme cada situação. Definida a razão gás/tecido, e sabendo-se o volume de gás a ser tratado, é possível estabelecer o tamanho do filtro de manga. Para cinzas volantes, segundo TILLMAN et alli, 1989, geralmente se adotam valores da razão gás/tecido em torno de 2,5 quando o sistema de limpeza é feito por ar reverso (usando-se tecido) e 5,0 quando o sistema de limpeza é feito por pulsação (usando-se feltro).

Queda de pressão: Devido ao acúmulo de pó retido no tecido das mangas, a filtração poderá ser comprometida, daí a necessidade da limpeza nas mangas. A perda de pressão do gás na passagem do meio filtrante é o indicativo da necessidade ou não da ativação do sistema de limpeza. A equação básica da lei de Darcy para fluxo de fluidos em leito poroso pode ser utilizada para prever a queda de pressão durante a operação de um filtro de manga com acumulação de pó. Quanto maior a razão gás/tecido, maior a queda de pressão.

Escolha do meio filtrante: Diversos são os materiais empregados como meio filtrante nos filtros de manga. As fibras mais comuns são de algodão, polipropileno, vidro, nylon, poliéster, acrílico, lã, Nomex (poliamida aromático), Teflon (fluorcarbono) e diversas outras fibras sintéticas patenteadas pelos seus fabricantes com nomes como “Gore-Tex”, “Rastex”, etc. A escolha de uma delas

depende das suas características em função do gás a ser filtrado; são elas: temperatura máxima de operação; resistência à corrosão, à abrasão, à tração e hidrólise, estabilidade dimensional e custo. TILLMAN et alli, 1989, diz que o material usual para aplicações em combustão são as fibras sintéticas ou as fibras de vidro, e que podem ainda ser cobertas por outro material; por exemplo: “Nomex” recoberto ainda com uma membrana de “Gore-Tex”. Nas mais recentes experiências na Alemanha (HEIMBACH, 1995), têm sido usadas nos filtros de manga dos incineradores de resíduos domiciliares fibras de “Rastex” (PTFE) em mangas de feltro com dupla camada, uma de suporte e uma membrana de cobertura, do mesmo material, mas com diâmetros de fibra diferentes. HEIMBACH, 1995, conclui que o avanço da tecnologia do meio filtrante nos filtros de manga tem muito a se desenvolver, contribuindo assim na redução dos níveis de emissão e no atendimento à demanda por um tempo de vida maior da manga, contribuição que trará benefícios práticos desde que os filtros de manga sejam corretamente projetados e construídos com os meios filtrantes mais apropriados para este fim.

PRECIPITADORES ELETROSTÁTICOS

O processo da precipitação eletrostática ocorre no espaço entre o eletrodo de descarga e a superfície de coleta, e consiste em três passos fundamentais: carregamento da partícula, coleta da partícula e remoção do pó coletado. O carregamento das partículas se dá por meio do desenvolvimento de um campo elétrico não uniforme, próximo ao sistema de eletrodos de descarga elétrica, quando uma alta voltagem é aplicada nestes eletrodos cilíndricos, normalmente fios metálicos. O campo elétrico próximo destes fios acelera os elétrons presentes no gás a velocidades suficientes para causar a ionização desse gás e, em consequência, o carregamento elétrico das partículas contidas no gás. Os eletrodos de descarga normalmente são carregados negativamente e os eletrodos de coleta são aterrados, resultando uma força na direção dos eletrodos de coleta, cuja magnitude depende da carga e do campo. Esta força provoca uma deposição das partículas carregadas no eletrodo de coleta, onde são retidas nestas superfícies através da combinação de

forças mecânicas, elétricas e moleculares. A seguir, na Fig. 3.24, pode-se ver num esquema simplificado a representação de um precipitador eletrostático.

Fig. 3.24 - Representação esquemática de um Precipitador Eletrostático

O material retido nos eletrodos de coleta pode ser removido através de sistemas de vibração ou batidas (os chamados precipitadores eletrostáticos secos), que são os sistemas mais comumente usados nos incineradores de resíduos sólidos domiciliares (TILLMAN et alli, 1989) ou através de sistemas de lavagem com sprays de água (os chamados precipitadores eletrostáticos úmidos).

A performance do precipitador depende do número de seções individuais (ou campos) instaladas. Dependendo das propriedades dos gases e do material particulado a ser coletado, um determinado campo elétrico deve ser produzido. Como estes parâmetros variam ao longo da unidade à medida que o material particulado vai sendo coletado e removido (fig. 3.25), quanto mais seccionado o equipamento, maior a possibilidade de otimização da sua eficiência. Cada campo possui suprimento de força e sistemas de controle isolados, com o fim de possibilitar o ajuste para as várias condições do gás na unidade. Para eficiências de coleta maiores que 99,99 %, pelo menos 07 (sete) campos devem ser projetados (MYCOCK et alli, 1995).

Fig. 3.25 - Esquema de Seccionalização de um Precipitador Eletrostático

Fatores de projeto

Área específica de coleta (AEC): é a medida da área do eletrodo de coleta para cada metro cúbico de gás (m^2/m^3). Valores típicos de AEC para partículas de baixa resistividade a alta resistividade variam respectivamente de 1,0 a 2,6 m^2/m^3 . Quanto maior a AEC, maior a remoção de partículas, considerando-se um mesmo gás (fig. 3.26), assim como maior será o tamanho físico do precipitador eletrostático.

Fig. 3.25 - Concentração de Particulados em função da Área Específica de Coleta (TILLMAN et alli, 1989)

Resistividade: A eficiência da coleta de um precipitador eletrostático é fortemente influenciada pela resistividade da partícula. Baixas resistividades favorecem a carga da partícula, e em consequência sua captura pelos eletrodos de coleta. Altas resistividades prejudicam esta carga, tornando as partículas quase que num isolante elétrico. A resistividade também é função da temperatura, sendo que no material particulado dos resíduos sólidos domiciliares ela se modifica significativamente na faixa de 95 a 205 °C, atingindo um pico máximo em torno dos 150 °C, decrescendo rapidamente com o aumento da temperatura (CARB - California Air Resources Board, 1984, apud TILLMAN et alli, 1989). Os precipitadores eletrostáticos usuais nos incineradores de resíduos sólidos domiciliares trabalham a uma temperatura entre 230 a 285 °C, pois, acima de 310 °C, o material pode começar a se fundir nos eletrodos.

Velocidade: Outro fator extremamente importante para a eficiência de coleta nos precipitadores eletrostáticos é a velocidade do fluxo do gás. O decréscimo da velocidade para valores entre 0,9 m/s e 1,2 m/s (metros por segundo) implica num aumento desta eficiência (CLARK, 1987, apud TILLMAN et alli, 1989).

LAVADORES ÚMIDOS

Os lavadores úmidos foram dos primeiros tipos de equipamentos de controle de poluição usados para remoção de particulados em incineradores de resíduos sólidos domiciliares. Foram mais tarde usados tanto para particulados como para remoção de gases ácidos. O mais comum deles é o do tipo de baixa pressão (GETZ et alli, 1991), usado para coleta de partículas relativamente grosseiras (5 micron), e mais recentemente o lavador venturi de alta pressão para coleta de partículas de finíssima granulometria (submicrônicas).

Atualmente são pouco usados nos EUA, sendo que na Europa os lavadores úmidos têm sido utilizados principalmente para um “refinamento” no gás previamente limpo, quando lavadores spray do tipo torre, utilizando-se de um fluxo de contracorrente, maximizam o contato partícula/líquido, melhorando os níveis de

remoção de poluentes remanescentes, tanto gases ácidos como particulados, especialmente o HgCl_2 . (MAYER-SCHWINNING et LAIBOLD, 1989)

Segundo PEREIRA, 1993, para dimensionamento e até mesmo escolha de um lavador úmido deve-se levar em consideração: as características do material particulado, especialmente a sua dimensão, pois é ela que determina o nível de atomização requerido para o líquido; a concentração do material particulado no gás a ser tratado; a solubilidade do líquido de lavagem; a reatividade química; a corrosividade (para gases ácidos) e abrasividade do material (alguns componentes do material particulado); propriedades físico-químicas do gás carreador; características do gás de lavagem; e características do projeto do lavador.

INJEÇÃO DE ADSORVENTE SECO -(DSI -Dry Sorbent Injection)

A injeção de adsorvente seco trata-se de uma técnica que visa primordialmente a redução de gases ácidos (vide a seguir), no entanto, tem proporcionado substancial redução na emissão de mercúrio quando utilizado Na_2S ou carbono ativado como adsorvente no processo de injeção (GETZ et alli, 1991).

REMOÇÃO DE GASES ÁCIDOS

LAVADORES ÚMIDOS

Os lavadores úmidos são raramente usados nos EUA (vide Quadro 3.8) visando remoção de gases ácidos (GETZ et alli, 1991). Faz-se algum uso deles em unidades pequenas (EPA, 1987) e também em incineradores de resíduos industriais. Já na Europa e Japão, seu emprego é mais usual na remoção de gases ácidos, especialmente o HCl e HF , sendo obtido um bom nível de eficiência. No entanto, sua eficiência na remoção de SO_2 é muito baixa, utilizando-se para tal o SDA ou DSI. (ELLISON, 1989).

Esta tecnologia tem limitações com relação ao seu alto custo de manutenção, devido à deposição de sólidos no reator, formação de pluma de vapor no fluxo gasoso e produção de resíduo líquido. O problema da deposição de sólidos

pode ser mitigado com o uso de um equipamento de remoção de particulados antecedendo o lavador; o problema da pluma de vapor pode ser contornado através de um reaquecimento do fluxo gasoso; os resíduos líquidos devem ter um tratamento e um manejo adequados às suas características. Em unidades onde os lavadores resfriam o fluxo gasoso até o ponto de saturação ou abaixo dele, têm-se observado altas taxas de remoção de metais, sais e dioxinas, especialmente em incineradores de resíduos industriais (TILLMAN et alli, 1989).

PULVERIZADOR DE ABSORVENTE SECO (Spray Dry Absorber-SDA)

O pulverizador de absorvente seco tem sido usado alternativamente aos lavadores no controle de gases ácidos. Este equipamento, também conhecido como lavador semi-seco, é formado por um reator (normalmente de formato cilíndrico) onde ocorrem as reações com os gases ácidos, um silo de armazenagem do absorvente, normalmente cal (CaO), e o tanque de preparo da lama de absorvente, onde é adicionada água e feita uma homogeneização da mistura.

Os gases entram no reator, onde a lama de cal, vinda do tanque de preparo, é atomizada pelo pulverizador. O absorvente pulverizado, em função do seu rápido movimento radial e espiral, conduz a um íntimo contato com o fluxo gasoso. A absorção do gás ocorre a uma alta velocidade de reação, primeiro numa fase líquida e depois na fase seca, com o simultâneo esfriamento do fluxo gasoso devido à evaporação da água. Segundo KROLL, 1986, apud TILLMAN et alli, 1989, o tempo de residência do gás nestes reatores varia de 10 a 12 seg e o absorvente reage com os gases ácidos do fluxo gasoso, da seguinte forma:

Há dois tipos de lavadores semi-seco que são comumente utilizados nos incineradores de resíduos sólidos domiciliares:

Pulverizador rotativo: é o sistema mais empregado, no qual a lama de cal é atomizada utilizando-se um disco rotativo (cerca de 20.000 rpm), na parte superior

do reator, através do qual se forma uma névoa de gotas finas no reator devido à conjugação de forças centrífugas e de cisalhamento.

Dual-fluid nozzles (bico de duplo fluido): onde a lama de cal é pulverizada através da utilização de outro fluido (ar ou vapor) a alta pressão que provoca a atomização do absorvente numa fina névoa de pequenas gotículas.

As variáveis de projeto de lavador semi-seco incluem diversos fatores entre os quais: o sistema de atomização, pois define o tipo de reator a ser utilizado; a faixa de concentrações dos gases ácidos na entrada do reator; e a concentração de saída desejada, pois em função destes parâmetros é que se irá determinar a razão entre reagente/gás ácido (Ca/S e Ca/Cl) a ser utilizada, levando-se também em consideração a aproximação da temperatura adiabática de saturação em que irá trabalhar o reator, pois quanto mais próximo da temperatura de saturação atua o sistema, maior a eficiência de remoção (MYCOCK et alli, 1995).

Este controle da temperatura se dá através da maior ou menor utilização de água no preparo da lama de sorvente, ou seja, o sistema de preparação do sorvente é uma variável importante no projeto do pulverizador, pois a água atua no resfriamento do fluxo gasoso. Outra importante variável de projeto é a intensidade do by-pass do fluxo gasoso, para reaquecimento do gás na saída do reator, bem como o projeto do sistema de coleta de particulado posterior ao reator, pois a complementação da remoção (reação) dos gases ácidos ocorre nos Filtros de Manga. Cerca de 8 a 12 % da remoção de SO_2 ocorre nos filtros de manga, segundo MORASKY, 1977, apud TILLMAN et alli, 1989.

INJEÇÃO DE ADSORVENTE SECO -(DSI - Dry Sorbent Injection)

É uma tecnologia bastante importante no que se refere aos sistemas de controle de poluição, e vem sendo empregada em incineradores de leito fluidizado desde o final dos anos 70 na Europa e no Japão, e em incineradores convencionais a partir do final dos anos 80 (WHITE, 1989). Este processo é similar ao sistema de pulverizador de absorvente seco (SDA); no entanto, não há necessidade de preparar uma “lama” com o adsorvente, nem de dispor de um reator específico para o

processo. O adsorvente seco é injetado ou na zona de combustão (ou seja, na fornalha), ou logo na saída da caldeira, ou ainda no duto entre a caldeira e os equipamentos específicos de remoção de particulados, sendo respectivamente chamadas de injeção a alta (de 760 a 1100 °C), média (de 200 a 315 °C) e baixa temperatura (< 150 °C) (WHITE,1989).

O adsorvente seco é normalmente injetado através de um sistema de carregamento pneumático. Em incineradores do tipo RDF, o adsorvente é introduzido juntamente com a alimentação de RDF. A cal hidratada (Ca(OH)_2) ou o bicarbonato de sódio (NaHCO_3) são os adsorventes mais utilizados em todos os sistemas de injeção, com um maior emprego nos sistemas de injeção a alta e média temperatura; cal virgem (CaO) ou Carbonato de Cálcio (CaCO_3) tem sido usados apenas em sistemas de injeção na fornalha (alta temperatura) (GETZ et alli,1991).

REMOÇÃO DE ÓXIDOS DE NITROGÊNIO

LAVADOR ÚMIDO - (WS - Wet Scrubber)

É uma tecnologia que tem sido usada somente na Europa (GETZ et alli, 1991). Seu custo é muito elevado e vem apresentando falhas e dificuldades operacionais (ELLISON, 1989). Consiste num processo de oxidação/absorção, em que NaClO_2 é adicionado no reator, visando a oxidação do gás NO para NO_2 , o qual pode ser parcialmente removido através de absorção durante a operação do lavador úmido (LEMANN, 1987, apud ELLISON, 1989).

REDUÇÃO NÃO CATALIZADA (Selective Non-Catalytic Reduction-SNCR)

Também chamada de “Termal DeNOx”, é uma tecnologia em que é injetada amônia (NH_3) dentro da fornalha, a uma razão que pode variar de 2:1 a 3:1 de NH_3 por NO, através de grandes jatos posicionados nas paredes da fornalha em locais onde a temperatura esteja entre 850° C a 1.000° C (CLARKE, 1989), possibilitando então a redução do NO em N_2 e vapor de água. Com temperaturas acima desta faixa ocorre a formação de maior quantidade de NO, pois a amônia oxida-se em NO e N_2 (ELLISON, 1989).

A quantidade de NH_3 injetada é controlada em função da concentração de NO_x nos gases de saída. Em instalações que usam lavadores úmidos, o processo pode ter sua eficiência aumentada se operado com uma elevada taxa de NH_3/NO_x em relação à necessidade estequiométrica, já que é possível recuperar o excesso de amônia do líquido de lavagem e reutilizá-la no processo.

Além do uso da amônia como agente químico, outros agentes, como uma solução de uréia ou amônia aquosa, podem ser aplicados na SNCR. Quando as condições de combustão são mantidas sob controle, e as flutuações da temperatura e de oxigênio são mantidas ao mínimo, tem-se a maximização da eficiência de remoção de NO_x .

LYON, 1987, alerta sobre a possibilidade de formação nos gases de combustão de NH_4Cl , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e também NH_4HSO_4 , dependendo das condições de operação do incinerador. Uma boa operação, principalmente no controle de temperatura de todo o processo, possibilita uma remoção de NO_x da ordem de 70%.

REDUÇÃO CATALIZADA (Selective Catalytic Reduction - SCR)

É um sistema que também utiliza amônia como agente redutor; no entanto, ao invés de ser feita na fornalha, sua injeção se dá no fluxo gasoso, normalmente após a passagem pelos equipamentos de remoção de particulados, a uma temperatura entre 570°F e 750°F , normalmente obtida através de um reaquecimento dos gases (CLARKE, 1989). Após a injeção, passa por um sistema que propicia uma intensa mistura da amônia com os gases e posteriormente segue ao reator catalítico, onde ferro, cobre, níquel, molibidênio, cobalto ou vanádio constituem o leito catalítico, podendo adotar diversas formas (em placas, favos, anéis, tubos, "pellets", etc.) visando catalisar a reação de redução pela amônia do NO em N_2 e vapor de água. Cada combinação entre forma e tipo de catalisador tem vantagens e desvantagens que devem ser observadas. A tecnologia de SCR é capaz de obter uma eficiência de remoção similar à da SNCR usando menos da metade da amônia. Apesar de apresentar alguns problemas operacionais, é a melhor tecnologia existente para remoção de NO_x . Entretanto, seu custo ainda torna seu uso bastante restrito, sendo pouco usada em incineradores de RSD (GETZ et alli, 1991).

GAS BURNING

Este processo envolve a queima de gás natural em combinação com um baixo nível de excesso de ar na fornalha durante a incineração do resíduo. Segundo GETZ et alli, 1991, é uma tecnologia que está sendo usada somente a nível de testes, com uma limitada experiência quanto a sua operação.

RECIRCULAÇÃO DO GÁS

Tecnologia que consiste em fazer o gás da saída do incinerador, que contém os produtos da combustão e apresenta baixa concentração de oxigênio, retornar para dentro da fornalha, através da sua recirculação. A eficiência que se tem obtido é baixa (cerca de 25%), tornando o custo/benefício muito elevado, além de uma perda na eficiência térmica do processo. Segundo GETZ et alli, 1991, apenas uma empresa nos EUA, fabricante de pequenos incineradores de resíduos domiciliares por ar controlado, tem utilizado com certa frequência esta tecnologia.

MONITORAMENTO CONTÍNUO DE EMISSÕES - (CEM)

O monitoramento contínuo das emissões dos incineradores é parte integrante de um Sistema de Controle de Poluição do Ar (SCPA). O sistema de monitoramento contínuo (CEM - Continuous Emissions Monitoring) deve ser instalado e equipado para medir e gravar os seguintes parâmetros, segundo a CCREM, 1991: opacidade; oxigênio; monóxido de carbono; ácido clorídrico; e temperatura. Os monitores devem ser capazes de sinalizar uma operação insatisfatória de tal forma que possibilite uma ação corretiva ou o desligamento do incinerador.

O monitor de opacidade deve ser equipado com alarmes visuais e sonoros, disparados conforme limites estabelecidos na legislação específica, sendo que a média horária dos dados de opacidade deve ser totalizada a partir de medidas tomadas a cada 10 seg. (CCREM, 1991). O monitor de opacidade deve estar localizado no ponto que melhor represente a opacidade da fumaça da chaminé.

O monitor de ácido clorídrico deve ter configuração semelhante (com alarmes) e deve ser conectado diretamente com o sistema de alimentação de reagente dos equipamentos de remoção de gases ácidos, para propiciar um controle automático do processo.

Os locais de amostragem do gás para o monitoramento de oxigênio e monóxido de carbono devem prover uma amostra representativa do perfil do gás. Testes devem ser efetuados para determinar o adequado local de amostragem. Normalmente, monóxido de carbono e oxigênio são medidos depois da caldeira, devido a problemas de acondicionamento do gás (temperatura). O monitor contínuo de monóxido de carbono deve ativar um alarme visual e sonoro quando por quatro horas a concentração média de monóxido de carbono exceder a recomendação especificada. Deve fornecer a média de quatro valores a cada hora, sendo cada um deles correspondente à média de coletas com não menos do que 3 minutos a cada quinze minutos (CCREM, 1991). As médias corridas para quatro horas são calculadas destes dados. O monitor contínuo de oxigênio também deve ter alarme visual e sonoro acionado se o nível de oxigênio recua abaixo da faixa de oxigênio recomendada. Os monitores de oxigênio devem fornecer a leitura média a cada minuto baseada numa frequência de análise a cada cinco segundos ou menos.

Alarmes visuais e sonoros devem ser disparados a uma significativa variação de temperatura ($\pm 20^{\circ}\text{C}$), medida ao final da zona de residência projetada. Tanto a temperatura na zona de combustão como na entrada dos filtros de manga devem ter dados totalizados como média horária das medidas tomadas a cada 10 seg (CCREM, 1991).

O sistema de Monitoramento Contínuo de Emissões (CEM) deve estar conectado a um Sistema de Controle Automático de Operação do Incinerador. As instalações devem ser equipadas para suprimir automaticamente a alimentação de resíduos sempre que os parâmetros de operação se desviem do especificado. No caso de a temperatura recuar abaixo de 1000°C (CCREM, 1991), o sistema de controle deve ser capaz de ativar o queimador auxiliar, seguido do corte da alimentação se o queimador auxiliar fracassar em reestabelecer a temperatura de combustão requerida. O sistema de controle automático supõe-se conectado a todos os instrumentos de

monitoramento contínuo, necessários para permitir a execução destas funções. Os sistemas de monitoramento de processos para incineradores devem ser suficientes para assegurar que os requisitos estabelecidos pelas legislações pertinentes estão sendo encontrados consistentemente.

Os monitores podem requerer manutenção e reparos mais freqüentemente do que os equipamentos de incineração; o fator de disponibilidade mensal recomendado para todos os monitores (tempo de efetivo funcionamento) é de no mínimo 95%.

Denomina-se de “LINK” ao sistema que possibilita que os dados do sistema de monitoramento contínuo de emissões (CEM) sejam conectados “on-line” com a agência reguladora para fins de fiscalização das emissões.

CONSIDERAÇÕES GERAIS

Sinteticamente, para fins de classificação, podemos agrupar os equipamentos e/ou tecnologias em função de qual fração das emissões atmosféricas visam primordialmente remover. Podem ser para: controle de particulados; controle de gases ácidos e orgânicos; controle de óxidos de nitrogênio. Já é possível, com a tecnologia/equipamentos existentes, obter-se altas remoções de particulados e SOx . No caso da remoção de NOx, mesmo o que existe de mais moderno e viável em SCPA's vem apresentando uma baixa eficiência. O Quadro 3.7 sintetiza os principais equipamentos e tecnologias existentes nos SCPA atualmente em uso, bem como mostra sucintamente algumas características dos mesmos.

A evolução nos equipamentos/tecnologias de controle de poluição do ar tomou um impulso muito rápido nos últimos anos em função da edição, em diversos países, de legislações e normas cada vez mais rigorosas no que se refere aos padrões de emissão para novos incineradores. Para os incineradores já existentes, os que já operavam, tais normas contemplaram padrões menos rígidos, fornecendo prazos para a readequação dos seus SCPA's.

Quadro 3.7 - Síntese dos Equipamentos e Tecnologias de SCPA's para RSD

	EQUIP. DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR	OBSERVAÇÕES SOBRE O EQUIPAMENTO
CONTROLE DE PARTICULADOS	ESP (eletrostatic precipitator) (precipitador eletrostático)	é o mais tradicional sistema, não é permitido p/ novas instalações >250 tpd
	FF (fabric filter) (filtro de manga)	dois tipos básicos: pulse - jet e reverse air cleaning usados em conjunto com SDA, Precoating, DSI ou water-quench process é o equipamento recomendado pela EPA
	WS (wet scrubber) (lavador úmido)	é raramente usado nos EUA, no entanto foi um dos primeiros tipos de equipamento de controle da poluição do ar.
	DSI (dry sorbent injection) (injeção de sorvente)	usado p/ redução de mercúrio (injeção de Na ₂ S ou injeção de carvão ativado). uso conjunto com SDA / FF.
CONTROLE DE GASES ÁCIDOS E ORGÂNICOS	S (scrubber) (lavador)	pouco usado, ainda é contemplado para pequenas capacidades (<250 tpd). tecnologia p/ instal. velhas onde exista apenas ESP, pois tem custo baixo remoção de 99% HCl e >90% de SO ₂
	SDA (spray dry scrubber (pulveriz. de absorvente seco)	é o aconselhado pela EPA p/ grandes instalações, seguido de um FF. é usado cal p/ neutralizar gases ácidos
	DSI (dry sorbent injection) (injeção de sorvente)	sorvente é injetado na zona de combustão (fornalha, na saída ou pouco antes do apar. contr. partic., uso de cal ou soda cáustica, remoção 50% de HCl e SO ₂ , com inj. seguida de ESP, e de 90% de HCl e 50% SO ₂ usando FF.
	CHE (condensing heat exchanger) (troca de calor c/ condensação)	gás é resfriado abaixo do ponto de orvalho, passando antes pelo apar. de partic., água e HCl são parcialmente condensados, remoção de 75% HCl e 40% partic., em fase experimental em três unidades.
CONTROLE DE ÓXIDOS DE NITROGÊNIO (NOx)	GAS BURNING (queima c/ gás natural)	possibilita o uso de baixo excesso de ar durante a combustão, uso a nível experimental, perspectivas limitadas
	WS (wet scrubber) (lavador úmido)	é usado na Europa, mas vem apresentando falhas e dificuldades operacionais
	FLUE-GAS RECIRCULATED (recirculação dos gases finais)	uso limitado, apenas uma empresa utiliza, perda de eficiência termal
	WATER INJECTION (injeção de água)	apresenta baixa eficiência (10 a 20%), reduz eficiência termal
	SCR (sel. catalytic NOx reduc. sistem) (sist. red. seletiva catalítica NOx)	apresenta alta remoção (70 a 85%) mas não está sendo usado em incin. mun. devido ao custo, adicionalmente, o catalisador é potencialmente sujeito a interferências pelo HCl
	SNCR (sel. non-catalytic NOx red. sist.) (sist. red. selet. não catalit. NOx)	tecnologia básica EPA p/ controle de NOx, amônia ou ureia são injetadas numa zona de temp. ótima (1600 a 2000 F) e NOx é reduzido a N ₂ e H ₂ , apresenta remoção de 40 a 75%, obrigatório p/ novas instal. >250 tpd
fonte: GETZ et al, 1991 CLARKE, 1989 ELLISON, 1989 org.: GRIPP, W. G. LYON, 1987 WHITE, 1989 EPA, 1987		

Os padrões de emissão costumam ter diferentes valores também em função da capacidade da instalação; nos EUA, por exemplo, unidades com capacidade maior que 250 ton/dia recebem um tratamento, em relação aos seus padrões de emissão, distinto das unidades menores que 250 ton/dia. No caso de um novo incinerador e para essas denominadas grandes unidades, é obrigatório o uso do SCPA constituído de pelo menos o Spray Dry Absorber (SDA - pulverizador seco de

2

5

4. ASPECTOS AMBIENTAIS

4.1 OS POLUENTES E A INCINERAÇÃO

A atividade antrópica, na sua atual forma de apropriação e degradação indiscriminada dos recursos naturais, vem provocando desequilíbrios ecológicos onde quer que se desenvolva. Estes desequilíbrios podem ser atestados através do monitoramento de diversos parâmetros ambientais, entre eles a concentração de determinados contaminantes num ecossistema específico.

O ar atmosférico limpo, por exemplo, é composto por diversos gases com variadas concentrações, em função principalmente do nível atmosférico considerado (troposfera, estratosfera, etc.). Alterações nas suas concentrações naturais acarretam diversos problemas ambientais, inclusive no que se refere à saúde humana. A variação na concentração de alguns gases de um ar limpo e de um ar poluído de áreas urbanas está indicada no quadro 4.1 abaixo, demonstrando a existência de forte interferência antrópica na qualidade destes parâmetros ambientais.

Quadro 4.1 - Variação na Concentração de Componentes da Atmosfera

CONCENT. DE ALGUNS COMPOSTOS NA ATMOSFERA (em ppm)		
Composto	Ar Limpo	Ar Poluído-Urbano
SO ₂	1,0 - 10,0	20 - 200
CO	120	nd
NO	0,01 - 0,05	50 - 750
NO ₂	0,1 - 5,0	50 - 250
O ₃	20 - 80	100 - 500
HNO ₃	0,02 - 0,3	3,0 - 50,0
NH ₃	1.0	10,0 - 25,0
fonte: SEINFELD, 1986 nd - não disponível		

A poluição atmosférica, normalmente oriunda de emissões antrópicas e definida como sendo o excesso na concentração de determinados compostos

existentes na atmosfera, vem causando efeitos adversos tanto no ambiente quanto na saúde humana, conforme sintetizado no quadro 4.2 a seguir.

Quadro 4.2 - Implicações Ambientais da Poluição Atmosférica

POLUENTES ATMOSFÉRICOS E SEUS EFEITOS		
POLUENTE	EFEITOS NO AMBIENTE	EFEITOS NA SAÚDE HUMANA
CO₂	responsável por 55% do aquecimento global	não tóxico
CO	concentrações 50 a 100 vezes maiores em áreas urbanas que a média global	prejudica oxigenação das células; uma exposição intensa pode provocar a morte
SO_x	é fitotóxico, provoca corrosão em materiais; componente da chuva ácida, pois acidifica-se facilmente	causa problemas nas vias respiratórias e cardiovasculares
NO_x	comp. chuva ácida, com hidrocarbonetos, O ₂ e luz (reação fotoquímica), produz ozônio, formando o chamado "smog", que é fitotóxico.	problemas respiratórios e enfisema pulmonar após longas exposições, "smog" provoca irritação nos olhos e também nos pulmões.
HIDROCARB.	o metano é responsável por 15% do aquecimento global, outros hidrocarbonos sofrem reação fotoquímica e participam na produção de "smog"	alguns hidrocarbonetos como o benzeno por exemplo são cancerígenos, diversos outros causam os mais variados sintomas e problemas de saúde
OZÔNIO	na baixa atmosfera contribui com aquecimento global, oxidante de materiais (borracha), participa do "smog"	dificuldades respiratórias (edema pulmonar) irritação nos olhos (associado ao "smog")
MAT. PART.	redução da visibilidade, da radiação solar, provoca modificações na físico-química da atmosfera, associado ao transporte de metais pesados	longas exposições causam bronquite crônica, deficiência respir., aumento na mortalidade; de acordo c/ sua fonte causa problemas inerentes ao mat. transp.
CFC	responsável por 24% do aquecimento global e destruição da camada de ozônio	indiretamente aumenta a incidência de câncer na pele, pois a diminuição da camada de ozônio aumenta a incidência de raios ultra violeta
fontes: SELKE, 1994 SEINFELD, 1986		org.: GRIPP, W. G.

Tais emissões atmosféricas são intensas principalmente em áreas com maior grau de desenvolvimento sócio-econômico. No quadro 4.3 é possível observar a grande quantidade de emissões gasosas geradas apenas nos EUA, relativamente ao ano de 1970 e 1990, distribuídas por fonte de geração; onde no item Disposição de Resíduos Sólidos está incluída a incineração de RSD. Além destes compostos mais usuais, todas estas fontes de emissões gasosas indicadas no quadro 4.3, também produzem e emitem, em maior ou menor nível, os chamados elementos "traço", cujas quantidades emitidas, mesmo sendo bastante reduzidas, geram grandes preocupações ambientais e de saúde pública. Dentre estes elementos "traço" é que estão inseridos,

por exemplo, diversos metais pesados (associados ao material particulado das emissões atmosféricas) e compostos organoclorados, que contaminam o meio ambiente e estão relacionados a diversas moléstias no ser humano, inclusive as de características cancerígenas.

Quadro 4.3 - Quantidade de emissões gasosas por fonte de geração

EMISSIONES GASOSAS NOS E. U. A. (10 ⁶ ton/ano)				
FONTE	CO	SOX	NOX	HIDROC.
Gerad. Energia Estacion.	0,8	26,5	10,0	0,6
Transporte	111,0	1,0	11,7	19,5
Processos Industriais	11,4	6,0	0,2	5,5
Dispos. Resíduos Sólidos	7,2	0,1	0,4	2,0
Queima de Agrícolas	13,8	0,1	0,3	2,8
Outros	3,0	0,3	0,1	4,4
Total	147,2	34,0	22,7	34,8
fontes: STERN, 1976 - ref. ano 1970				

Com relação aos metais, vale salientar que o organismo humano necessita de vários deles, desde que em níveis adequados, para possibilitar o desenvolvimento de uma atividade biológica e metabólica satisfatória. Mesmo para metais não essenciais, o organismo os tolera até um determinado nível sem causar dano à saúde. O quadro 4.4 indica alguns metais essenciais e sua função no organismo.

Quadro 4.4 - Metais Essenciais Para a Vida Humana e suas Funções no Organismo

<i>Manganês:</i> ativação de enzimas, envolvido na utilização da glicose
<i>Ferro:</i> sistema sanguíneo, produção de hemoglobina
<i>Cobalto:</i> Auxiliar na formação da hemoglobina e ativador de enzimas
<i>Cobre:</i> encontrado em enzimas capazes de carregar oxigênio
<i>Zinco:</i> atua a nível enzimático, conc. 100 vezes maior que a do cobre no organismo
<i>Molibdênio:</i> transferência de elétron e fixação de nitrogênio

Nas figs. 4.1 e 4.2, gráficos ilustrativos indicam o nível de atividade biológica do homem em função respectivamente da concentração de metais essenciais e não essenciais no organismo humano.

Fig. 4.1 - Nível de Atividade Biológica p/ Metais Essenciais

Fig. 4.2 - Nível de Atividade p/ Metais não Essenciais

Observa-se que tanto os metais denominados essenciais como os não essenciais, quando em excesso no organismo, prejudicam a atividade biológica, passando a ser considerados tóxicos ao ser humano a partir de uma determinada concentração. Uma descrição sucinta dos danos à saúde causados por alguns metais quando em concentrações consideradas tóxicas é mostrada no quadro 4.5.

Dentre os metais listados no quadro 4.5, mercúrio, chumbo e cádmio são os que causam grandes preocupações, devido às suas características físico-químicas, associadas ao seu grau de toxicidade e às quantidades geradas nas mais diversas fontes. Por exemplo, com relação ao chumbo, a maior fração das emissões totais de chumbo é oriunda de emissões atmosféricas, cujas quantidades emitidas, referentes à 1975, nos EUA (antes do programa de retirada do chumbo como aditivo da gasolina), estão indicadas no quadro 4.6.

Quadro 4.5 - Os Metais e a Saúde Humana

Arsênico: Lesões gastrointestinais, de fígado, pele e tecido nervoso. é retido por longos períodos. Risco de câncer de fígado, pulmão e bexiga.

Berílio: Alta retenção, causando pneumonites, tensões cardíacas e doenças do coração. É carcinogênico em animais, provavelmente é carcinogênico em humanos.

Cádmio: Absorção entre 13 e 19% através da inalação e entre 5 e 7% na ingestão. Sua meia-vida biológica em humanos é aproximadamente de 18 anos no rim e 6 anos no fígado. Acarreta efisema pulmonar, deficiência renal, hipertensão quando associado ao zinco, osteoporose, anemia e altera o metabolismo normal do organismo. É carcinogênico em alguns animais, e provavelmente carcinogênico em humanos, mas não há informações suficientes se é mutagênico ou teratogênico em humanos.

Cobre: Absorção depende do sinergismo com outros metais (Zn, Fe, Mo, Ca), provoca deficiência na atividade enzimática, com acumulação no fígado.

Chumbo: Afeta a permeabilidade da membrana dos rins, fígado e células do cérebro, ou reduzindo seu funcionamento ou quebrando esses tecidos. É um veneno acumulativo. É carcinogênico em alguns animais e provavelmente é carcinogênico em humanos.

Mercúrio: A inalação de vapor de mercúrio inorgânico provoca tosse, úlcera, diarreia, tremores, parada respiratória, podendo levar à morte. A ingestão de sais de mercúrio provoca insuficiência renal, prejuízos ao sistema nervoso central, diminuição da memória, aumento da fadiga, problemas vasculares. Os compostos orgânicos de mercúrio provocam distúrbios sensoriais, diminuição do campo de visão, perda da audição, distúrbios mentais, com lesões no córtex cerebral. Sais de mercúrio têm meia vida em humanos de 70 a 76 dias, já o vapor de mercúrio e seus derivados orgânicos têm meia vida muito longa no cérebro, sendo considerado acumulativo.

Molibdênio: Nocivo a várias espécies animais, não existem relatos sobre sua ação tóxica no homem.

Níquel: O pó de refinarias de níquel é carcinogênico nos trabalhadores expostos. Para outras formas de exposição não há informações disponíveis se é carcinogênico. Provoca infecções crônicas do trato respiratório e dermatites.

Prata: Descoloração da pele e do tecido ocular através do contato. Baixa absorção quando é ingerido, devido a sua pouca solubilidade.

Zinco: Afeta o metabolismo humano.

Fontes: TRAVIS et COOK, 1990; HARRISON et LAXEN, 1981; SEINFELD, 1986; SCHAUB, 1993; STERN, 1976; HUTZINGER, 1980
org.: GRIPP, W. G.

Quadro 4.6 - Emissões Atmosféricas de Chumbo

EMIÇÃO ATMOSFÉRICA DE CHUMBO ESTADOS UNIDOS - 1975 (em ton)	
Fonte	Qtde
Combustão Gasolina	140.900
Dispos.de Resíduo de Oleos	5.480
Fundição Cobre Primário	1.450
Incineração Resíduos Sólidos	1.290
Produção Ferro e Aço	1.190
Produção de Chumbo (Alkyl)	1.100
Outros	4.470
Total	155.880
fonte: HARRISON et LAXEN, 1981	

Já com relação ao mercúrio, dentre as fontes antropogênicas globais conhecidas de mercúrio, as emissões atmosféricas contribuem com cerca de 20% das emissões totais, conforme pode ser observado no quadro 4.7 abaixo.

Quadro 4.7 - Emissões de Mercúrio

FONTES ANTROPOGÊNICAS GLOBAIS DE Hg			
em ton/ano (valores médios)			
Fonte		Qtde	Totais
EMIS. ATMOSF.	Combustão do Carvão	2.080	
	Incin.de RSU e Lodo Esg.	1.160	
	Combustão de Madeira	180	
	Produção de Pb/Cu/Ni	135	
Total Emissões Atmosf.			3.555
Total Emissões em Águas			4385
Total Emissões no Solo			9.030
Total de Emissões Globais			16.970
fonte: SCHAUB (1993)			

A incineração de resíduos sólidos urbanos produz, ao longo do seu processo, diversos compostos nocivos ao ambiente. Além dos poluentes inerentes a qualquer processo de combustão (CO_2 , CO, SO_x , NO_x , etc..), outros resíduos como metais pesados (HAM et alli, 1992), hidrocarbonetos, organoclorados, etc, são gerados durante o processo, ou por não serem eliminados durante a incineração (como no caso dos metais pesados) ou por se formarem durante a própria incineração através de precursores existentes no combustível (como no caso de certos organoclorados).

No caso dos metais pesados, eles estão distribuídos por todas as frações dos resíduos, e não apenas nos materiais metálicos, ou seja, ao se incinerarem papéis, plásticos, jornais, etc., estão-se liberando também os metais pesados existentes nestas

frações. O quadro 4.8 mostra, em %, a distribuição dos metais contidos nas frações de resíduos sólidos domiciliares da Suécia. Diversos metais tóxicos, como cádmio, chumbo e mercúrio são encontrados em maior ou menor quantidade, ao longo de todos os componentes dos resíduos.

Quadro 4.8 - Existência de Metais Pesados nas Diversas Frações dos RSD.

DISTRIBUIÇÃO DOS METAIS CONTIDOS NAS FRAÇÕES DE R. S. D. (em %)									
Fração	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
plástico	26	1	5	2	10	1	1	5	1
papel	4	5	7	11	13	18	3	3	11
matéria animal	1	1	1	1	2	1	1	1	1
matéria vegetal	2	1	2	3	6	4	3	2	4
tecido	1	1	1	2	4	1	1	1	1
borracha e couro	4	1	42	1	3	1	1	2	9
metais	60	88	44	22	60	74	87	85	68
miscelanea	3	4	3	63	3	4	6	4	6

fonte: TILLMAN et alli, 1989

Produtos específicos também geram grandes quantidades destes metais nos RSD. Um exemplo é apresentado no quadro 4.9, onde constam as quantidades de Pb, Cd e Hg por fonte de geração, ocorrida em 1970 e em 1986 nos EUA, e a estimativa para o ano 2000; pode ser observada uma redução na geração de Hg, em função de existência de programas com esta finalidade.

Quadro 4.9 - Fonte e geração de Pb, Hg e Cd nos RSD dos EUA

	FONTE	1970	1986	2000
CHUMBO NOS RSD DOS EUA (em ton)	baterias ácidas (auto)	83.525	138.043	181.546
	equip. eletrônicos	12.233	58.536	85.032
	vidro e cerâmica	3.365	7.956	8.910
	plásticos	1.613	3.577	3.228
	vasilhames soldados	24.117	2.052	787
	pigmentos	27.020	1.131	682
	outros	12.567	2.537	1.701
	total	164.440	213.832	281.886
MERCÚRIO NOS RSD DOS EUA (em ton)	baterias caseiras	310,8	621,2	98,5
	lâmpada fluorescente	19,1	26,7	40,9
	resíduos de tintas	30,2	18,2	0,5
	termômetros	12,2	16,3	16,8
	equip. eletrônicos	7,8	11,6	12,2
	pigmentos	32,3	10,0	1,5
	outros	9,4	5,0	2,3
	total	421,8	709,0	172,7
CADMIO NOS RSD DOS EUA (em ton)	baterias caseiras	53	930	2.035
	plásticos	342	502	380
	equip. eletrônicos	571	161	67
	pigmentos	79	70	93
	vidro e cerâmica	32	29	37
	outros	119	96	68
	total	1.196	1.788	2.680

fonte: EPA, 1997

Muitos outros componentes dos resíduos sólidos urbanos são extremamente perigosos, sem receberem a devida percepção pela população, talvez pela própria aparência inofensiva; no entanto, acarretam problemas ambientais sérios quando da sua disposição ou incineração. O quadro 4.10 relaciona de maneira qualitativa tais resíduos e seus constituintes considerados perigosos.

Quadro 4.10 - Componentes dos RSD e seus constituintes perigosos

COMPONENTES PERIGOSOS DOS R.S.D.											
Componente	Cd	Hg	Ni	Pb	Zn/Cr	Básicos	Ácidos	Solven.	Org.Halog.	Der.Alcatrão	Outros Quím.
Baterias	x	x	x	x			x				
Biocidas								x	x		
Limpadores						x	x	x			
Cosméticos											x
Detergentes											x
Lamp. Fluor.		x									
Remédios											x
Tintas e Vern.	x			x	x		x	x		x	
Remov. Tintas						x		x	x		
Anticorrosivos				x	x			x	x		
Termômetros		x									
Pres. Madeira								x	x	x	

fonte: BUEKENS, 1989

Os metais pesados, os componentes perigosos existentes nos resíduos, os compostos resultantes da própria combustão, os organoclorados que se formam durante a queima e diversos outros resíduos considerados subprodutos do processo de incineração, que podem vir a ser considerados poluentes, podem ser gerados e/ou emitidos ao longo de cada uma das etapas da incineração. Na fig. 4.3 a seguir são indicados esquematicamente os locais de saída de diversos tipos de resíduos gerados quando da incineração de RSU.

Fig. 4.3 - Locais da saída dos resíduos produzidos em incineradores

No forno do incinerador tem-se a formação da escória; nos equipamentos de remoção de particulados, como ESP e FF, ocorre a geração das cinzas; determinados equipamentos de tratamento de gases ácidos, como os lavadores úmidos, produzem resíduos líquidos; os gases emitidos pela chaminé também são resíduos do processo. Dependendo das características dos RSU, do tipo de incinerador e das características do sistema de controle da poluição do ar (SCPA) existente nas instalações, são alteradas as propriedades e as quantidades dos resíduos gerados como subproduto do processo.

De uma maneira geral, espera-se encontrar na escória, principalmente: material inerte, inorgânicos e metais. Nas cinzas volantes, principalmente: material inerte de granulometria pequena, inorgânicos e metais pesados em concentrações bem maiores que na escória. O resíduo do tratamento de gases pode ser líquido ou sólido em função do tipo de processo, sendo muito variável a sua constituição. As emissões atmosféricas são constituídas principalmente de: CO_2 , H_2O , NO_x , SO_x , O_2 , N_2 e material particulado; em menores concentrações temos HCl , HF , metais pesados (normalmente associados ao material particulado) e os produtos da combustão incompleta (PIC) como CO , hidrocarbonos, dioxinas, furanos, etc.

4.2 ESCÓRIA E CINZAS

As características da escória e das cinzas dependem do que está sendo incinerado, do processo e da qualidade da incineração, dos equipamentos de controle de poluição do ar, método de amostragem e análise, etc.

Algumas considerações sobre a forma de amostragem são elaboradas por FIESINGER et VISALLI, 1989. Também EPA, 1994c, avalia a maneira de amostrar e analisar as cinzas de incineradores. QUEVAUVILLER et alli, 1996, apresentam uma síntese das características de diversos métodos de lixiviação e solubilização de resíduos tais como as cinzas e as escórias de incineradores.

AZIS et RAMASWAMY, 1992, estudaram as características da escória e das cinzas de dois incineradores de Cingapura, cujos RSD incinerados tinham a composição indicada no quadro 4.11. Após incinerados, estes RSD geraram escória e cinzas com a composição indicada no quadro 4.12.

Quadro 4.11 - Composição dos RSD de Cingapura

COMPOSIÇÃO	MATERIAL SÓLIDO % PESO
Vegetais, frutas e mat. org.	36 - 45
Tecidos e trapos	3 - 5
Papel, papelão e madeira	30 - 32
Couros e borrachas	2 - 3
Plásticos	5 - 7
Metais	4 - 7
Pedras e cerâmicas	3 - 5
Vidros	1 - 3
Outros	2 - 5
Fonte: AZIS et RAMASWAMY, 1992	

Normalmente, a escória e as cinzas são consideradas resíduos perigosos, principalmente as cinzas, devido à maior concentração de metais pesados que possuem em relação à escória (ANON, 1988). Considera-se que a produção de cinzas de um incinerador é, dependendo do tipo das instalações e do tipo de combustível (RSD, RSS, etc.), cerca de 10% da quantidade produzida de escória.

Quadro 4.12 - Composição Gravimétrica Média de Cinzas e Escória

COMPOSIÇÃO	% EM MASSA
Vidros	30 - 50
Cinzas	10 - 35
Metais ferrosos	10 - 20
Matéria mineral	8 - 22
Combustíveis	4 - 10
Metais não ferrosos	1 - 6
Cerâmicas	0,1 - 0,7
Fonte: AZIS et RAMASWAMY, 1992	

A composição química típica de uma mistura de cinzas volantes e escória, indicada pela percentagem em peso de cada composto, pode ser observada no quadro 4.13 no qual valores similares foram obtidos por dois autores (TAY et alli, 1982 e AZIS et RASMAWAMY, 1992) em análises efetuadas, em períodos distintos, em Cingapura.

Quadro 4.13 - Composição Química da Mistura de Escória e Cinzas Volantes

COMP. DE CINZAS VOL. E ESC.		
composto	% em peso*	% em peso**
SiO ₂	32,3	30,0 - 34,0
Fe ₂ O ₃	28,1	17,0 - 28,0
Al ₂ O ₃	25,5	7,0 - 20,0
Na ₂ O	1,9	2,0 - 4,0
CaO	4,9	4,0 - 12,0
MgO	1,3	1,0 - 12,0
ZnO	0,45	-
PbO	0,13	-
outros	5,5	8,0 - 12,0
fontes: * TAY et alli - 1982		
** AZIZ et RAMASWAMY - 1992		

Os compostos existentes em maior quantidade (SiO₂, Fe₂O₃, Al₂O₃, Na₂O, CaO e MgO) podem ser considerados inertes do ponto de vista ambiental; no entanto, nas pequenas frações é que se distribuem os diversos contaminantes existentes nas cinzas e escória, e é justamente nestas frações que a variação entre as suas concentrações é bastante heterogênea, pois diversas variáveis interferem nesta característica (HASSELRIIS, 1989). Um interessante trabalho de comparação de resultados de caracterização das cinzas e escória é feito por VAN der SLOOT et alli,

1989; utilizando-se de resíduos do incinerador de RSD de Rotterdam, Holanda, obteve dados da composição da escória (quadro 4.14) e das cinzas volantes (quadro 4.15), e comparou seus resultados com os dados de outros três trabalhos: do Canadá (SAWELL et CONSTABLE, 1988), Dinamarca (HJELMAR, 1987), e Alemanha (SLAKKEN et VLIEGASSEN, 1983).

Quadro 4.14 - Concentrações de Alguns Contaminantes da Escória de RSD

COMPOSIÇÃO DA ESCÓRIA DE INCINERADORES DE RSD (mg/kg)				
ELEMENTO	Ref. (1)	Ref. (2)	Ref. (3)	Ref. (4)
Na	2,35	1,3 - 6,9	3,6	-
As	17,5	1 - 50	21	-
Cd	3	1 - 50	1 - 3	2 - 7
Cu	3780	430 - 10000	2400 - 4300	850 - 26000
Cr	267	180 - 1500	230	900 - 1300
Mo	56	10 - 500	2 - 5	-
Ni	160	40 - 400	70 - 100	600 - 1300
Pb	2100	1000 - 4650	2300 - 3100	1000 - 6000
Sb	56	1 - 600	-	-
Zn	2640	275 - 13400	2400	1400 - 3200

Fonte: Ref. (1) - VAN der SLOOT et al, 1989
 Ref. (2) - SLAKKEN et VLIEGASSEN, 1983, apud VAN der SLOOT et al, 1989
 Ref. (3) - HJELMAR, 1987, apud VAN der SLOOT et al, 1989
 Ref. (4) - SAWELL et CONSTABLE, 1988, apud VAN der SLOOT et al, 1989

Quadro 4.15 - Concentrações de Alguns Contaminantes das Cinzas de RSD

COMPOSIÇÃO DAS CINZAS DE INCINERADORES DE RSD (mg/kg)				
ELEMENTO	Ref. (1)	Ref. (2)	Ref. (3)	Ref. (4)
Na	2,53	0,34 - 1,2	2,3 - 2,9	-
As	1	5 - 80	50 - 70	-
Cd	237	10 - 300	250	400 - 1100
Cu	780	400 - 1400	900 - 1300	800 - 1400
Cr	715	200 - 1600	180 - 220	500 - 800
Mo	25	10 - 230	27	-
Ni	64	10 - 230	110	140 - 240
Pb	6090	800 - 13900	7600	11000 - 26000
Sb	297	20 - 600	-	-
Zn	14200	2000 - 21000	23000	25000 - 70000

Fonte: Ref. (1) - VAN der SLOOT et al, 1989
 Ref. (2) - SLAKKEN et VLIEGASSEN, 1983, apud VAN der SLOOT et al, 1989
 Ref. (3) - HJELMAR, 1987, apud VAN der SLOOT et al, 1989
 Ref. (4) - SAWELL et CONSTABLE, 1988, apud VAN der SLOOT et al, 1989

Também a EPA, 1987, apud KELLERMEYER et ZIEMER, 1989, obteve a concentração média de alguns dos contaminantes existentes nas cinzas, na escória e numa mistura de cinzas/escória de incineradores de RSD (Quadro 4.16).

Os cuidados com a escória e as cinzas são necessários desde o seu manejo na usina de incineração até a sua correta disposição e/ou estabilização. O

método mais corrente de disposição é o que se dá através do seu apropriado aterramento: ou de maneira individual (um aterro específico para escória e outro aterro específico para cinzas), ou de maneira conjunta (um aterro para a mistura de escória e de cinzas), ou ainda através da codisposição com RSD (escória com RSD ou mistura de escória/cinzas com RSD). Ao se aterrar escória e/ou cinzas, as precauções são tomadas em função da sua potencial periculosidade no que se refere à contaminação de solos e aquíferos devido à solubilização e lixiviação dos seus contaminantes.

Quadro 4.16 - Concentrações de Alguns Contaminantes das Cinzas/Escória de RSD

CONC. MÉDIA DE CONTAMINANTES NAS CINZAS E ESCÓRIA DE INCIN. (em mg/Kg)			
Substância	Escória	Cinzas	Mistura
arsênico	9,2	55,7	7,8
cadmio	10,7	235	20,6
cromo	61,2	76,2	46,4
níquel	41,4	19.104,0	78,1
chumbo	2.800,0	5.642,0	2.336,0
PCDD/PCDF*	0,021	5,28	0,21
fonte: EPA 530-SW-87-028F, apud KELLERMEYER et ZIEMER, 1989 *em ug/Kg			

O quadro 4.17 contendo a concentração de certos contaminantes, indica a “qualidade” do lixiviado (percolado) de um aterro da mistura escória/cinzas; são apresentados também, para fins de comparação, os padrões para concentrações máximas de uma água potável e os valores encontrados através de ensaios de lixiviação desta mistura escória/cinzas para fins de enquadramento no teste de toxicidade padrão (EP toxicity).

Quadro 4.17-Concentrações de Alguns Contaminantes no Lixiviado de Escória/Cinzas

QUAL. DO LIXIV. - ATERRO ESCÓRIA/CINZAS			
SUBST.	EP toxicity	LIXIVIADO	H₂O POT.
arsênico	0,005 - 0,1	0,005 - 0,218	0,05
cadmio	0,01 - 3,94	nd - 0,0444	0,01
cromo	0,0059 - 0,46	0,006 - 1,53	0,05
níquel	0,241 - 2,43	nd - 0,412	-
chumbo	0,02 - 34,0	0,012 - 2,92	0,05
fonte: EPA 530-SW-87-028F, apud KELLERMEYER et ZIEMER, 1989			

KELLERMEYER et ZIEMER, 1989, analisando, entre outros, os dados do quadro 4.17 acima, observaram que freqüentemente a qualidade do percolado de aterros de escória/cinzas é muito melhor do que os resultados dos testes de toxicidade, principalmente para cádmio e chumbo. KIRBY et RIMSTIDT, 1994, também consideram que os procedimentos dos testes padronizados para determinação de metais traços superestimam a solubilidade das cinzas. Para uma melhor compreensão do processo de solubilização, estudaram, através de análise geoquímica, a interação das cinzas de incineradores de RSD com água, com o propósito de determinar os tipos de reações químicas que ocorrem quando a água entra em contato com cinzas de incineradores.

VAN der SLOOT et alli, 1989, estudando as características de solubilização e lixiviação dos resíduos de incineradores de RSD (escória e cinzas volantes), observou uma relação entre o pH e o comportamento da solubilização dos metais. Concluiu que, quando em ambiente oxidante, a faixa de pH entre 8 e 10 otimiza a estabilização dos metais. Sob condições redutoras, os metais são retidos na forma de sulfetos.

HJELMAR, 1989, também observou que com um pH de moderado a alto, com baixo potencial redox e a presença de carbonatos e sulfatos, a concentração da maioria dos elementos traços (metais pesados) é mantida em níveis baixos nos aterros de cinzas/escória. Constatou que estes fatores são prejudicados quando é utilizada a técnica de codisposição (escória e cinzas juntamente com RSD), devido aos elevados níveis de amônia e material orgânico gerados pelos RSD, possibilitando assim o aumento das concentrações de elementos traço no lixiviado. Também do ponto de vista técnico, considera problemática a codisposição, pois o material percolado gerado pelas cinzas e escórias é de natureza inorgânica e o gerado pelos RSD é predominantemente orgânico, sendo que as opções disponíveis de tratamento são distintas.

Conclusão semelhante tiveram SAWELL et CONSTABLE, 1989, observando que a lixiviação dos contaminantes das cinzas e escória dos incineradores de RSD depende de diversos fatores, incluindo entre outros o pH do ambiente da lixiviação. Consideram que a escória não deve ser codisposta com RSD em aterros

sanitários e que um apropriado manejo, disposição e opções de utilização das cinzas e escória de incineradores deve ser baseado na tecnologia de incineração usada.

Considerando que a mobilidade dos metais pesados contidos na escória e nas cinzas depende do pH do meio, e que este parâmetro é função de propriedades geoquímicas e de características de reatividade do material, que por sua vez variam com o tempo, conclui-se que a característica do lixiviado de um aterro de escória e cinzas volantes varia ao longo do tempo (JOHNSON et alli, 1995). O nível do pH é fator fundamental para que seja minimizada a solubilização dos metais traços das cinzas e escória; portanto, análises de longa duração do comportamento do material percolado devem ser empreendidas para uma melhor compreensão das causas de contaminação de solos e águas subterrâneas por meio destes aterros. BELEVI et BACCINI, 1989, fazem uma análise das características do chorume de aterros de escória de incineradores de RSD ao longo do tempo. A abordagem é constituída de tres etapas: a determinação da composição da escória, da concentração dos elementos traços e da alcalinidade; a investigação das reações entre a escória e a água; e finalmente a previsão dos possíveis processos de longo prazo através da análise da composição do chorume como função do tempo.

Outras análises são feitas para uma melhor compreensão das características e comportamento dos resíduos da incineração, como por exemplo a classificação, em dois grupos morfológicos, dos componentes das cinzas do precipitador eletrostático de um incinerador de RSD do Canadá, feita por EIGHMY et alli, 1995. Os autores obtiveram o seguinte resultado: um grupo de compostos é constituído de grãos extremamente finos, policristalinos, agregados de forma laminar, contendo muitos elementos voláteis como Cl, K, Zn, Na, S, Pb, etc.; e outro grupo é constituído de partículas esféricas de aluminosilicatos envoltos pelos compostos do primeiro grupo. Com este enfoque morfológico fazem uma discussão e avaliação dos resultados dos experimentos e do comportamento da solubilização das cinzas amostradas. Para KIRBY et RIMSTIDT, 1993, “as técnicas e métodos para a caracterização das propriedades físico-químicas básicas da porção inorgânica das cinzas de incineradores devem dar ênfase para as propriedades mineralógicas e de superfície (capacidade catiônica e aniônica), pois somente com o perfeito

entendimento destas propriedades é que se poderá determinar a forma mais adequada de estabilização a ser adotada, ou a forma de recuperação e reciclagem dos seus componentes de interesse”.

A recuperação e reciclagem de chumbo e de cádmio por exemplo, podem ser feitas através de um tratamento hidrometalúrgico nas cinzas volantes de incineradores de RSD, conforme experimento desenvolvido satisfatoriamente por McKINLEY et alli, 1992. Eles utilizaram solução de HCl para extração dos metais, seguida de precipitação química dos compostos de interesse. O HCl é o solvente mais eficaz para remoção de metais pesados das cinzas volantes para fins de tratamento e/ou recuperação de metais segundo GONG et KIRK, 1994.

A disposição, tratamento e/ou recuperação de metais das cinzas e escória de incineradores devem ser efetivados após consistentes caracterizações de tais resíduos, inclusive com testes de solubilização/lixiviação, pois a variação na composição das cinzas volantes, relativamente aos compostos metálicos, é pequena entre os diversos incineradores de RSD e seus diversos equipamentos de limpeza de gases, não ultrapassando o fator 5; no entanto, os resultados de testes de solubilização e lixiviação destas cinzas e escória forneceram dados bastante diferentes para cada tipo de equipamento, especialmente nas concentrações de chumbo e zinco (KULLBERG et FÄLLMAN, 1989).

Estudo similar foi feito por SAWELL et CONSTABLE, 1989, que avaliaram a composição e as propriedades químicas das cinzas e escória de dois incineradores de RSD, sendo um do tipo RDF e outro do tipo Modular de duas câmaras de combustão. Analisaram as concentrações de chumbo, cádmio e zinco, e observaram uma concentração 4 vezes maior nas cinzas e escória do incinerador Modular comparativamente ao incinerador de RDF. Isto pode ser explicado devido a dois fatores: a existência na usina de RDF do sistema de remoção de materiais metálicos antes da alimentação do incinerador; e o fato de o processo de combustão em incineradores de RDF causar um maior carregamento de partículas nos sistemas de controle de poluição do ar comparados com incineradores Modulares, resultando numa maior massa de material não metálico nas cinzas volantes, diminuindo, portanto, em termos relativos, a concentração de metais pesados nas mesmas. Ainda

segundo SAWELL et CONSTABLE, 1989, as concentrações desses metais pesados entre as cinzas volantes e a escória dos incineradores de RDF eram equivalentes, ao contrário do incinerador Modular, onde as cinzas apresentaram concentrações 5 a 10 vezes maiores que a escória.

Além da recuperação e reciclagem de determinados metais dos resíduos da incineração, também é possível a utilização da escória e das cinzas volantes em diversas aplicações, como por exemplo o seu uso em concreto, apesar de algumas divergências nos resultados de várias pesquisas.

Conforme estudos de HAMERNIK et FRANTZ, 1991a, as cinzas de incineradores de RDF têm propriedades pozolânicas. Esta assertiva contraria estudos de TAY et KIAT, 1991, que observaram uma baixa pozolanicidade das cinzas, mas concluíram que é viável o uso de resíduos de incineradores no concreto como substituto parcial do cimento, inclusive com aumento da resistência à compressão, utilizando-se uma mistura de 10% de cinzas, e sugerem futuros estudos analisando a influência no concreto da variabilidade da composição das cinzas bem como a sua durabilidade e o seu comportamento a longo prazo.

Em outro trabalho, HAMERNIK et FRANTZ, 1991b, estudaram as propriedades do concreto contendo cinzas volantes de incineradores de RSD, utilizando várias amostras, com diversas dosagens. Concluíram que talvez seja viável o uso de certas cinzas volantes no concreto para alguns casos específicos de aplicação. Observaram que a substituição em até 30% do cimento por cinzas volantes de incineradores de RDF não prejudica a resistência à compressão do concreto, ao contrário das cinzas de incineradores de Queima Direta (Mass Burn), que fazem cair significativamente esta resistência. Outra característica encontrada é que para um determinado “slump” o uso de cinzas no concreto faz aumentar o fator água/cimento necessário, bem como eleva significativamente o seu tempo de pega.

Já RASHID et FRANTZ, 1992, obtiveram uma queda na resistência do concreto contendo cinzas volantes de incineradores de Queima Direta e de RDF, com maior diminuição da resistência para este último. Concluíram que o uso de cinzas volantes em argamassas para alvenaria, substituindo parcialmente o agregado fino,

oferece melhores resultados do que o seu uso em concreto, tendo em vista problemas de expansão do concreto detectados nas amostras analisadas, devido à reação do alumínio com alguns álcalis, com formação de gás hidrogênio. Nos testes de solubilização e lixiviação, tanto para o concreto quanto para a argamassa, os valores encontrados ficaram bem abaixo dos limites de toxicidade da EPA.

Outra área de utilização de resíduos de incineradores é a sua aplicação em pavimentos. AZIS et RAMASWAMY, 1992, fizeram ensaios granulométricos dos resíduos de incineradores e avaliaram diversas misturas para utilização como base e sub-base de pavimentos, e diversas dosagens para utilização em concreto asfáltico. Concluíram que a sua utilização em base e sub-base de pavimentos é plenamente possível em pavimentos que não necessitem da alta qualidade dos agregados, como na pavimentação de áreas urbanas, suburbanas, rurais, estacionamentos, etc. Para uso em concreto asfáltico, apesar de tecnicamente possível, seu custo se torna muito elevado, sendo necessário mais estudos para viabilizá-lo. Segundo WOODS, 1991, na Flórida já é comercializado o produto denominado “Permabase” (agregado oriundo do resíduo de incinerador de RSD), para aplicações em base de pavimentos.

As cinzas volantes de incineradores de RSD também podem ter aplicações geotécnicas. GOH et TAY, 1993, estudaram suas propriedades físicas e químicas e analisaram, entre outros parâmetros, sua compressibilidade, resistência ao cisalhamento, permeabilidade, plasticidade e composição química do lixiviado, tanto para as cinzas não estabilizadas (puras), como para amostras estabilizadas com cimento e com cal. A utilização das cinzas para a estabilização de argilas também foi analisada, com resultado bastante satisfatório. Observaram ainda que, para as cinzas estabilizadas com cimento ou cal, no lixiviado resultante não se detectaram metais pesados.

Pesquisas vêm sendo desenvolvidas para aplicação da técnica de estabilização termoplástica visando a inertização das cinzas de incineradores. BRESLIN et TISDELL, 1994, fazem um estudo utilizando-se de polietileno de alta densidade e poliestireno na estabilização termoplástica das cinzas de incineradores. Para a diminuição de custos desta técnica, sugerem a utilização do próprio plástico contido nos RSD para encapsulamento das cinzas.

Em função da exigüidade de áreas para disposição final e uma elevada geração de cinzas e de escórias, no Japão, grande parte das cinzas e escória de seus numerosos incineradores de RSD, é usada para fazer ilhas artificiais e avanços de superfície sobre o mar (SUSSMAN, 1989), caracterizando outra forma de aplicação.

4.3 EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

As emissões atmosféricas oriundas dos incineradores são constituídas basicamente do material particulado e dos gases. No material particulado é onde se encontram os metais pesados emitidos para a atmosfera. Em função das suas características físico-químicas, como por exemplo temperaturas de volatilização relativamente baixas, os equipamentos de controle de poluição do ar encontram dificuldades para a remoção principalmente do mercúrio, cádmio e chumbo provenientes da incineração de RSD.

O comportamento termodinâmico dos metais durante a incineração é função de diversas variáveis entre as quais: a temperatura, a quantidade de cloro e de enxofre nos resíduos, se o ambiente é redutor ou oxidante, etc. (VERHULST et alli, 1996). Como exemplo desta variabilidade, podemos citar processos de volatilização como: o do mercúrio (Hg), que se volatiliza na forma HgCl_2 ou $\text{Hg}_{(g)}$ com temperaturas acima de 100°C ; o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb), como cloretos; o zinco, onde o processo ocorre apenas parcialmente, na forma de $\text{ZnCl}_{2(g)}$, sendo que é mais estável ainda na forma óxida; o cobre, que em condições oxidantes é volatilizado em pequenas quantidades na forma de $\text{CuCl}_{(g)}$ e $\text{Cu}_3\text{Cl}_{3(g)}$; e o arsênio (As), com temperaturas acima de 650°C , sem necessidade de cloro.

Durante a incineração de RSD ocorre a formação de diversas espécies metálicas ao longo do processo, haja vista sua inserção num complexo mecanismo termoquímico, com ocorrência de fenômenos como a coagulação, condensação e nucleação de espécies metálicas voláteis. Uma extensa e rica discussão sobre estes processos é feita por LINAK et WENDT, 1993. Alguns desses mecanismos podem ser visualizados de maneira sintética no modelo sugerido por MATHEWS, 1990, mostrado na fig. 4.4. As emissões de Cd, As, Pb, Hg, por exemplo, podem ocorrer através da sua vaporização ou pela formação de espécies voláteis (cloretos, sulfetos, óxidos metálicos, etc.). Em ambas as formas, pode ocorrer ou a condensação homogênea ou a condensação heterogênea, sendo emitidas na saída da chaminé, respectivamente, como fumaça ou combinados com as cinzas volantes.

Fig. 4.4-Mecanismos de Condensação e Formação de Espécies Metálicas-MATHEWS, 1990.

A real quantidade dos metais que potencialmente podem ser emitidos para a atmosfera depende também da quantidade com a qual se está alimentando o incinerador. VOGG et alli, 1986, apresentam o balanço de massa do Cd e do Hg em incineradores de RSD (figs. 4.5 e 4.6), adotando como valores médios do teor de Cd e Hg nos resíduos brutos a serem incinerados, respectivamente, 20 g/ton e 5 g/ton.

Fig. 4.5-Balanço de massa do Cádmio em Incinerador de RSD- VOGG et alli, 1986.

Fig 4.6-Balanço de massa do Mercúrio em Incineradores de RSD-VOGG et alli, 1986

Atualmente, principalmente para o mercúrio, o balanço de massa proposto (considerando como “gás limpo”, o gás tratado por SCPA's) não reproduz a realidade das emissões deste metal, para o caso da utilização de incineradores modernos e adequadamente equipados. Com o desenvolvimento de tecnologias específicas de remoção de Hg, o índice de 70% de Hg saindo com o gás limpo, indicado por VOGG et alli, 1986, atinge atualmente, valores em torno de 10% a 15%, até para poder atender diversas legislações (vide cap. 7).

Uma estimativa mais recente para o teor de mercúrio nos RSD é elaborada por SCHAUB, 1993, que faz uma compilação de diversas referências, discriminando os valores por país. Tais valores estão indicados no quadro 4.18 :

Quadro 4.18 - Teor de Mercúrio nos RSU

ESTIMATIVA DA QTDE DE Hg NOS R.S.U. (em gr Hg / ton.)	
Local	Qtde
Suécia *	0,5 a 5,0
Alemanha *	5,0
Suiça *	2,0
Itália	1,4 a 2,6
Canadá	0,36 a 1,05
Europa	1,0 a 7,0
U.S.A.*	4,0
fonte: SHAUB (1993) * país c/ prog. p/ red. emissões	

Os EUA vêm desenvolvendo diversos programas para redução da quantidade de mercúrio nos seus RSD. Estima-se que o mercúrio lançado em incineradores de RSD seja reduzido dos 95.300 Kg em 1989 para cerca de 33.000 Kg até o ano 2.000 (quadro 4.19).

Quadro 4.19 - Fonte do Mercúrio lançado em incineradores dos EUA

ESTIMATIVA DA QTDE DE Hg NOS R.S.U. INCINERADOS EM 1989 NOS EUA (em Kg)	
Fonte	Qtde
baterias alcalinas	57.000
baterias de mercúrio/zinco	27.000
lâmpadas fluorescentes	3.600
resíduos de tintas	2.400
termômetros de febre	2.250
pigmentos	1.350
outros	1.700
TOTAL	95.300
Prev. p/ ano 2000 conf. progr. exist.	33.000
fonte: SHAUB (1993)

Novas normas também estão sendo elaboradas e outras estão em implementação (KISER et SUSSMAN, 1991 e CARNES et alli, 1992). Tecnologias recentes de controle da emissão de mercúrio também estão sendo exigidas pela EPA em novos incineradores. A injeção de sulfito de sódio antes da passagem dos gases pelos equipamentos de limpeza, apesar de tecnicamente promissora, não foi adotada devido a problemas de manejo com este reagente. A alternativa que foi adotada e tornada obrigatória pela EPA, com eficiência mínima de 85% na remoção de Hg, é a injeção de carvão ativado em pó no fluxo gasoso, na saída da caldeira, seguida de um lavador semi-seco e filtro de manga (SDA/FF), já obrigatórios em novas usinas. Segundo SHAUB, 1993, seu custo é de US\$ 0,5 à US\$ 1,0 por ton. de resíduo incinerado. Na Europa, lavadores úmidos, utilizando aditivos químicos, estão sendo empregados com eficiência da ordem de 80% a 90%. Neste processo, a determinação de qual espécie metálica deve ser tratada tem influência significativa no projeto do sistema e no tipo de aditivo químico a ser usado.

Com relação à emissão de gases, as maiores atenções são para os SOx, NOx e gases ácidos (HCl, HF), principalmente porque são componentes causadores da chuva ácida. A presença de CO (monóxido de carbono) nas emissões atmosféricas é indicativa de uma oxidação incompleta ao longo do processo, fato que é associado à emissão de outros compostos poluentes denominados de produtos da combustão incompleta (PIC), bastante nocivos à saúde e ao meio ambiente, como por exemplo as dioxinas e furanos, sobre os quais fazemos algumas análises no capítulo 5 deste trabalho. Há outros traços orgânicos resultantes da combustão incompleta de RSD, como os chamados PAH's (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons - Hidrocarbonetos Poliaromáticos), os aldeídos, os clorobenzenos, os clorofenóis, etc.

A maior ou menor geração de SOx, HCl e HF é, em sua grande parte, determinada pela quantidade dos compostos de enxofre, de cloro e de flúor contidos no combustível (RSD) a ser incinerado, pois são compostos resultantes do próprio processo de combustão. O método de queima (sistema/tecnologia empregada) também influi, de maneira bastante reduzida, nas taxas de geração, sendo que a manipulação do processo de combustão não influencia no aumento ou diminuição da geração destes compostos (TILLMAN et alli, 1989). Para a sua redução nas emissões

atmosféricas, pode-se reduzir a quantidade da sua alimentação no incinerador ou utilizar os equipamentos de limpeza de gases comentados anteriormente no item 3.4.

O NO_x gerado pela combustão de RSD é proveniente, na sua maioria, da oxidação do nitrogênio contido nos resíduos. Ele se volatiliza, normalmente na forma de radical amina, e na presença de suficiente quantidade de oxigênio oxida-se. Os possíveis caminhos de reação do nitrogênio contido no combustível incinerado são melhor visualizados na fig. 4.7 abaixo.

Fig. 4.7 - Fluxo de reações do nitrogênio dos RSD (TILLMAN et alli, 1989)

Outra forma de geração de NO_x que pode ocorrer durante a combustão de RSD é através da dissociação do N₂ contido no ar com a posterior oxidação dos átomos de nitrogênio (é o chamado NO_x térmico). Este processo ocorre de maneira mais intensa e significativa a altas temperaturas (cerca de 1400° C), o que não é comum nos processos de incineração de RSD, exceto em pontos localizados da fornalha, que momentaneamente, devido a uma alta concentração localizada de plásticos, podem atingir estas temperaturas e formar o NO_x térmico. Taxas de excesso de ar demasiadas também aumentam a formação deste NO_x oriundo da oxidação do nitrogênio (N₂) existente no ar. ACHARYA et SCHAFER, 1995, sugerem o enriquecimento do ar de combustão com oxigênio para fins de redução na emissão de NO_x de origem térmica, descrevendo tecnologias já existentes que utilizam este processo na incineração de RI. Ao contrário de outros gases como SO_x,

HCl, etc., a adequada manipulação do processo de incineração auxilia na redução da geração e conseqüentemente da emissão do NO_x de origem térmica. Outras tecnologias de redução de emissões são comentadas no item 3.4 deste trabalho.

A emissão de CO (monóxido de carbono) nos incineradores de RSD significa que a combustão não foi realizada de maneira a viabilizar a oxidação de todo o combustível de que dispõe. Além dos próprios problemas ambientais que acarreta, o CO indica a existência dos chamados Produtos da Combustão Incompleta (PIC), na sua grande maioria compostos orgânicos.

Há poucos dados disponíveis sobre as emissões dos traços orgânicos resultantes da combustão incompleta de RSD. SIEBERT et alli, 1991, compilaram alguns dados da emissão atmosférica de diversas unidades de incineração de RSD onde foram detectados: aldeídos; clorobenzenos; clorofenóis e diversos hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) entre os quais alguns cancerígenos como o benzo(a)antraceno, o benzo(a)fluoranteno, benzo(a)pireno, dibenzo(a,h)antraceno, etc.

Os PAH's observados nas emissões de incineradores são originados, em sua grande maioria, pelos plásticos existentes nos RSD, que não completam todo o processo de combustão. OPPELT et DEMPSEY, 1987, indicam a faixa de emissão observada em usinas de incineração de RSD para o naftaleno, bis(2-etil-hexil)ftalato, dietilftalato e dibutilftalato, considerando-os também como produtos da combustão incompleta destes resíduos.

CHIANG et alli, 1992, utilizando-se de um combustível sintético contendo papel, tecido, madeira, aparas de jardim, restos de alimentos, borracha, polietileno, PVC, polipropileno e poliestireno, simulando um resíduo urbano típico, fazem experiências em incinerador de laboratório e detectam a ocorrência de diversos PAH's resultantes da combustão, entre eles fluoreno, pireno, benzo(e)fluoreno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)pireno, etc., variando-se os parâmetros da combustão, entre eles a temperatura. Os autores sugerem que o monitoramento da concentração de CO nas emissões atmosféricas dos incineradores é um rápido método para prever o nível de toxicidade das emissões gasosas.

Com temperaturas de pós-combustão de 1.150° C e tempo de residência de 2 seg., WHEATLEY et alli, 1993, obtiveram as menores emissões de PAH's nos estudos que empreenderam. Para HASSELRIIS, 1989, as emissões orgânicas dependem de fatores tais como composição dos resíduos sólidos, temperatura de chama, excesso de oxigênio, umidade e configuração da fornalha e seu volume (tempo de retenção), pois, quando bem manipulados, oferecem condições de minimizar a formação de PIC's (Produtos da Combustão Incompleta) nos incineradores de RSD.

5. DIOXINAS E FURANOS

5.1 CONCEITOS GERAIS

Os Policlorodibenzo-*p*-dioxinas (PCDD's) e os Policlorodibenzofuranos (PCDF's) constituem-se num grupo químico encontrado em todo o nosso ambiente, especialmente em regiões urbanizadas e/ou industrializadas. Eles já foram detectados em lagos e rios (CZUCWA et HITES, 1984), mares (KJELLER et RAPPE, 1995), nos solos (BERLINCIONI et DOMENICO, 1987), no ar (TYSKLIND et alli, 1993), na vegetação (KJELLER et alli, 1991), em animais (RAPPE et alli, 1987), no ser humano (RYAN et alli, 1985, apud TRAVIS et COOK, 1990), etc.

Os PCDD's e PCDF's, comumente chamados de Dioxinas e Furanos, respectivamente, compõem uma família de 210 isômeros (75 de dioxinas e 135 de furanos). Sua estrutura molecular, esquematizada nas figs. 5.1 e 5.2, é constituída de dois anéis benzênicos ligados por dois ou por um átomo de oxigênio (formando a dioxina ou o furano, respectivamente). O elevado número de isômeros deve-se ao fato de o elemento cloro (Cl) poder estar presente em qualquer uma das posições numeradas (1,2,3,4,6,7,8,9), numa quantidade que pode variar de 1 a 8 átomos de Cl (cloro) por molécula, o que possibilita inúmeras combinações que dão origem portanto a esta família de isômeros, conforme indicado no quadro 5.1.

São os compostos de maior toxicidade já analisados pela EPA - Environmental Protection Agency (TRAVIS et COOK, 1990), especialmente o 2378 TCDD (tetraclorodibenzo-*p*-dioxina). O herbicida desfolhante chamado de Agente Laranja, usado pelos EUA no final da década de 60 na Guerra do Vietnam, continha TCDD em quantidades superiores a 30 ppm (HAY, 1979, apud LIMA, 1994) e proporcionou uma trágica experiência com conseqüências sérias à saúde humana. Dois acidentes são também relatados: em Seveso, Itália, em 1976, onde ocorreu um

vazamento de 2378 TCDD numa indústria que fabricava 245-triclorofenol, e em Times Beach Missouri, EUA, em 1982, onde houve envenenamento do solo com PCDD/F (WILLIAMS, 1990 e 1992). Estes fatos foram trazendo cada vez mais notoriedade a esta família de compostos, provocando a curiosidade e preocupação da comunidade científica e das instituições governamentais, o que desencadeou a elaboração de programas de pesquisas, que se desenvolvem e se renovam até hoje.

Fig. 5.1 - Policlorodibenzo-*p*-dioxina (PCDD) - Estrutura Molecular Típica

Fig. 5.2 - Policlorodibenzofurano (PCDF) - Estrutura Molecular Típica

O 2378 TCDD, segundo EPA, 1985b, tem solubilidade em água de 0,2 ppb; pressão de vapor de $1,7 \times 10^{-6}$ (em mm de Hg a 25° C e 1 atm); fórmula molecular expressa por $C_{12}H_4Cl_4O_2$; peso molecular de 321,9; ponto de fusão de 305° C. Sua decomposição térmica se inicia a 500° C e a completa degradação de 2,3,7,8 TCDD ocorre em 21 seg. à temperatura de 800° C.

Quadro 5.1: Número de isômeros possíveis de PCDD e PCDF como função do número de átomos de cloro na molécula.

número de átomos de cloro	número de isômeros de PCDD	número de isômeros de PCDF
1	2	4
2	10	16
3	14	28
4	22	38
5	14	28
6	10	16
7	2	4
8	1	1
total	75	135
fonte: WILLIAMS, 1992		

TOXICIDADE EQUIVALENTE (TEQ's)

Os diversos isômeros de PCDDs e PCDFs têm toxicidades distintas. Os que contêm de 4 (quatro) a 8 (oito) elementos cloro na molécula são os mais tóxicos, e entre estes, o 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-*p*-dioxina (TCDD) é o que apresenta maior toxicidade (TRAVIS et COOK, 1990)

Para uma melhor padronização de linguagem e avaliações, convencionou-se fornecer a concentração de dioxinas em forma de Toxicidade Equivalente (TEQ), também chamada de Fator de Toxicidade Equivalente (TEF). Considerou-se o TCDD como tendo toxicidade 1,0 (um) e os demais isômeros com um valor de toxicidade proporcional, portanto, sempre menor que 1,0 (um), pois são menos tóxicos (WILLIAMS, 1992).

A utilização do conceito de toxicidade equivalente, poderia ter auxiliado, por exemplo, o trabalho de BEYCHOK, 1987, que, fazendo uma compilação das emissões de dioxinas de 16 incineradores, verificou a impossibilidade de comparação dos resultados pela falta de padronização dos dados.

Esta necessidade de padronização promoveu o aparecimento de diversos modelos de conversão de toxicidades. BELLIN et alli, 1985, apud RAPPE et alli, 1987, mostra vários modelos utilizados na conversão dos isômeros de PCDDs e

PCDFs de níveis mais ou menos tóxicos, para uma simples expressão como função de TCDD Equivalentes ou Toxicidade Equivalente; no entanto, o uso destes modelos não se generalizou. Na Europa, EADON et alli, 1982, apud RAPPE et alli, 1987, desenvolveram uma tabela de toxicidade equivalente bastante usada em certo período; no entanto, a tabela baseada no esquema da NATO (North Atlantic Treaty Organization) é a mais empregada e reconhecida como padrão internacional, cujas grandezas de toxicidade são as indicadas no quadro 5.2 abaixo.

Quadro 5.2 - Toxicidade Equivalente (TEQ) baseada no esquema da NATO

DIOXINAS	FATOR	FURANOS	FATOR
2,3,7,8 - TCDD	1	2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDD	0,5	2,3,4,7,8-PeCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1	1,2,3,7,8-PeCDF	0,05
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
OCDD	0,001	2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,1
		1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
		1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01
		OCDF	0,001
fonte: WILLIAMS, 1992			

Em suma, quando se indica a concentração de dioxinas de uma determinada amostra como sendo de “x” ng/Nm³ TEQ, isto significa que o valor em questão equivale em toxicidade a uma concentração de TCDD. (WILLIAMS, 1992).

5.2 EMISSÃO, FORMAÇÃO E CONTROLE DE EMISSÕES

FONTES DE EMISSÃO

Diversas são as fontes de emissão conhecidas de dioxinas. Entre as já comprovadas, conforme TIERNAN, 1983, apud WILLIAMS, 1990, estão as seguintes: as Indústrias Químicas (principalmente de herbicidas); Fundições de Cobre e de Sucata de Metais; as Indústrias de Papel e Celulose (especialmente as que utilizam cloro no processo de branqueamento) e a fumaça de cigarros.

As queimadas em floresta (STEISEL, 1987, apud WILLIAMS, 1990) e a queima de lenha (BACHER et alli, 1992) também emitem PCDD/F, bem como os escapamentos de veículos a gasolina e a diesel, conforme comprovaram BALLSCHMITER et alli, 1986, apud WILLIAMS, 1992 e MARKLUND et alli, 1986, apud WILLIAMS, 1992; há emissões também em gases e percolados de aterros sanitários e queima de carvão, tanto para geração de eletricidade (KIMBLE et GROSS, 1980, apud WILLIAMS, 1992), como para queima em indústrias (HSMO, 1989, apud WILLIAMS, 1992). Há também fontes naturais, como erupção de vulcões e “geisers”. A maioria das fontes é de difícil quantificação.

Quanto à emissão de PCDD/F através da incineração de resíduos sólidos, segundo McGRATH et alli, 1992 e BUEKENS, 1989, a mesma foi identificada pela primeira vez por OLIE, K.; VERMULEN, P. L. e HUTZINGER, O., cujo trabalho foi exposto no artigo “Chlorodibenzo-p-dioxins and chlorobenzofurans are trace components of fly ash and flue gas of some municipal incinerators in the Netherlands”, Chemosphere 8: 455, 1977. Também BUSER et alli, 1978, apud WHO, 1987, foram dos primeiros pesquisadores a encontrar isômeros de PCDDs em cinzas volantes de incineradores.

TEORIAS DE FORMAÇÃO EM INCINERADORES

Diversas são as possibilidades de formação de dioxinas em incineradores. SHAUB et TANG, 1983, formularam um modelo da cinética química do mecanismo de formação de PCDDs em incineradores, aceito por diversos pesquisadores, e que

possibilitou uma fundamentação teórica para muitas pesquisas experimentais na área. Basicamente, SHAUB et TANG, 1983, analisam a formação de PCDDs na fase gasosa, através da presença de clorofenóis no ambiente do incinerador. É feita simulação, por computador, da cinética química prevista das reações, através de um programa de solução de sistema de equações diferenciais ordinárias. Simulam-se combustões numa faixa de temperatura de 500K a 1500K, com tempo de reação de 1 segundo, para quatro casos hipotéticos. Como resultado da simulação, tem-se a formação de cinco compostos, entre os quais a dioxina.

Uma revisão dos mecanismos de formação e comentários sobre os modelos desenvolvidos por VOGG et alli, 1986; WIESENHALN et alli, 1988 e ALTWICKER et alli, 1990 são feitos por KOLLURI et ALTWICKER, 1992, que desenvolvem um modelo para analisar a formação de dioxinas em regiões de alta temperatura, onde a temperatura não é constante, e também discutem o efeito do tamanho das partículas (cinza) na formação da dioxina.

SEEKER, 1987, apud TILLMAN et alli, 1989, diz que as dioxinas podem se formar através da combustão incompleta dos chamados “precursores”, como por exemplo o PCB, PVC, lignina, clorobenzenos, clorofenóis, etc, e doadores de cloro como o NaCl, HCl, Cl₂, etc. É a chamada “in-situ synthesis”.

Outra teoria aceita para explicar a formação/emissão de parte das dioxinas em incineradores de resíduos sólidos é a que considera que as dioxinas já existentes nos resíduos a serem incinerados não são destruídas no processo de incineração, devido a sua relativa estabilidade, e são lançadas na forma como entraram no processo (BARTON, 1988, apud TILLMAN et alli, 1989).

HAGENMAIER et alli, 1987a, estudou o efeito catalítico das cinzas de incineradores de resíduos e identificou este efeito na faixa de temperatura de 300° C, sendo que, em condições de deficiência de oxigênio, ocorre decomposição de PCDD/PCDF catalizada pela cinza volante. Em condições de excesso de oxigênio ocorre uma nova síntese (de-novo-synthesis) de PCDD/PCDF através de reações com carbono orgânico catalisadas pelas cinzas que se desenvolvem até a formação de precursores e em sequência os PCDDs/PCDFs. Portanto, mesmo a completa

destruição de PCDD/PCDF e outros organoclorados nas câmaras de combustão dos incineradores não garante a ausência de dioxinas nas cinzas volantes e nos gases de saída devido à possibilidade de ocorrer uma nova síntese de PCDD/PCDF em zonas frias ($\pm 300^{\circ}\text{C}$) do incinerador.

HAGENMAIER et alli, 1987b, fez também experimentos utilizando-se de pó de cobre como catalisador da decloração/hidrogenação de PCDDs sob tratamento térmico. Observou a influência da temperatura e do tempo de tratamento no modelo de distribuição dos isômeros formados. Através deste estudo o autor concluiu que o efeito catalizador das cinzas volantes, entre outros aspectos, deve estar relacionado a metais e óxidos de metais das cinzas volantes. Outros metais que proporcionam efeito similar são a platina e o rádio.

Também segundo MILLIGAN et ALTWICKER, 1993, ocorre a formação de dioxinas como resultado de reações entre elementos primários (C, H, O e Cl), que em condições específicas e apropriadas produzem dioxinas, através do mecanismo (já descrito por HAGENMAIER et alli, 1987a) denominado “de-novo-synthesis”. Estas condições são temperatura entre 300°C e 325°C , tempo de reação entre 5 e 30 min e as cinzas volantes como catalizador da reação. Tais condições são justamente as encontradas nos ambientes de precipitadores eletrostáticos e filtros de manga.

O perfil da temperatura na região de pós-combustão dos resíduos também influencia na formação de PCDDs e PCDFs. FÄNGMARK et alli, 1994, concluiu que, quando a região de pós-combustão se encontra na faixa de temperatura entre 260°C e 430°C , o aumento no tempo de residência dos gases nesta região aumenta a formação de dioxinas. Para temperaturas fora desta faixa, a formação de dioxinas permanece inalterada com a variação do tempo de residência.

DICKSON et alli, 1992, concluíram que a formação de PCDD's oriunda de precursores (no caso o PCP é que foi utilizado no experimento), além de bem maior do que a quantidade de PCDD formada através do processo de nova síntese (de 72 a 99.000 vezes), também ocorre bem mais rapidamente sob condições idênticas. Outro resultado deste trabalho é a indicação da existência de dois

processos distintos de atividade catalítica, tanto na formação de PCDD via precursor como na nova síntese, por intermédio do cobre (CuII) e também do carbono existente nas cinzas volantes.

Diversos outros estudos investigam a formação de PCDD/PCDF em incineradores de resíduos urbanos, visando o esclarecimento de pontos específicos dentro das teorias básicas já consolidadas sobre a formação das dioxinas. Entre eles há os seguintes: SCHOONENBOOM et OLIE, 1995; ADDINK et alli, 1995; MILLIGAN et ALTWICKER, 1996a; MILLIGAN et ALTWICKER, 1996b e ADDINK et alli, 1996b.

TECNOLOGIAS PARA CONTROLE DE EMISSÕES

Considerando as fontes conhecidas e algumas avaliações quantitativas das emissões unitárias, foi estimado pela Environmental Protection Agency (EPA) que, durante o ano de 1994, houve uma emissão total de dioxinas nos EUA da ordem de 9.2 Kg (nove vírgula dois kilos). Destas 9.200,00 gr, 5.200,00 gr provêm das emissões estimadas dos incineradores de resíduos hospitalares (cerca de 55%); 900,00 gr provêm, atipicamente, do incinerador de resíduos sólidos urbanos de Columbus; 2.100,00 gr são provenientes de todos os demais incineradores de resíduos sólidos domiciliares do país (cerca de 23%); e o restante de outras fontes (McADAMS et AQUINO, 1994).

Segundo o DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENTAL-UK, 1989, apud WILLIAMS, 1992, o nível de emissão de dioxinas e furanos na incineração de resíduos de serviços de saúde, sem a consideração dos sistemas de tratamento de gases e particulados, é cerca de 35 vezes maior do que na incineração de resíduos sólidos domiciliares, por Kg de resíduo incinerado.

Os incineradores de resíduos de serviços de saúde constituíram-se, individualmente, na maior fonte de dioxinas nos EUA em 1994 (McADAMS et AQUINO, 1994), devido à conjunção de diversos fatores, tais como: a ausência ou a precariedade dos equipamentos de controle de poluição do ar que possuem; o tipo de resíduo que incineram; a qualidade da combustão que executam; a dificuldade de

fiscalização nos padrões de emissão, devido ao número de unidades existentes; inviabilidade financeira para amostragem de pequenas unidades para fins de controle.

Com a evolução do conhecimento dos graves problemas à saúde causados pelas dioxinas e os elevados níveis de emissão detectados nos últimos anos, o melhor conhecimento do seu mecanismo de formação, associado ao maior rigor no padrão de emissão exigido das fontes geradoras, vem impulsionando o desenvolvimento de pesquisas para a redução de suas emissões.

O trabalho de FÄNGMARK et alli, 1994, tem esta característica: ele sugere que, para a minimização da formação de dioxinas e outros cloroaromáticos, os gases de pós-combustão devem ser esfriados rapidamente (pequeno tempo de residência) para temperaturas abaixo de 260° C.

Fazendo um estudo em escala piloto sobre a formação e controle de PCDD/PCDF na incineração de RDF, McGRATH et alli, 1992, sugere que na operação dos SCPA que utilizem FF e/ou ESP, a captura das cinzas volantes deve ocorrer a temperaturas bem abaixo dos 300° F. Também deve-se melhorar a mistura ar/combustível, com suficiente nível de excesso de ar e tempo de residência das cinzas volantes em temperaturas que proporcionem a eliminação pela queima de compostos carbônicos das cinzas. Sugere que o equipamento trabalhe com uma reduzida carga de RDF e que não haja flutuações nesta alimentação e operação do incinerador. Diz que o gás natural pode ser usado para compensar a diminuição na carga de RDF e suavizar as flutuações temporais e espaciais da incineração, possibilitando a diminuição na emissão de PCDD/PCDF.

ADDINK et alli, 1996a, utilizou em escala de laboratório EDTA, ácido nitrilotriacético (NTA) e Na₂S como inibidores na formação de PCDD/PCDF, sob diversas condições, conseguindo bons resultados, sendo da ordem de 80% a 90% de redução na formação de PCDD utilizando-se EDTA ou Na₂S; 80% a 90% a redução na formação de PCDF utilizando-se Na₂S; e mais de 50% de redução na formação de PCDF/PCDD utilizando-se NTA.

Usando incinerador em escala piloto, RAGHUNATHAN et GULLETT, 1996, estudaram a função do enxofre na redução da formação de PCDD/F. A fig 5.3

mostra esquematicamente os passos da formação de dioxinas e furanos a baixa temperatura em incineradores, conforme é aceito por diversos pesquisadores, bem como as reações que possivelmente são inibidas pelo enxofre. Os autores sugerem o aprofundamento de pesquisas visando a incineração de resíduos sólidos domiciliares juntamente com carvão, que, em função do teor de enxofre existente no mesmo, possibilita a diminuição da formação de PCDD/PCDF no processo.

Fig. 5.3 - Processo de formação de PCDD/F inibido através do enxofre.
Fonte: RAGHUNATHAN et GULLETT, 1996.

HANGNMAIER et alli, 1989b, conseguiu numa planta piloto em Stuttgart reduções na concentração de PCDD/PCDF das cinzas de precipitadores eletrostáticos, da ordem de 95% a 99,9%, através do tratamento destas cinzas a baixa temperatura em ambiente com deficiência de oxigênio (temperatura de 350° C a 400° C durante 30 min a 1 hora). Outros organoclorados como PCB, clorobenzenos, etc., tiveram redução de 93% na sua concentração.

Através de um estudo da termodinâmica de decomposição de PCDD/PCDF, MURABAYASHI et MOESTA, 1992, verificaram que, utilizando-se butano ou buteno em conjunção com CaO ou Na₂O.SiO₂, é possível reduzir a

formação de PCDD/PCDF em incineradores. O CaO ou $\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{SiO}_2$ reagem com o cloro e promoveriam a cloração das dioxinas, e o buteno ou butano fornecem o hidrogênio do processo de hidrogenação, evitando assim a formação das dioxinas por nova síntese, catalisada pelas cinzas. Outra função do buteno ou butano é reduzir a concentração de oxigênio nos gases de pós-combustão.

WIKSTRÖM et alli, 1996, estudaram a influência do nível e do tipo de cloro na formação de dioxinas, usando reator de leito fluidizado em escala de laboratório. Concluíram que tanto o cloro originário de produtos orgânicos (no caso foi utilizado PVC) quanto o cloro de origem inorgânica (foi utilizado $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) influenciaram de maneira equivalente as taxas de formação de PCDD/PCDF. No entanto, quando o nível de cloro (orgânico ou inorgânico) excedia 1%, um acentuado aumento nas taxas de formação de PCDD/PCDF foi observado. Concluíram então sobre a importância de um controle nos níveis de cloro nos resíduos municipais a serem incinerados, independente da sua origem orgânica ou inorgânica. Segundo SVENSKA, 1992, apud WIKSTRÖM, 1996, os resíduos sólidos domiciliares da Suécia contêm 0,7% de cloro, sendo 40% deste de origem orgânica (produtos clorados) e 60% de origem inorgânica.

A tecnologia de injeção de adsorvente também é um efetivo agente de supressão da formação de PCDD/PCDF quando utilizada de maneira apropriada (GULLET et alli, 1989). TAKACS et MOILANEN, 1991 supõem que a injeção de amônia atua na prevenção da formação de PCDD/PCDF tanto na câmara de combustão, onde a amônia compete pelo cloro disponível com os hidrocarbonos (precursores das dioxinas - produtos da combustão incompleta dos resíduos), quanto na formação de dioxinas através das cinzas volantes que atuam como catalizador, já que a amônia, em temperaturas apropriadas, produz o radical NH_4^+ , que provavelmente envenena o catalizador, reduzindo assim a formação de PCDD/PCDF nos gases de combustão e nos equipamentos de remoção de particulados.

Em incineradores de resíduos de serviço de saúde nos EUA, a EPA, em seus programas de testes, constatou a grande influência que a manutenção de temperaturas elevadas (1900° a 2000° F) na câmara de combustão de gases provoca na redução da emissão de dioxinas e furanos (EPA, 1990c).

NELSON et alli, 1989, recomenda que sejam obedecidas as “Práticas de Boa Combustão” para redução da formação de PCDD/PCDF. Estas recomendações incluem o adequado controle da quantidade e distribuição do ar de combustão primário e secundário, utilização de combustível auxiliar quando necessário, corretos procedimentos de ignição e parada da instalação, controle de temperatura em todas as fases do processo, controle da taxa de alimentação de resíduos e baixa geração de material particulado. Com estes procedimentos é possível minimizar a formação e emissão de PCDD/PCDF dos incineradores.

5.3 AMOSTRAGEM EM INCINERADORES

A amostragem dos gases de saída de incineradores, para fins de análise de dioxinas, utilizada pela EPA é a padronizada pelo MM5 da ASME (ASME Modified Method Five Procedures), e é denominada “EPA Method 23”. As amostras são coletadas através de um aparato específico (fig 5.4), sendo que os compostos de interesse são analisados, após a sua devida extração por solventes, utilizando-se a técnica de GC/MS (gas chromatography / mass spectroscopy) através do “GC/MS Method 8290” (EPA, 1991).

Segundo EPA, 1985a, o número de amostras não deve ser menor do que 03 (três), bem como o tempo de amostragem não deve ser menor do que 03 (três) horas. O volume amostrado deve ser suficiente para prover a quantia mínima necessária para a análise, em função do nível mínimo de detecção do equipamento.

O aparato de coleta é constituído pelos componentes indicados na fig 5.4 a seguir. O filtro é confeccionado de fibra de vidro tipo “Reeve-Angel 934 AH” ou equivalente. O composto utilizado no módulo de sorbente é a resina denominada de “Amberlite XAD-2”. São ainda utilizados ao longo do aparato de amostragem, entre outros, lã de vidro, água deionizada, sílica gel, gelo picado, etc.

Após o período de amostragem, é feita a chamada recuperação da amostra, que simplifiadamente consiste na retirada e acondicionamento do filtro e do módulo de sorbente e na limpeza através de tríplice lavagem com acetona e hexano das linhas de transferência, do bocal, da sonda e dos “impingers”. O produto das lavagens, o filtro e o sorbente são acondicionados separadamente e encaminhados para o laboratório de GC/MS, juntamente com dados de pressão, média de temperatura e volume do gás, umidade, entre outros, para determinação e cálculo da concentração de dioxinas no gás amostrado (EPA, 1985a) .

As concentrações obtidas no laboratório de GC/MS referem-se a cada isômero de dioxina e furano avaliado. Normalmente faz-se análise para obtenção das concentrações dos isômeros de TCDD/F, PeCDD/F, HxCDD/F, HpCDD/F e OCDD/F. Os resultados obtidos para fins de determinação das emissões de incineradores são expressos, usualmente, em função da toxicidade equivalente.

Fig. 5.4 - Aparato de Coleta do MM5 da ASME, segundo EPA. 1985a

Quando as análises são objeto de estudo para pesquisas e avaliações mais acuradas, são utilizados os dados de todo o espectro da distribuição das concentrações de cada isômero analisado pelo GC/MS.

Para análise de dioxinas em matrizes líquidas é utilizado, pela EPA, o método denominado “Method 1613” (EPA, 1990a); para cinzas volantes e escórias, o método denominado “Method 8280” (EPA, 1986).

Diversas variações nos métodos de amostragem e procedimentos laboratoriais são relatadas, especialmente na Europa, sem apresentarem no entanto muitas distorções de resultados entre eles. MARKLUND et alli, 1989, compararam 05 (cinco) sistemas distintos de coleta de amostras (utilizados na Suécia, Finlândia e Noruega) e de procedimentos de análise em laboratório, para a determinação da concentração de PCDD/PCDF em incineradores. Concluíram que alguns procedimentos analíticos usados e a quantificação dos compostos foram levemente diferentes. Entretanto os resultados finais mostraram que um apropriado tratamento da amostra, juntamente com um bom trabalho laboratorial e uma quantificação cuidadosa, fornecem resultados concordantes, mesmo utilizando-se diferentes amostras e sistemas de amostragem.

WILLIAMS, 1992, faz comparações entre os sistemas de amostragem da EPA e outros sistemas utilizados por diversos pesquisadores, bem como compara os diversos mecanismos utilizados para extração, limpeza e análise final da amostra, discutindo vantagens e desvantagens de algumas etapas de tais procedimentos.

HAGENMAIER et alli, 1989a, também fizeram análises, em dois laboratórios distintos (um na Suécia e o outro na Alemanha), de amostras oriundas de 05 (cinco) sistemas de amostragem diferentes. Entre outros dados, compararam os resultados em relação à Toxicidade Equivalente (TEQ) calculada por diversos métodos, quais sejam, BGA, EADON, NORDIC e EPA, concluindo que as diferenças nas Toxicidades Equivalentes calculadas pelos diversos métodos para cada amostra são bem maiores do que as diferenças encontradas entre os sistemas de amostragem e/ou as diferenças entre laboratórios na análise das amostras.

MARCATO et BICHARA, 1997, apresentam a concentração de dioxinas em TEQ oriunda dos resultados de monitoramento de um incinerador de resíduo hospitalar no Brasil: a variação na concentração de dioxinas entre os 5 (cinco) métodos de cálculo de toxicidade indicados é de até 6 vezes para uma mesma amostra.

5.4 ANÁLISE DE RISCO

A Análise de Risco, segundo TRAVIS et COOK, 1990, vem a ser um “procedimento usado para sintetizar todas as informações disponíveis e o melhor julgamento científico para estimar o risco associado com a exposição a uma substância química”. É extremamente necessária a caracterização do potencial dos efeitos adversos à saúde, devido à exposição do homem em ambientes perigosos.

As dioxinas e furanos são compostos químicos altamente tóxicos, com alto potencial de provocar dano à saúde humana, daí a necessidade de se fazer uma Análise de Risco quando da instalação de qualquer empreendimento passível de liberar estes compostos, como no caso de incineradores de RSU.

A complexidade das informações e as interações sobre a avaliação da toxicidade de um determinado composto perigoso em uma população, quando submetida a níveis de exposição num ambiente, fizeram gerar diversas metodologias de Análise de Risco (Risk Assessment) com esse fim.

Diversas pesquisas patrocinadas pela EPA relativamente às dioxinas e furanos servem para suprir as deficiências de informações das diversas etapas da análise. De maneira geral, segundo TRAVIS et COOK, 1990, as etapas básicas existentes na maioria destas metodologias são: identificação do perigo; análise da exposição; análise do perigo; caracterização do risco.

IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO

São coletadas e avaliadas informações sobre as propriedades tóxicas de produtos químicos através de diversas maneiras, entre as quais:

- *Estudos epidemiológicos*: estão limitados ao estudo de doenças derivadas de causa natural ou acidental, havendo pouco controle sobre os parâmetros experimentais. O acidente em Seveso foi utilizado por diversos pesquisadores como BONACCORSI et alli, 1978; REGGIANI, 1980; BISANTI et alli, 1980; TAYLOR, 1979; GIANOTTI, 1977; CROW, 1981 e POCCHIARI et alli, 1979, entre outros

citados pela EPA, 1985b, para estudos epidemiológicos dos efeitos na saúde humana decorrentes da exposição à dioxina.

- *Bioensaios de longa duração em animais*: são os ensaios que fornecem a maior parte dos dados disponíveis para se prever o potencial carcinogênico de substâncias químicas. EPA, 1985b cita entre outros trabalhos os de VAN MILLER et alli, 1977; KOCIBA et alli, 1977; TOTH et alli, 1979; POLAND et alli, 1982; DiGIOVANNI et alli, 1977, etc.

- *Testes de curta duração*: fornecem informações adicionais para uma avaliação qualitativa da toxicidade da substância analisada. Normalmente estes experimentos são utilizados para investigações de mutações genéticas, efeitos no DNA e alterações nos cromossomos. EPA, 1985b cita diversos trabalhos com este enquadramento, entre os quais: GREEN et alli, 1977; BRONZETTI et alli, 1983; ROGERS et alli, 1982; POLAND and GLOVER, 1980; PRATT et alli, 1984; MURRAY et alli, 1979, etc.

- *Comparações de estrutura molecular*: presume-se que a substância com estrutura química similar à de conhecidos carcinogênicos tem uma grande probabilidade de sê-lo também.

- *Hipóteses para identificação do perigo*: entre outras hipóteses, assume-se que, em função da carência de dados de estudos epidemiológicos e das dificuldades de interpretação dos resultados dos testes de curta duração, os ensaios de longa duração em animais fornecem os dados mais consistentes para identificação do perigo. Para isso, considera-se também que há uma similaridade entre o metabolismo humano e o de animais, que a substância administrada no animal ensaiado está numa forma similar à existente no ambiente, que substâncias carcinogênicas em animais são também carcinogênicas em humanos, e que a dose que chega nos pontos de análise (fígado, baço, pulmões, sangue, tecidos, etc.) é diretamente proporcional à dose administrada no animal.

ANÁLISE DA EXPOSIÇÃO

É a tentativa de definir o caminho (por contato, por inalação ou por ingestão), a magnitude, a frequência e a duração da exposição de uma dada população a uma substância tóxica, haja vista que sem exposição não há risco a ser analisado. Há três métodos para determinação da concentração do poluente ao qual a população alvo é exposta.

O primeiro consiste na medida direta da concentração do poluente no ambiente. O segundo método consiste na medida direta de indicadores biológicos do corpo humano, que proporcionam uma estimativa indireta da exposição em análise. Entretanto, muitas concentrações são muito baixas para serem detectadas ou medidas diretamente, devido ao custo ou mesmo impossibilidade técnica.

E é sob estas circunstâncias que, no terceiro método, modelos matemáticos são desenvolvidos em combinação com o monitoramento de alguns dados do local, visando gerar estimativas da concentração de poluentes nos pontos de exposição em análise. Para tanto são feitos os seguintes estudos:

- *Monitoramento*: usado para avaliação das fontes geradoras da substância química, para análise do ambiente, para estudo de exposição através do consumo de alimentos e água e para estimativas das doses absorvidas e retidas no corpo. Entre outros, EPA, 1985b cita os seguintes: SHADOFF et alli, 1977; NASH e BEALL, 1980; GIZZI, 1982; BARNES, 1983; EICEMAN et alli, 1981; KOCHER et alli, 1978; FANELLI et alli, 1980; LAMPARSKI et alli, 1978; RAPPE et alli, 1985, etc.

- *Modelagem dos caminhos*: estabelece modelos matemáticos gerais para descrever os processos de transporte (atmosférico, de superfície, em águas subterrâneas, etc.), de transformação (alterações físico-químicas que aumentam ou diminuem a biotoxicidade da substância) e de transferência (movimento dos poluentes entre os diversos meios ambientais: ar, água, solo e biota) dos poluentes no meio ambiente. Alguns trabalhos que subsidiam dados para estas modelagens são discutidos pela EPA, 1985b, quais sejam: CROSBY e WONG, 1977; NESTRICK et alli, 1980; MATSUMURA et alli, 1983; KARICKHOFF et alli, 1979; PLIMMER,

1978; YOUNG, 1983; PHILIPPI et alli, 1981; SUNDSTROM et alli, 1979; JOSEPHSON, 1983; THIBODEAUX, 1983; ISENSEE, 1978, etc.

- *Transporte atmosférico*: aplicam-se modelos matemáticos específicos de difusão de poluentes a partir da fonte de emissão (incinerador) considerando-se, entre outros aspectos: a circulação atmosférica global (dinâmica das massas); o comportamento atmosférico regional (temperatura ambiente e sua variação espacial e temporal); a direção, velocidade e turbulência dos ventos; a umidade e pluviosidade; a radiação solar; a influência da urbanização nas condições atmosféricas (ilha de calor, rugosidade e anteparos), etc.

- *Modelos de incerteza*: são desenvolvidos devido às imprecisões na descrição de processos físicos e químicos e às incertezas nos parâmetros usados na alimentação dos dados do modelo, já que estes são aproximações matemáticas do mundo real.

ANÁLISE DO PERIGO

É a determinação da resposta esperada no homem para um dado nível de exposição. A dose de exposição é normalmente expressa em miligramas da substância, por quilograma de peso da pessoa, por dia de exposição. Como a maioria das informações de reação à dose das substâncias carcinogênicas são oriundas de informações de estudos de longa duração em animais, diversas considerações são feitas, entre elas:

- *Extrapolação para doses baixas*: nos bioensaios de longa duração a dose administrada nos animais é extremamente elevada comparando-se com o nível de exposição esperada no homem. Daí a necessidade de se fazer extrapolações para doses baixas, devido ao pouco conhecimento da relação entre o nível de exposição e a consequência real na saúde humana. ANDERSON et alli, apud EPA, 1985b faz uma densa discussão sobre a metodologia desta extrapolação.

- *Modelos matemáticos*: três categorias de modelos podem ser utilizadas segundo TRAVIS et COOK, 1990: modelos de distribuição de tolerância, modelos denominados "time-to-tumor" e o tipo mais utilizado, que é o dos modelos

mecanicistas, que levam em consideração um presumido entendimento dos mecanismos carcinogênicos da substância química em análise.

- *Extrapolação interespecies*: são consideradas as diferenças entre as espécies de animais testadas e a população humana que possam afetar as respectivas reações à exposição, como por exemplo: tempo de vida, tamanho do indivíduo, variabilidade genética, presença de moléstias, efeitos farmacocinéticos distintos em função do metabolismo, etc. Normalmente é usada a formulação sugerida por MANTEL e SCHNEIDERMAN, 1977, apud EPA, 1985.

CARACTERIZAÇÃO DO RISCO

É o resultado final da análise de risco, que vai ser obtido em função das três etapas preliminares. Este risco é estimado como sendo a probabilidade de que membros da população venham a sofrer efeitos adversos à saúde oriundos da exposição à substância em questão.

Segundo TRAVIS et COOK, 1990, a estimativa do risco à saúde humana associado à incineração de resíduos sólidos é expressa através de dois valores, que são obtidos após o desenvolvimento da metodologia de Análise de Risco acima descrita, denominados de: Risco Máximo Individual (Maximum Individual Risk - MIR), que quantifica a probabilidade de uma pessoa desenvolver um câncer ao longo de sua vida (70 anos), pela exposição contínua a um dado contaminante; e Risco Populacional (Population Risk - PR) que quantifica o número total de casos de câncer por ano que se pode esperar na população, como resultado da exposição desta a um dado contaminante.

De acordo com TRAVIS et COOK, 1990, na legislação dos EUA, produtos químicos carcinogênicos com MIR maior que 4×10^{-3} (4 chances em 1.000) são todos regulamentados e os menores que 1×10^{-6} (1 chance em 1.000.000) não o são, exceto na Califórnia (LEVIN et alli, 1991, apud LIMA, 1994).

5.5 DIOXINAS E AMBIENTE

AS DIOXINAS NO MEIO AMBIENTE

As dioxinas e furanos são encontrados no ar, na água, nos solos e na biota. Seu comportamento específico em cada um desses meios ainda é pouco compreendido, devido a dificuldades experimentais e diversas outras, como é o caso da variabilidade de comportamento de cada isômero em cada um desses meios. Por exemplo, segundo YOSHIHARA et alli, 1981, apud WHO, 1987, o 23478-PeCDF tem uma taxa de retenção, em ratos, de 65% após 5 dias e o 2378-TCDF atinge apenas 3,8%, uma variação de um isômero para outro de cerca de 17 vezes.

Analizando também os resultados de NESTRICK et alli, 1980, NRCC, 1981, BUSER et RAPPE, 1978, CHOUDHRY et HUTZINGER, 1984, citados por EPA, 1985b, observa-se que a meia-vida fotolítica (tempo necessário para a fotodegradação) entre isômeros de PCDD varia entre eles em até 9 (nove) vezes. Esta propriedade fotolítica é função também do meio em que se encontram as dioxinas. Segundo CROSBY et WONG, 1977, apud EPA, 1985b, o TCDD na superfície de um prato de vidro decompõe-se por ação da luz (fotodegradação) numa intensidade 10 (dez) vezes maior do que quando na superfície do solo.

No entanto, McLACHLAN et alli, 1996, concluíram em seus estudos que a meia-vida de PCDD/F no solo é em torno de 20 anos, sendo o seu desaparecimento ocasionado pela sua remoção física, e não por degradação e/ou alteração química, que demandaria períodos bem mais longos.

A intensificação de estudos sobre as dioxinas no meio ambiente tem produzido informações fundamentais para uma melhor compreensão dos seus mecanismos de transporte, transformação e principalmente de correlação com as fontes emissoras, como por exemplo a pesquisa com sedimentos do mar Báltico feita por KJELLER et RAPPE, 1995, na qual os mesmos trabalharam com amostras de 1882 até 1985. Analisaram as possíveis fontes de emissão e os caminhos percorridos pelos contaminantes até a sua deposição nos sedimentos do Báltico. Os autores detectaram um crescimento muito grande nas concentrações de PCDD/F durante o

período de 1970 a 1985, relacionando-o com o uso e incineração de organoclorados, especialmente o PCP, em função da análise do perfil de concentração dos isômeros amostrados nos sedimentos.

Em outro experimento, KJELLER et alli, 1991, quantificou concentrações de dioxinas em sedimentos antigos (desde 1840) e concluiu que os níveis de dioxinas mantiveram-se praticamente constantes de 1840 até 1890, quando então ocorreu um crescimento praticamente linear nas concentrações encontradas, até o fim do período estudado, 1986. Para este experimento foram coletadas amostras na região sul da Inglaterra.

Através da pesquisa feita por LUGAR et alli, 1996, pode-se inferir o caráter antropogênico da geração de dioxinas e furanos, pois através de monitoramento durante dois verões na Antártica, foi observado pelo pesquisador, que o nível histórico da concentração de PCDD/PCDF no ar da Antártica é menor que os limites de detecção dos métodos correntes e que, na área central da estação de McMurdo, os níveis de dioxinas e furanos são similares aos níveis encontrados em regiões rurais e suburbanas dos EUA.

Num trabalho que objetivou provar que os solos também podem ser usados para estimar a deposição atmosférica de PCDD/PCDF, BRZUZY et HITES, 1995, através de duas amostras em duplicata, coletadas no Brasil, no litoral do Pará, distantes 50 metros uma da outra, estimam que o fluxo de PCDD/PCDF total nesta região é, em média, de 43 ($\text{ng m}^{-2} \text{ano}^{-1}$), com desvio padrão relativo de 5%. A título de comparação com outros países, o fluxo de PCDD/F total nas Ilhas Virgens foi de 15, em Estocolmo (Suécia) foi de 473, na Floresta Negra (Alemanha) de 389, em Eagle (Colômbia) 13, La Curina (Espanha) 80, Moscou (Rússia) 107, Tallinn (Estônia) 58, Vilnius (Lituânia) 35, ou seja, no litoral do Pará a deposição de dioxinas no solo não é tão grande como em áreas altamente industrializadas, mas é bem maior do que as concentrações obtidas em áreas isoladas e menos desenvolvidas, demonstrando a existência de atividades geradoras de dioxinas na região.

BRZUZY et HITES, 1996, através de um balanço de massa global para os PCDD/PCDF, fazem a interessante conclusão de que as fontes de dioxinas ainda não estão bem caracterizadas, uma vez que, através de bibliografias diversas sobre fatores de emissão, produção e estimativas de emissão total para as principais fontes conhecidas, obtiveram uma estimativa da emissão anual mundial de PCDD/F de 3.000 Kg/ano $\pm$ 600 Kg/ano com nível de confiança de 90%. No entanto, utilizando-se de estimativas de deposição atmosférica através da concentração de dioxinas no solo, compartimentalizaram o globo terrestre por áreas climáticas e grau de desenvolvimento tecnológico e chegaram a um valor de deposição total anual de 13.100 Kg/ano $\pm$ 2.000 Kg/ano, cerca de quatro vezes maior que o estimado através das fontes de emissão conhecidas.

Importantes conclusões sobre transporte atmosférico de PCDD/PCDF foram obtidas por TYSKLIND et alli, 1993, que fizeram um estudo tomando amostras do ar em duas regiões da Suécia. Observaram que as maiores concentrações de PCDD/PCDF ocorreram em eventos climáticos cuja massa de ar atuante tinha origens bastante distantes e concluíram que o transporte de longa distância é um importante fator de contaminação ambiental, tanto em nível regional como global. Observaram também uma variação muito acentuada do perfil de isômeros de PCDD/PCDF das amostras, em relação às amostras nas fontes de emissão conhecidas, concluindo que tais discrepâncias podem ser originárias de fontes desconhecidas.

Pesquisas de biodegradabilidade de dioxinas foram iniciadas por ADRIAENS et alli, 1995, que observou em seu experimento uma evidência da decloração (degradação) de PCDD/F através de atividade microbiana anaeróbica, utilizando-se de inóculo oriundo de ambientes historicamente contaminados, estimulados com uma mistura de alifáticos e ácidos aromáticos.

KEJLLER et alli, 1996, conseguiu mostrar uma queda acentuada na geração de PCDD/F na Inglaterra utilizando-se de um banco de amostras de vegetação de um campo experimental de pastagens no sudeste do país, cujo início das atividades data de 1856 e que nunca recebeu aplicação direta de fertilizantes, pesticidas ou correção do solo. Quantificou as concentrações de dioxinas nestas

amostras para avaliar o comportamento da deposição atmosférica ao longo do tempo e concluiu que, após um constante crescimento durante o fim do século XIX e primeira metade do século XX, ocorreu um pico de concentração na década de 60. Após o ano de 1980, as emissões atmosféricas na Inglaterra apresentaram um forte declínio, tendo em vista que as amostras mais recentes (1993) apresentaram-se com concentrações semelhantes às encontradas nas amostras anteriores a 1900.

EXPOSIÇÃO HUMANA

Outro campo de estudos das dioxinas é quanto aos caminhos da exposição humana, cujas pesquisas são recentes, como a maioria das informações sobre esta família de compostos. A WHO, 1987, dizia que a exposição indireta, especialmente através da cadeia alimentar, seria a principal rota de exposição, mas que até aquele momento ainda não era possível determinar a totalidade das vias de exposição do homem.

O trabalho de RAPPE et alli, 1987, analisou amostras de leite de vaca em seis localidades distintas da Suíça e encontrou os maiores níveis de concentração de TCDD/F em locais próximos a incineradores, fornecendo indícios bastante fortes da importância da exposição indireta da dioxina via cadeia alimentar.

Os valores aceitos atualmente são os obtidos por HATTERMER-FREY et TRAVIS, 1989, que verificaram que 98% da absorção de dioxinas no homem ocorre através da ingestão, e 2% através da inalação. Os caminhos do ciclo das dioxinas provenientes de emissões atmosféricas se sucedem preferencialmente da seguinte maneira: elas se depositam sobre a superfície do solo, das plantas e se diluem na água. A absorção pelas plantas é desprezível. Os animais e peixes, ao se alimentarem, ingerem as dioxinas que estão na superfície das plantas e na água. A ingestão de carnes, peixes, leite, etc., pelo homem é que potencialmente oferece maiores riscos de contaminação.

BELCHER et TRAVIS, 1989, utilizando-se do modelo de cadeia alimentar denominado de “TFC Model” (Terrestrial Food Chain Model), chegaram aos seguintes resultados relativamente às dioxinas (quadro 5.3 e 5.4):

Quadro 5.3: Caminhos da Exposição (em % de contribuição na ingestão diária)

1 - Ingestão direta de solo contaminado:	< 0,01 %
2 - Consumo de vegetais contaminados:	
componente da deposição atmosférica:	0,5%
componente do segmento de raízes:	< 0,1%
componente de transferência ar-planta:	0,3%
3 - Consumo de alimentos sólidos contaminados e de leite e derivados:	
rota: solo-animal-homem	44,1%
rota: planta-animal-homem	54,9%
Fonte: BELCHER et TRAVIS, 1989	

Quadro 5.4: Contribuição na ingestão diária por grupo de alimentos

Fonte	% do total ingerido
Leite e derivados	52,8%
Carne de boi	42,5%
Fígado	3,6%
Carne de carneiro	0,1%
Carne de porco	< 0,003%
Ovos	< 0,001%
Carne de aves	< 0,001%
Fonte: BELCHER et TRAVIS, 1989	

EDULJEE et GAIR, 1996, analisaram a metodologia de exposição à dioxina pelo ciclo alimentar proposta pela EPA, aplicando-a aos níveis de exposição de “background” da Inglaterra, comparando com valores medidos. Consideraram os múltiplos caminhos de exposição indicados na figura 5.5, avaliando através do modelo da EPA e de referencial bibliográfico, o fluxo de deposição de PCDD/F; a concentração no solo de PCDD/F; a concentração de PCDD/F em gramíneas e a concentração de PCDD/F nos diversos tipos de alimentos.

Fig. 5.5 - Caminhos de exposição considerados por EDULJEE et GAIR, 1996

Concluíram que o modelo subestima algumas concentrações e superestima outras, com a ingestão diária de dioxina chegando a 61 pg I-TEQ por dia através do modelo, contra 69 pg I-TEQ por dia encontrado através de medições feitas por MAFF, 1995, apud EDULJEE et GAIR, 1996.

STEPHENS et alli, 1995, estudou a biotransferência e a bioacumulação de dioxinas e furanos presentes no solo, utilizando-se de carne de frango e ovos.

Concluiu que a limitação máxima de 40 ppt I-TEQ de dioxina, sugerida pelo UMWELTBUNDESAMT, 1992, apud STEPHENS et alli, 1995, como concentração máxima em solos utilizados para agricultura, é muito elevada. Conforme sua análise, tal concentração no solo provoca uma ingestão diária pelo homem de 356,5 pg TEQ por dia, valor este que gera graves preocupações à saúde pública.

EFEITOS NA SAÚDE HUMANA

Durante a década de 80, a preocupação da comunidade científica e de agências reguladoras com os efeitos das dioxinas e furanos na saúde humana concentrou-se em pesquisas visando estabelecer parâmetros do seu perigo carcinogênico. EPA/600/8-89/053, 1988, apud LIMA, 1994 “classifica a 2,3,7,8 TCDD como cancerígeno classe B2 baseada em evidência inadequada em humanos e evidência suficiente em animais, o que indica, pela definição desta classe, provavelmente cancerígeno para humanos”.

Em 1985 foi editado o primeiro documento de Análise de Risco de Dioxinas pela EPA. Em 1988 foi divulgada uma revisão desta Análise pela EPA, sugerindo que as dioxinas são menos potentes do que o considerado na análise de 85 (JOHNSON, 1995a). Em outubro de 1990, num encontro científico, surgiram novas informações sobre as dioxinas, sendo a de maior importância a descoberta de que sua penetração nas células humanas se dá através de uma proteína intramolecular denominada Ah receptor (EPA, 1994a) que confunde a dioxina com hormônios esteróides e liga-se a ela, promovendo o mecanismo de ação em nível molecular (CLAPP et alli, 1995). Este fato fez a EPA mudar sua visão sobre o composto por se alterarem os modelos de análise empregados até então, decidindo intensificar novamente as pesquisas e iniciar uma reanálise das dioxinas e furanos (JOHNSON, 1995a).

Este processo estava com sua conclusão prevista para 2 anos, no entanto a divulgação da redação final do documento (com mais de 2.000 páginas) ocorreu em setembro de 94. Um dos volumes trata da caracterização do risco das dioxinas (EPA,

1994b), e gerou diversas análises críticas, tanto contra como a favor (JOHNSON, 1995b, JOHNSON, 1995c, CLAPP et alli, 1995, GREENBERG et alli, 1995).

No entanto, além de reafirmar a ligação entre dioxinas e câncer, o dado mais significativo desta reanálise de 1994 divulgada pela EPA é a grande preocupação com os efeitos não cancerígenos das dioxinas que ela causou (JOHNSON, 1995a). Isto se justifica em função da diferença entre os níveis de “background” (nível histórico) e os níveis onde os efeitos em humanos são detectáveis em termos de TEQ, que é consideravelmente menor do que se estimava até então. Estes efeitos, relacionados com o nível de exposição, estão indicados no quadro 5.5.

Quadro 5.5 - Efeitos da dioxina na saúde humana e em animais

	EFEITO	ESPÉCIES	NÍVEL DE DIOXINA *
	nível histórico	humanos	9
CAUSA ASSOCIADA À DIOXINA	cloroacne	humanos	45 -3.000
	cloroacne	macacos	1.000
	cloroacne	coelhos	220
	cloroacne	ratos	14.000
CAUSA SUPOSTAMENTE ASSOCIADA À DIOXINA (em estudos)	câncer	humanos	109 - 7.000
	câncer	hamster	500
	câncer	ratos	1.000
	decréscimo nível testoterona	humanos	83
	diminuição de testículos	humanos	14
	diminuição de testículos	ratos	10.200
	alteração na tolerância à glucose	humanos	14 - 110
EFEITOS DE DOSES BAIXAS EM ANIMAIS	endometriose	macacos	54
	decréscimo contagem de esperma	ratos	64
	diminuição viabilidade reprodução	macaco rhesus	270
	aumento da susceptibilidade viral	ratos	7
fonte: EPA/600/BP-92/001C, 1994 apud ANON, 1995			* em ng/kg peso

Muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas para o aprofundamento da compreensão dos mecanismos de ação das dioxinas e furanos visando a completa determinação dos efeitos, na saúde humana, deste grupo de compostos. Segundo NOJERINO, 1995, “O estágio atual das investigações a respeito ainda não nos pode oferecer qualquer segurança de que a ciência tenha esgotado o levantamento das enfermidades causadas por sua ação. Pelo contrário, recém iniciaram-se as

investigações na área endocrinológica, estudando-se a ação mimetizadora de hormônios por parte das dioxinas e furanos, assim como nas áreas neurológicas e do sistema imunológico.”

6. USINAS DE INCINERAÇÃO

Denomina-se de Usinas de Incineração de Resíduos ao conjunto das instalações, devidamente projetadas e operadas, necessárias para viabilizar o adequado tratamento térmico de resíduos. Dependendo do tipo de resíduo a ser incinerado (RSD, RSS ou RI), da sua quantidade e da tecnologia a ser utilizada, distintas concepções de usinas podem ser adotadas. Neste capítulo são abordadas algumas das características necessárias para instalação, os parâmetros de projeto e algumas rotinas de operação para Usinas de médio e grande porte de RSD.

6.1 INSTALAÇÕES FÍSICAS

IMPLANTAÇÃO

Diversas considerações devem ser feitas para a localização e implantação de uma Usina de Incineração de Resíduos Sólidos (BINDER et MINOTT, 1989). Uma vez que a incineração vem a ser uma alternativa aos aterros sanitários, é interessante, para ser viabilizada, que esteja situada no local de geração de tais resíduos, ou seja, nas aglomerações urbanas. Em função disto, sua localização deve atender requisitos como: vias de acesso, áreas disponíveis, características de uso e ocupação do solo do seu entorno, previsão de cenários futuros com a implantação da usina, características climáticas do local (visando a otimização da dispersão dos poluentes), infra-estrutura adequada, etc .

Para Usinas com capacidade maior que 40 ton/dia de resíduos domiciliares, segundo a SEMA, 1991, é obrigatória a elaboração do Estudo de Impacto Ambiental do empreendimento, sendo que a determinação das alternativas locacionais, nestes casos, é inerente ao próprio EIA, sendo a questão ambiental priorizada para a escolha do local de implantação.

Escolhida a área, que deve ser de tamanho compatível com a necessidade do empreendimento, é de suma importância a determinação do lay-out do complexo da Usina, pois, além da unidade de Incineração propriamente dita, há os setores de apoio operacional que devem ser cuidadosamente projetados para o adequado funcionamento da mesma. Entre eles destacam-se:

Vias de Circulação Interna: devem atender à demanda estimada dos caminhões que farão uso da área. Devem racionalizar o tráfego para pesagem, descarga e saída dos veículos, inclusive os de retirada de resíduos (cinza e escória) quando for o caso.

Plataforma de Descarga: deve ter área suficiente para a manobra dos caminhões, bem como ser coberta na área do fosso de descarga.

Área de Estocagem: em função da destinação da escória e das cinzas, do seu volume (em geral 10% do volume dos resíduos tratados) e do tempo de estocagem, a área destinada a esse fim deve ser adequadamente dimensionada.

Preparo do combustível: Quando se adota a tecnologia de RDF, em que é necessária a preparação dos resíduos antes da sua incineração, diversos aspectos devem ser abordados para o apropriado dimensionamento das instalações e equipamentos, especialmente: a questão da retirada ou não de metais antes da incineração; o tamanho dos resíduos a serem incinerados (trituração e peneiramento); a retirada ou não de impurezas como os vidros, por exemplo; a utilização ou não da matéria orgânica na incineração, etc. Estas definições afetam diretamente o planejamento da implantação da Usina, uma vez que implicam em alternativas de lay-out e de equipamentos distintos. Por exemplo, a separação da matéria orgânica visando a sua utilização para produção de composto proporciona o enriquecimento energético da fração a ser incinerada e determina configurações de equipamentos e de áreas de operação bastante particulares e específicas.

COMPONENTES DO INCINERADOR

RELATIVOS AOS RESÍDUOS

Fosso de recepção: onde são depositados os resíduos trazidos pelos caminhões de coleta. Seu dimensionamento deve levar em consideração: a capacidade de incineração da usina; peso específico aparente do resíduo; variações sazonais da composição e quantidade de resíduos coletados; determinação da capacidade suplementar, de maneira a não interromper a recepção no caso de uma pane na usina; adequado tempo de permanência do resíduo no fosso, minimizando problemas de fermentação; dimensões adequadas que otimizem o tempo de trajeto do guindaste de alimentação do incinerador; espaço suficiente para descarga dos caminhões de coleta com baixo ou nenhum tempo de espera mesmo em horários críticos.

Pontes Rolantes: Retiram, através de guindastes e gruas, os resíduos do fosso e carregam o forno do incinerador, ou no caso de tratamento prévio do resíduo (em usinas de RDF, por exemplo) podem transferir os resíduos, normalmente para uma esteira rolante, para o adequado preparo do combustível. Devem-se estabelecer os ciclos de manobra (tempo de carregamento, de levantamento, de translação, de descida, de descarregamento, de retorno, etc.) da ponte rolante e o seu rendimento (capacidade de carga, trabalho efetivo, periodicidade de manutenções, etc.), para um dimensionamento adequado dos equipamentos e da operação dos mesmos. Seu acionamento pode ser manual, semi-automático ou automático. Seu coeficiente de utilização previsto deve situar-se entre 60% a 80% da sua capacidade máxima (AGHTM, 1985) para garantir eventuais variações das situações previstas.

Forno: Onde ocorre a combustão dos resíduos, podendo ter diversas configurações, conforme a tecnologia adotada. Algumas destas características são comentadas no capítulo 3.

Retirada de Escória: Equipamentos e instalações especiais para retirada, estocagem e transporte até o local para disposição da escória devem ser previstos nos Incineradores. Dois tipos de processos são comumente utilizados: os que fazem o resfriamento forçado da escória (normalmente através de imersão em água) e os que

após a sua retirada do forno, a mantêm a mesma em recipientes estanques apropriados. Pode ser dado um tratamento à escória, como por exemplo a retirada de metais por atração magnética e a trituração, antes de uma possível utilização ou aterramento da mesma.

Retirada de cinzas volantes: Em função do equipamento de remoção de particulados é que serão determinados os acessórios para retirada das cinzas volantes, que normalmente são conjugados ao próprio equipamento de remoção, onde periodicamente é feita a retirada das cinzas. O manejo deve ser bastante criterioso devido às características químicas das cinzas. Estas podem ser misturadas à escória para posterior estabilização.

RELATIVOS AOS SISTEMAS DE AR / OXIGÊNIO

Os sistemas em questão geralmente compreendem os seguintes caminhamentos do ar ao longo do incinerador:

Tomada de ar: estes componentes devem ser de grandes dimensões para que a velocidade de entrada do ar seja da ordem de 1 a 2 m/s (AGHTM, 1985) e devem estar em local adequado de tal forma que plásticos e papéis não obstruam sua grade de proteção, especialmente quando localizados em região próxima ao fosso de descarga.

Alimentação de ar primário, secundário e terciário: diversos circuitos de fornecimento de ar devem ser dimensionados em função da necessidade desse ar em diferentes pontos do incinerador. Usualmente são usados ventiladores, que devem fornecer na quantidade, pressão e temperatura adequadas o denominado ar primário, utilizado na grelha de queima; o ar secundário, na câmara de combustão de gases; e o ar terciário, que pode ser utilizado para resfriamento do gás após a combustão, quando não há sistema de recuperação de calor.

Aquecimento do ar: é um circuito de ar quente, necessário para auxiliar no controle de temperatura em diversos pontos do incinerador. Pode ser usado para a queima de resíduos com baixo poder calórico, diminuindo ou eliminando a necessidade de combustível auxiliar; ou para aumentar a temperatura dos gases de

combustão após a passagem por lavadores, por exemplo; ou antes da passagem por equipamentos de controle de poluição do ar; ou ainda para adequar a temperatura do ar primário e secundário a níveis satisfatórios. O aquecimento deste circuito pode ser feito pelo próprio gás de combustão ou pelo vapor da caldeira, através de trocadores de calor em derivações adequadas.

Ventiladores de Exaustão: são ventiladores para retirada forçada, através da chaminé, dos gases tratados pelos equipamentos de controle de poluição do ar. Devem ser adequadamente dimensionados para produzirem pressão conveniente no fluxo gasoso, suficiente para sua exaustão pela chaminé, facilitando sua dispersão, sem prejuízo, no entanto, à combustão ou à eficiência dos equipamentos de tratamento dos gases.

RELATIVOS AOS SISTEMAS DE ÁGUA

Os diversos circuitos de água existentes nos incineradores têm diversas aplicações, conforme o tipo e o equipamento adotados. Usualmente suas funções mais correntes são as seguintes:

Resfriamento dos condensadores de vapor: a água é usada para trocas térmicas nos equipamentos para condensação de vapor.

Alimentação das caldeiras: a água para esse fim deve ser adequadamente tratada, com maior ou menor complexidade, em função da pressão de trabalho e das necessidades das caldeiras. Este tratamento implica em geração de águas residuárias provenientes da lavagem de filtros, do posto de desmineralização, etc., que devem ser neutralizadas antes do seu despejo.

Resfriamento de escórias e cinzas: é utilizada a água para resfriamento de escórias e cinzas. De acordo com o sistema de resfriamento adotado, pode ocorrer um elevado consumo de água que necessitará de procedimentos de neutralização da água excedente, normalmente através de tanques de decantação.

Injeção de água para resfriamento de gases: normalmente utilizada quando não há sistema de recuperação de energia (AGHTM, 1985). É necessário o

dimensionamento de sua quantidade e a determinação do local de utilização para desenvolvimento do circuito.

Alimentação de água para lavadores: em função do tipo de lavador (semi-seco ou úmido) o circuito de água necessário será distinto. Para lavadores semi-secos (por exemplo o SDA) a água é utilizada para o preparo da lama, antes da entrada no lavador, não gerando resíduo líquido. Para lavadores úmidos, a água é utilizada no próprio reator, gerando resíduos líquidos que devem ser decantados, neutralizados e, se preciso, resfriados antes do seu lançamento. Eventualmente podem ser recirculados.

Rede de prevenção de incêndio: alimentação específica e exclusiva de água visando suprir a necessidade de abastecimento (volume e pressão) da rede de hidrantes da Usina.

Outros Usos: outros circuitos de água são necessários nas usinas de incineração, como os de água potável para abastecimento de refeitórios e instalações sanitárias, os de água para lavagem de pisos e pátios, etc.

OUTROS COMPONENTES

Circuito de alimentação de óleo: usado pelo queimador auxiliar para ignições no processo de combustão, ou na adequação das condições de combustão.

Sistemas de ar comprimido: normalmente são dois sistemas independentes: o sistema de serviço, para uso eventual, especialmente de manutenção; e o sistema de ar comprimido de controle, no qual o ar comprimido é utilizado para diversas regulagens e manobras necessárias em vários equipamentos da usina, visando a manutenção de boas condições operacionais de todo o processo de incineração.

Circuitos elétricos: o sistema elétrico deve atender e suprir satisfatoriamente todas as necessidades de iluminação e força da usina, visando o total atendimento da demanda, bem como conter um sistema de geradores para uso eventual em caso de emergência. No caso de haver aproveitamento térmico via energia elétrica na usina de incineração, os sistemas devem ser integrados,

priorizando-se a energia gerada pelo incinerador para o abastecimento da própria usina.

Sistemas de controle: são circuitos diversos cujos terminais são sensores que permitem o acompanhamento de parâmetros importantes, ao longo de todo o processo da incineração, como: temperatura; pressão; teor de oxigênio, monóxido de carbono, ácido clorídrico e outros compostos; etc. (AGHTM, 1985). Fornecem, além de informações imprescindíveis para a adequada operação da usina, acompanhamento da qualidade das suas emissões.

Sistemas de comando: são circuitos, em geral elétricos, usados especificamente para alterar as condições de funcionamento dos equipamentos da usina, como: taxa de alimentação de resíduos no forno, quantidade e temperatura de ar primário e secundário, frequência de limpeza dos equipamentos de controle de poluição, etc.; podem ser manuais, semi-automáticos ou automáticos.

ANEXOS ADMINISTRATIVOS

Constituem-se da parte administrativa da usina, onde são necessários vestiários, sanitários, refeitórios, enfermaria, recepção de visitas, salas de administração, oficinas, salas de controle, etc., para o bom funcionamento do complexo.

6.2 PROJETO TÉCNICO

CARACTERÍSTICAS GERAIS

É necessário estabelecer diretrizes básicas de Projeto/Operação das instalações de Incineração de RSD. Todos os aspectos seguintes podem ser considerados: exigências de combustão; controle da combustão; exigências dos sistemas de controle de poluição do ar; normas de emissão de gases; controle de ruído; gerenciamento das cinzas; gerenciamento dos resíduos líquidos; e monitoramento.

Devem-se incorporar medidas que assegurem uma satisfatória eficiência na combustão. Isto pode ser conseguido se uma adequada combinação de temperatura, tempo de residência e mistura do gás (turbulência) é obtida na zona de combustão. NASSERZADEH et alli, 1991, e NASSERZADEH et alli, 1994, apresentam uma modelagem tridimensional que pode ser utilizada para projetos de novos incineradores ou na otimização de incineradores já existentes.

A temperatura gerada na zona de combustão é função do poder calorífico dos resíduos e do combustível auxiliar (quando for o caso), do projeto do incinerador, do suprimento de ar e do controle da combustão. As temperaturas conseguidas atualmente dependem das perdas de calor, entre as quais se incluem, entre outras: as perdas por condução (transferência de calor através das paredes do incinerador); as perdas por radiação e convecção na superfície; as perdas por convecção devidas à saída dos produtos da combustão; a perdas por aquecimento da mistura ar/combustível que chega; além da quantia de excesso de ar, etc. A eficácia do processo de combustão depende de uma boa mistura do ar e do combustível no incinerador. Esta mistura é obtida, assegurando-se que o ar que está sendo fornecido na zona de combustão tenha suficiente velocidade e massa para penetrar na zona de combustão dos gases (CCREM, 1991).

O tempo de retenção ou a extensão do tempo estimado para assegurar uma mistura completa do ar e do combustível é um importante parâmetro do incinerador. O volume do incinerador deve também ser grande o suficiente para

permitir que o combustível e gases combustíveis misturem-se totalmente e se queimem de maneira adequada. Considerando as informações atuais e o nível de desenvolvimento tecnológico existente, a legislação canadense estabelece os seguintes parâmetros para projeto, segundo a CCREM, 1991 :

PARÂMETROS DE PROJETO DE INCINERADOR DE RSD

TEMPERATURA MÍNIMA:

Deve ser mantida uma temperatura mínima, alta o suficiente para propiciar a destruição dos orgânicos. A temperatura mínima de 1000°C deve ser medida em conjunto com o tempo de retenção mínimo discutido a seguir.

TEMPO DE RETENÇÃO MÍNIMO:

Os incineradores de RSD devem ser projetados para um tempo de residência do gás da combustão de não menos que 1,0 seg a 1000°C, calculado no ponto no qual a maior parte da combustão tenha sido completada e a temperatura de incineração tenha sido totalmente desenvolvida. Em incineradores de câmaras múltiplas, o tempo de residência é calculado a partir da frente da chama de queima secundária ou a partir do ponto final de injeção de ar secundário. Onde a fornalha é um espaço contínuo (como num “spreader stoker” e num “mass burn” de câmara simples), o local da completa combustão (ponto de desenvolvimento completo de temperatura) deve ser determinado através de uma análise do projeto.

AR PRIMÁRIO:

O projeto deve assegurar que uma apropriada distribuição do ar seja desenvolvida para promover um bom contato entre o resíduo em queima e o ar entrante. Os sistemas de controle devem assegurar a capacidade de ajuste da distribuição de ar e também manter a distribuição do ar primário para compensar uma carga de combustível na grelha de padrão irregular. O controle deve também ser capaz de limitar o fluxo de ar para um nível apropriado visando minimizar o carreamento de partículas e reduzir a possibilidade de se suprimir a reação de

combustão. Para incineradores modulares, a injeção de ar do tipo “multiportas” é a indicada. Múltiplos difusores com controle de fluxo de ar individual são os mais adequados para incineradores de “mass burn”, enquanto que nos incineradores de RDF a distribuição de ar deve ser harmonizada com a distribuição do resíduo.

AR SECUNDÁRIO:

O sistema de suprimento de ar secundário deve ser suficiente para promover a mistura e permitir a conclusão do processo de combustão. O projeto das portas de injeção de ar e a quantia de “excesso de ar” dependerão da configuração da fornalha e do tipo de incinerador. De qualquer modo, o projeto deve assegurar boa penetração e mistura, sob todas as condições de fluxos. O sistema deve ser projetado considerando uma máxima flexibilidade no uso do ar secundário, já que isto pode ser desejável para o adequado controle do processo da incineração.

TAMANHO DO QUEIMADOR AUXILIAR:

O queimador auxiliar deve ter capacidade suficiente para atingir a temperatura de operação na partida (ignição do incinerador) e mantê-la durante o desligamento. O queimador auxiliar minimiza emissões através do aquecimento do sistema antes de o resíduo ser carregado no incinerador e providencia um aquecimento adicional para a completa combustão durante condições de distúrbio. É recomendado que o queimador auxiliar seja capaz de prover 60% da capacidade de aquecimento total calculada.

OXIGÊNIO NA CALDEIRA DE SAÍDA:

Para minimizar problemas de mistura ou supressão da combustão, a faixa recomendada para o oxigênio na caldeira de saída é de 6% a 12% para incineradores modulares e de “mass burn”; e 3% a 9% para incineradores de RDF.

VARIABILIDADE DOS PARÂMETROS

Os incineradores devem ser projetados de tal maneira que consigam atingir a temperatura, o tempo de residência, a disponibilidade de oxigênio e exigências de mistura específicas, mesmo considerando a grande variabilidade em diversos parâmetros de operação, inerentes ao próprio material combustível e às características do equipamento, como por exemplo: taxa da alimentação; poder calórico; teor de umidade e cinzas; ar de combustão; taxas do fluxo de gases; perdas de calor; etc. A faixa tolerável na qual a operação da unidade deve se restringir está compreendida nos valores entre 80% e 110% da capacidade calculada de projeto.

DIRETRIZES PARA PROJETO DOS SCPA's

A baixa emissão de traços metálicos e espécies orgânicas ocorre quando a temperatura de operação do sistema de controle de poluição do ar é baixa e a eficiência na remoção de material particulado é alta. As seguintes diretrizes são propostas por CCREM, 1991, para os SCPA's:

a) A temperatura de entrada no dispositivo de controle de material particulado deve ser de aproximadamente 140°C para garantir a condensação de traços orgânicos e espécies metálicas (especialmente Hg e Pb). Estes valores representam um bom ajuste entre a eficiência de remoção e a confiança na operação.

b) A opacidade da fumaça do incinerador não deve exceder 5%, segundo a CCREM, 1991, ou 10%, segundo GETZ et alli, 1991. Esta fácil indicação da performance dos dispositivos de controle de material particulado fornece ao operador sinal antecipado de falha no sistema. Valores maiores que 2% sob operação normal indicam a necessidade de atenção adicional na operação e de avaliação criteriosa do desempenho dos equipamentos (CCREM, 1991).

c) Controlando-se as emissões de certos contaminantes como material particulado, ácido clorídrico, monóxido de carbono e PCDD/F, pode-se antecipar que os níveis de emissão de outras substâncias como SO₂, NO_x, NO₂, Pb, Cd, Hg, As e Cr estarão dentro dos níveis aceitáveis de emissão. As emissões de traços orgânicos (PAH, PCB, Clorofenóis e Clorobenzenos) comportam-se de maneira

similar às do PCDD e PCDF. Se o nível de performance do SCPA e da combustão é bom, os níveis de emissão são baixos. Como alguns traços orgânicos têm afinidade com a superfície de partículas, melhorando-se as taxas de remoção de material particulado também haverá melhora na redução de emissões dessas espécies.

6.3 GERENCIAMENTO DE SUBPRODUTOS

GERENCIAMENTO DAS CINZAS E ESCÓRIAS

Ainda é necessário o desenvolvimento de estudos mais detalhados sobre manejo das cinzas e sua disposição final; algumas recomendações para a prática deste gerenciamento são as seguintes:

-Caracterização: é recomendado que os testes de caracterização do resíduo sejam conduzidos para permitir uma efetiva avaliação das opções de gerenciamento. Os resíduos dos incineradores consistem em: escória, cinzas volantes e outros sólidos coletados dentro dos equipamentos da unidade de incineração, bem como, eventualmente, água residuária de algum tratamento de emissões existentes, conforme o incinerador. As características físicas e químicas destes resíduos devem ser determinadas, porque determinados resíduos oriundos das unidades de incineração podem ser perigosos.

-Emissões involuntárias: adequadas precauções devem ser tomadas para minimizar as emissões involuntárias durante o manejo e transferência das cinzas dos incineradores e de outros resíduos sólidos. Entre outras, estas medidas podem ser:

- usar sistemas fechados para o manejo de materiais finos e secos, até que eles possam ser misturados com líquidos, para minimizar sua dispersão na atmosfera.
- usar depósitos impermeáveis ou containers tampados para transferência dos resíduos, das instalações até o local de aterramento apropriado.

-Disposição: é recomendável que a escória seja coletada, estocada e transportada separadamente das cinzas volantes. As espécies e as propriedades dos elementos traços de substâncias inorgânicas presentes nas cinzas são diferentes das presentes na escória. A escória é considerada um resíduo com propriedades químicas e físicas tais que, em função das análises de caracterização, ela pode ser disposta em aterro sanitário convencional. As cinzas volantes não devem ser misturadas com os resíduos sólidos urbanos; a disposição em aterros convencionais não é recomendada sem um tratamento adicional.

GERENCIAMENTO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

É recomendável que as águas residuárias provenientes de Incineradores de RSD sofram adequados processos de tratamento, especialmente as oriundas dos equipamentos de tratamento de gases, para possibilitar seu enquadramento nos padrões de emissão estabelecidos pelas normas municipais e/ou estaduais, visando seu lançamento no sistema de esgoto sanitário local ou em corpos d'água, se for o caso.

CONTROLE DE RUÍDO

No projeto das instalações de Incineração de RSD, medidas devem ser tomadas para controle dos níveis de ruído de maneira a assegurar o atendimento às leis correspondentes e limitar o nível de ruído da Usina aos níveis do ambiente da área de seu entorno.

6.4 PROCEDIMENTOS OPERACIONAIS

IGNIÇÃO E DESLIGAMENTO

A temperatura mínima de 1000°C recomendada em item anterior deve ser atendida usando um queimador auxiliar e um sistema de controle antes de o lixo ser introduzido dentro do incinerador. Esta temperatura deve ser mantida durante todo o tempo de carga do lixo.

Durante o desligamento, segundo a CCREM, 1991, a temperatura deve ser mantida através da operação do queimador secundário até que o nível de CO possa ser sustentado abaixo de 50 ppmdv (57 mg/Rm3) a 11% de oxigênio (esta condição indica término da combustão na grade).

O sistema de controle de poluição do ar não deve sofrer “by-pass” durante a ignição ou o desligamento, exceto nas seguintes circunstâncias:

- quando os gases do sistema estão abaixo da temperatura especificada do SCPA, isto é, para minimizar o potencial de condensação nos mesmos;
- quando isto for necessário para minimizar uma eventual propagação do fogo para o SCPA;
- na eventualidade de uma falha no sistema de ventilação forçada, sendo necessário abrir (liberando o fluxo) o equipamento durante um desligamento de emergência.

DESLIGAMENTO DE EMERGÊNCIA

Quando ocorrerem anomalias na operação do incinerador, o sistema de controle automático deve proceder ao desligamento de emergência, cessando de imediato a alimentação de resíduos ao incinerador, sempre que as seguintes condições de distúrbios ocorrerem:

- a concentração de oxigênio na saída da caldeira estiver abaixo das faixas especificadas (6 a 12% ou 3 a 9% para MB ou RDF respectivamente);
- a média de 4 horas da concentração de CO for maior do que a especificada (50 ppmdv a 11% O₂);
- mesmo com a ignição do queimador auxiliar durante a operação do incinerador, não for restabelecida a totalidade da temperatura do gás a um mínimo de 1000° C.

O desligamento de emergência é uma última medida; o equipamento do processo de monitoramento deve propiciar à operação do incinerador informações sobre a ameaça de distúrbios nas condições do seu funcionamento. As seguintes providências devem ser tomadas, a título de remediação, antes do corte na alimentação da unidade de incineração, em função da observação dos seguintes parâmetros operacionais:

Temperatura:

O sistema de controle deve ajustar os níveis de ar ou da alimentação de resíduos para manter a temperatura requerida, em função principalmente das variações de temperatura associadas às alterações na qualidade dos resíduos da alimentação. Falhas na manutenção da temperatura a um mínimo preestabelecido fazem iniciar a operação do queimador auxiliar. Persistindo temperaturas baixas, isto significa a falha no queimador auxiliar ou um mau funcionamento em outro sistema. Neste caso, devem ser checados:

- o controlador do queimador;
- o controlador do fluxo de ar;
- o sistema de alimentação do lixo;
- outros equipamentos auxiliares que podem influenciar na performance.

A eficiência no sistema de controle de poluição do ar é função da temperatura de operação e de diversas outras variáveis tais como taxa de adição de reagente (para SDA) e tempo de residência no sistema. Elevadas temperaturas conduzirão a um incremento nas emissões de metais voláteis e, potencialmente, a um aumento nas emissões de traços orgânicos. A temperatura no SCPA deve ser regulada para assegurar que os filtros de manga não se danifiquem devido a temperaturas excessivamente altas. A temperatura é controlada através da adição de água no sistema de condicionamento de gás ou como parte da borra de cal no reator. Considerando que a remoção do ácido clorídrico é, parcialmente, uma função do nível de umidade do gás, qualquer falha no sistema de vaporização (spray) da água pode conduzir tanto a temperaturas excessivas quanto a altas emissões de ácido clorídrico.

Portanto, variações pequenas na temperatura podem ser esperadas, mas temperaturas persistentemente maiores que o normal devem conduzir a um exame no sistema. Falha tanto no suprimento de água como no sistema de atomização conduzirá a este aumento na temperatura. Uma diminuição na remoção de calor na caldeira pode conduzir também a um incremento na carga térmica, com o conseqüente aumento potencial da temperatura através do sistema.

Monóxido de carbono:

O monitor de monóxido de carbono providencia a indicação da eficiência da combustão. A concentração de monóxido de carbono no gás sempre sofre alguma variabilidade, mas em todos os casos os valores médios devem estar substancialmente abaixo dos padrões recomendados. O operador deve tomar providências, quando os níveis de CO são o dobro do recomendado para a média de 4 horas corridas.

A concentração de CO pode subir após um resíduo, particularmente se este contiver alta energia, ser carregado no incinerador. A queda de temperatura no sistema pode ter o mesmo efeito. As atitudes em relação a esta variação devem considerar os fatores que mais podem influenciar no distúrbio; entre elas:

- verificação das temperaturas e níveis de oxigênio nos sistemas de monitoramento contínuo para determinar se eles estão normais;
- testes de operação do monitor de CO através da checagem da calibração do zero e do fundo de escala;
- inspeção visual das grades;
- checagem e ajuste da distribuição de ar necessário;
- redução da taxa de carga;
- ligação manual dos queimadores auxiliares;
- desligamento do sistema.

Para a execução destas ações preventivas, o operador deve ser treinado para reconhecer condições anormais durante qualquer destas checagens e deve estar preparado para fazer os ajustes necessários antes de se dirigir ao próximo estágio de diagnóstico. Com uma intervenção satisfatória, é possível operar o incinerador

dentro das faixas recomendadas, sem interromper sua operação. Para tanto, os monitores de Oxigênio e CO devem ser calibrados a cada 24 horas, usando o “zero” pré-analisado e misturas de gás calibradas (CCREM, 1991).

Opacidade:

O monitoramento da opacidade na chaminé pode dar uma indicação de possíveis falhas nos filtros de manga que, de outra forma, não poderiam ser reconhecidas até que o sistema fosse testado usando técnicas manuais de amostragem na chaminé. Normalmente o nível de opacidade deverá ser menor que o especificado se o sistema é operado adequadamente. Altos níveis de opacidade devem conduzir a atitudes similares às aquelas indicadas para as alterações no nível de CO, além dos seguintes itens, que devem ser checados:

- performance do monitor;
- queda de pressão dos filtros de manga;
- período do tempo de limpeza dos filtros de manga;
- temperaturas do sistema;
- operação individual de cada compartimento.

O monitor de opacidade, usado com competência, é o que mais cedo informa problemas no sistema, dando tempo suficiente ao operador para que verifique e corrija em tempo hábil o distúrbio ocorrido na operação.

Ácido Clorídrico:

A eficiência do sistema de controle de poluição do ar é função de diversos parâmetros e condições, incluindo temperatura e taxa da adição de reagente. As concentrações de saída das emissões de HCl são função principalmente das concentrações de entrada, as quais variam de carga para carga, bem como dependem do tempo de queima (tempo de residência) da mesma. A análise da eficiência de remoção do HCl deve ser efetuada através de dados da ignição e testes operacionais com o sistema de monitoramento devendo suprir meios adequados de amostragem

do nível de HCl. A alta concentração de emissão de HCl deve ser objeto das seguintes providências:

- checagem da operação do incinerador para assegurar que está normal;
- checagem das temperaturas no sistema de controle de poluição do ar e condições de operação, como da água e pressão do ar, para se assegurar da correta operação;
- teste dos instrumentos de medição de HCl, pela calibragem de performance do “zero” e fundo de escala;
- checagem dos circuitos de controle da adição do reagente e das taxas dessa adição;
- determinação da falha, se é geral ou limitada a um determinado sistema;
- checagem da composição do resíduo para determinar se houve grandes alterações;
- checagem da concentração de entrada do HCl nos equipamentos de controle, para determinar se a falha é resultado das variações nas características do resíduo.

Concluídos estes procedimentos, tentar retificar as emissões excessivas através de: incremento na taxa de adição de reagente; redução na carga de resíduos; e, na falta de sucesso, aí então, desligar a unidade.

REGISTROS E RELATÓRIOS

As instalações de incineração de resíduos devem ser inspecionadas diariamente para se detectarem vazamentos, derramamentos, corrosão, pontos quentes e mau funcionamento. A inspeção deve revelar se medidores, registradores e monitores estão funcionando adequadamente e se reparos preventivos são necessários. Devem ser mantidos registros de todas as inspeções feitas.

Durante toda a vida operacional da usina, registros diários devem ser guardados e mantidos atualizados, com dados da quantidade em peso da entrada de resíduos; quantidade e descrição da saída de resíduos; quantidade de resíduos queimados, etc. Os relatórios mensais da operação e monitoramento da usina devem incluir as médias de opacidade, oxigênio, ácido clorídrico e monóxido de carbono, assim como todas as demais informações necessárias para avaliação, pelas autoridades competentes e pelo público em geral, do atendimento aos requisitos legais de operação da usina.

7. LEGISLAÇÃO

As normas brasileiras relativas à incineração de resíduos sólidos urbanos são bastante escassas. A Resolução CONAMA 01 de 23/01/1986, que dispõe sobre avaliação de impacto ambiental, diz no seu artigo 2º, inciso X, que “Aterros Sanitários, processamento e destino final de resíduos tóxicos ou perigosos” dependem de estudo de impacto ambiental e respectivo relatório de impacto ambiental para seu licenciamento. Baseada neste inciso e dentro das diretrizes gerais da Resolução, a Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA detalhou os critérios de exigência de EIA/RIMA (SEMA, 1991), indicando a necessidade da sua elaboração para Incineradores de RSD ou RSS com capacidade maior que 40 ton/dia. Para incineradores de menor porte, depende de deliberação da Secretaria a apresentação ou não do estudo para licenciamento do empreendimento.

Tem-se também a Resolução CONAMA 08/90 de 06/12/90, que limita caldeiras, fornos (para áreas classe II e III) e incineradores, todos maiores que 70 Mw, a terem emissões de SO₂ não superiores a 2.000 g/10⁶ Kcal e de material particulado não maiores que 120 g/10⁶ Kcal (a óleo combustível) e 800g/10⁶ Kcal (a carvão mineral). A Densidade Colorimétrica não deve ser superior a 20 %, equivalente ao padrão N°1 da Escala Ringelmann. Para unidades com potência nominal menores que 70 MW, os limites de emissões são menos rigorosos, exceto para a densidade colorimétrica.

A Resolução CONAMA 08/90, no seu art. 3º, ainda estabelece que “Para outros combustíveis, exceto óleo combustível e carvão mineral, caberá aos Órgãos Estaduais de Meio Ambiente o estabelecimento de limites máximos de emissão para partículas totais, dióxido e enxofre e, se for o caso, outros poluentes, quando do licenciamento ambiental do empreendimento”. Considerando que os resíduos sólidos

urbanos são o combustível das usinas de incineração, os limites máximos de emissão dos seus poluentes devem ser estabelecidos pelos órgão estaduais competentes.

A CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, órgão fiscalizador da SEMA - Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo, adota alguns critérios específicos na fiscalização de incineradores de RSS, regulados pela Norma CETESB E-15011, revisada em fevereiro de 1997, que englobam medições de temperatura e análise dos gases de saída da chaminé, além da água residuária do lavador de gases.

Rigorosos procedimentos de operação são previstos pela CETESB E-15011, como por exemplo o desligamento ou bloqueio da alimentação da fornalha em caso de: baixa temperatura nas câmaras, ausência de chama em qualquer queimador, pressão relativa positiva nas câmaras de combustão, falta de energia ou queda brusca de tensão, valores de CO entre 125 e 625 mg/Nm³ por mais de 10 minutos ou valores de CO superiores a 625 mg/Nm³ em qualquer instante. A temperatura dos gases de saída da câmara primária deve ser superior a 800° C e o tempo de residência dos resíduos em processo de incineração deve ser de no mínimo 60 minutos. A temperatura dos gases de saída da câmara secundária deve ser igual a 1.000° C, com tempo de residência mínimo de 0,8 seg e excesso de ar mínimo de 7%.

São exigidos ainda monitores contínuos em função da capacidade do sistema. Para capacidades maiores que 1500 Kg/dia são exigidos indicadores e registradores nas chaminés para CO, O₂, Hidrocarbonetos Totais e Opacidade. Indicadores e registradores de temperatura devem ser instalados nas duas câmaras de combustão e os de pressão devem ser instalados na câmara primária.

Os limites de emissão conforme as capacidades dos sistemas são os indicados no quadro 7.1. Observa-se que para capacidades maiores que 1500 Kg/dia o limite de emissão para dioxinas e furanos é bastante rigoroso. O fator de equivalência de toxicidade adotado pela CETESB para os limites de emissão de dioxinas e furanos para os incineradores de resíduos de serviço de saúde é igual ao da NATO, adotado internacionalmente, e que também é utilizado pela EPA.

Quadro 7.1 - Limites de emissão por capacidade do sistema de incineração

Poluente	< 200 Kg/dia base seca a 7% O ₂ ⁽¹⁾	200 a 1500 Kg/dia base seca a 7% O ₂ ⁽¹⁾	> 1500 Kg/dia base seca a 7% O ₂ ⁽¹⁾
Material particulado	120 mg/Nm ³	70 mg/Nm ³	50 mg/Nm ³
SO _x (expresso em SO ₂)	250 mg/Nm ³	250 mg/Nm ³	250 mg/Nm ³
NO _x (expresso em NO ₂)	400 mg/Nm ³	400 mg/Nm ³	400 mg/Nm ³
Ácido clorídrico	100 mg/Nm ³ e 1,8 Kg/h	100 mg/Nm ³ e 1,8 Kg/h	70 mg/Nm ³
Ácido Fluorídrico	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³	5 mg/Nm ³
Substâncias Classe I ⁽²⁾	0,28 mg/Nm ³	0,28 mg/Nm ³	0,28 mg/Nm ³
Substâncias Classe II ⁽³⁾	1,4 mg/Nm ³	1,4 mg/Nm ³	1,4 mg/Nm ³
Substâncias Classe III ⁽⁴⁾	7 mg/Nm ³	7 mg/Nm ³	7 mg/Nm ³
Dioxinas e Furanos ⁽⁵⁾	-	0,14 * ng/Nm ³	0,14 ng/Nm ³
CO	125 mg/Nm ³	125 mg/Nm ³	125 mg/Nm ³

(1) desde que não haja injeção de oxigênio puro

fonte: CETESB, 1997

(2) somatório das emissões de Cd, Hg e Tl

(3) somatório das emissões de As, Co, Ni, Se e Te

(4) somatório das emissões de Sb, Pb, Cr, CN, F, Cu, Mn, Pt, Pd, Rh, V e Sn

(5) em 2,3,7,8 TCDD FET (toxicidade equivalente)

* poderá ser dispensada a coleta e análise destes poluentes, a critério da CETESB

Os atuais parâmetros da Norma CETESB E-15011 são relativamente novos (foram revisados em fev/97) e acompanham as diretrizes estabelecidas por outros países, onde as legislações pertinentes à incineração de resíduos sólidos foram evoluindo de acordo com o maior grau de conhecimento da própria tecnologia, bem como em função de pressões da sociedade junto às autoridades de seus países no sentido de restringir ao máximo as fontes poluidoras. No âmbito dos RSD, no entanto, pela própria inexistência de unidades de incineração, não há nenhuma legislação que regule a atividade e que estabeleça parâmetros de projeto e de emissão como o faz a CETESB para os RSS.

As legislações e normas vigentes nos países que se utilizam da tecnologia de incineração de RSD não se limitam apenas a estabelecer padrões de emissão de efluentes, mas sim a contemplar critérios de projeto e diretrizes de manejo, de modo a permitir perfeito controle em todo o processo da incineração. Os efeitos no ambiente, vindos de qualquer equipamento usado para combustão, dependem de diversos fatores, entre eles a natureza, a forma, e a concentração das substâncias liberadas. No caso da incineração de resíduos sólidos domiciliares, as maiores liberações estão nos gases, nos resíduos das cinzas e, ocasionalmente, em águas residuárias.

A maioria das atuais normas sobre Incineração de Resíduos Sólidos Domiciliares leva em consideração os seguintes grupos de substâncias, sobre as quais se costuma estabelecer limites de emissões :

Gases Ácidos: - ácido clorídrico (HCl)
- ácido fluorídrico (HF)
- óxidos de nitrogênio (NOx)
- óxidos de enxofre (SOx)

Material Particulado:

Metais: que são subdivididos em três classes pela legislação da maioria dos países Europeus:

Classe I : mercúrio*, cádmio*

Classe II: arsênio*, cobalto, níquel*, selênio*, berílio*, tellurium

Classe III: chumbo*, cromo*, cobre*, zinco*, manganês, potássio, vanádio*, sódio, alumínio, magnésio, ferro, prata, fósforo, silício, titânio, boro, bário, antimônio*, bismuto, tin, molibdênio e cálcio.

* São os metais considerados como de maior preocupação para a saúde e o ambiente segundo a CCREM, 1991.

Orgânicos: -Dioxinas - Policlorodibenzo-p-dioxinas (PCDD's)
-Policlorodibenzo-furanos (PCDF's)
-Clorobenzenos (CB)
-Policlorobifenil (PCB's)
-Hidrocarbonos Aromáticos Policíclicos (PAH's)
-Clorofenóis (CP)

No quadro 7.2 é apresentada uma compilação de referências na qual são mostrados os limites de emissões para diversos poluentes, oriundos da incineração de RSD, conforme legislação de vários países. Uma comparação entre os limites indicados deve ser feita com cautela em função das diferentes "condições de referência das emissões" e das unidades adotadas pelas diversas normas apresentadas.

Quadro 7.2 - Normas Internacionais - Níveis de Emissões Permitidos

PAÍS	SUIÇA	ALEM.	GRÁ-BRE	HOLANDA	EUROPA	SUÉCIA	FRANÇA	CANADÁ	DINAM.	JAPÃO	ÁUSTRIA	EUA	BRASIL
FONTES	a	a, b, c	d, i	a, c, e	a, c, e, h	e, g	f	j	k	a	a	l, m, n, o	a
NORMA	CB GW	17BIm SchV	IPR 5/3	NL GW	EG Richtlinien	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	LRG - K	40CFR60	CONAMA 08/90
ANO	Mar/90	Dez/90	Abr/91	1989	Jun/89	1986	1986	1991	(ni)	(ni)	Jul/88	(ni)	06/12/90
ENQUADRAMENTO	Valor Médio Diário	Valor Médio Diário	Valor Médio Diário	Valor Médio Horário	Valor Médio 7 dias	Valor Médio Mensal	(ni)	Valor Médio 4 Horas	(ni)	Para Grandes Cidades	Valor Médio Diário	Valor Médio 4 Horas	Caldeiras Fornos Incinerad.
PORTE	(ni)	> 750 Kg/h	(ni)	(ni)	> 5 ton/h	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	> 250 ton/dia	> 70 Mw
CONDIÇÃO DE REFERÊNCIA DAS EMISSÕES			273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	298 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	273 ° K 101,3 kPa	298 ° K 101,3 kPa (ni)
GRUPO	COMPOSTO	UNID. (2)	11% O ₂	11% O ₂	11% O ₂	10% CO ₂	7% CO ₂	11% O ₂	10% O ₂	12% O ₂	11% O ₂	7% O ₂	(14)
MP	Particulados	mg/m ³	20 (ni)	10 (ni)	30 (ni)	5 (ni)	20 (ni)	50 (ni)	20 (ni)	40 (ni)	30 (ni)	25 (ni)	24,5 (ni)
	Opacidade	%	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	5% (ni)	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)
COMPONENTE S DO GÁS	CO	mg/m ³	(ni)	50 ⁽¹⁾	100	50	100 ⁽¹⁾	(ni)	0,1% (ni)	57 (ni)	100 (ni)	100	100 ppm (ni)
	Res. Org	mg/m ³	20	10	20	10	20	(ni)	10 ppm (ni)	(ni)	(ni)	20	(ni)
	SO ₂	mg/m ³	50	50	300	40	300	200	(ni)	260	300	20 ppm	30 ppm 2.000 ⁽⁶⁾
	HCl	mg/m ³	20	10	30	10	50	100	100 (ni)	75 (ni)	100 (ni)	50 ppm	15 (ni)
	HF	mg/m ³	2	1	2	1	2	1	(ni)	(ni)	(ni)	0,7 (ni)	25 ppm (ni)
	NOx	mg/m ³	80 (NO ₂)	200 (NO ₂)	350	70	(ni)	400	(ni)	400	(ni)	100 ppm	100 150 ppm (ni)
	Cd + Hg	mg/m ³	0,1	0,05	0,1	0,05	0,08	0,3	(ni)	(ni)	(ni)	0,1	0,08 (ni)
INORGÂN. NOCIVO	Classe I - Cd	mg/m ³	0,1	0,05	0,1	0,05	0,02	0,3	(ni)	(ni)	(ni)	0,1	0,2 (ni)
	Classe II ⁽⁸⁾	mg/m ³	(ni)	0,5	1	1	Ni+As<1 (ni)	1,0 (As)	(ni)	(ni)	(ni)	1	(ni)
	Classe III ⁽⁷⁾	mg/m ³	(ni)	0,5	1	1	Soma<5 (ni)	0,5	(ni)	(ni)	(ni)	1	Pb<0,2 (ni)
	Classe III ⁽⁷⁾	mg/m ³	(ni)	0,5	1	1	Soma<5 (ni)	0,5	(ni)	(ni)	(ni)	1	Pb<0,2 (ni)
PCDD/F	TCDD TEQ	ng/m ³	(ni)	0,1 ⁽⁴⁾	1	0,1 ⁽⁵⁾	(ni)	0,1 ⁽⁵⁾	(ni)	0,5	(ni)	0,1	13 ⁽³⁾ (ni)
QUEIMA	CEM		(ni)	(12)	(ni)	(ni)	(10)	(ni)	(ni)	(11)	(ni)	(9)	(ni)
	Tpt Mínima	° C	800	850	850	(ni)	850	(ni)	(ni)	1000	(ni)	(ni)	1000 (ni)
	Tempo Resid.	seg	(ni)	2	(ni)	(ni)	2	(ni)	(ni)	1	(ni)	(ni)	(ni)
	Mínimo O ₂	%	(ni)	6	(ni)	(ni)	6	(ni)	(ni)	(ni)	(ni)	6	(ni)
OBS.	<p>(1) - valor médio para 1 hora (6) - g/10⁶ Kcal - Oleo Comb. ou Carvão Mineral (12) - Todas concentrações de emissões, volume, O₂ três temperaturas, vol. gases de combustão, umidade</p> <p>(2) - condição da referência (7) - Sb, Pb, Cr, CN, F, Cu, Mn, Pt, Pd, Rh, V, Sr (13) - Opacidade, SO₂, Nox, CO, Carga e Temperaturas</p> <p>(3) - dioxinas totais (8) - As, Co, Ni, Se, Te (14) 120g/106 Kcal - óleo comb. e 800g/10⁶ Kcal - carvão min</p> <p>(4) - NATO (9) - Pb, SO₂, CO, CO₂, O₂, Temperaturas a) A ARAUJO S/A, 1992 b) FOUHY, 1992 c) SANTEN, 1993 d) PATEL et HIGHAM, 1995</p> <p>(5) - EADON (10)-Pb, HCl, CO, O₂, SO₂, HF, CO₂, Temp, Vapores e) JUNGSMANN, 1993 f) NILSSON, 1990 g) LORAM, 1988 h) LOWE et GROEGER, 1990</p> <p>(ni) - não informado (11)-Opacidade, O₂, CO, HCl e Temperaturas i) HEAP, 1995 j) CCREM, 1991 k) HAY, 1989 l) EPA, 1997</p> <p>org. GRIPP, W. G.</p>												

8. OS INCINERADORES PROPOSTOS PARA SÃO PAULO

8.1 O INCINERADOR DE SAPOPEMBA

CARACTERÍSTICAS GERAIS

A unidade de incineração de Sapopemba “consiste de uma usina de processamento de resíduos sólidos domiciliares, na qual se verificam os processos de: segregação da matéria orgânica presente no lixo, triagem dos materiais recicláveis presentes na matéria orgânica previamente segregada, destruição térmica dos rejeitos originados no processo anterior e segregação dos metais ferrosos presentes nas escórias após o processo de queima” (PROEMA, 1994b, pág. 5).

Pelo que se depreende dos diversos itens do EIA/RIMA (PROEMA, 1994a e PROEMA, 1994b, respectivamente), apesar de sua redação não estar suficientemente clara e apresentar diversas dubiedades e omissões em vários pontos importantes, supõe-se que a usina de incineração de Sapopemba pretende processar 2.500 ton de RSD, efetuando o aproveitamento de parte dos seus materiais recicláveis, bem como o aproveitamento da matéria orgânica, gerando o chamado “pré-composto cru” e incinerar todos os demais rejeitos deste processo, sendo composta dos seguintes setores:

- setor de recepção, manuseio e estocagem dos RSD;
- setor de alimentação do incinerador;
- setor de incineração;
- setor de recuperação de energia na caldeira;
- setor de tratamento e depuração dos gases;
- setor de manuseio de escórias e cinzas;
- setor de geração de energia elétrica.

De acordo com PROEMA, 1994b, págs. 6, 7 e 8, o setor de recepção, manuseio e estocagem dos RSD terá balança rodoviária, cais de descarga do lixo a ser processado, 5 linhas de alimentação (esteiras transportadoras) com capacidade para 40 ton/hora cada, peneiras rotativas para retirada da fração orgânica e centro de triagem manual que efetuará a separação dos produtos recicláveis ainda contidos na matéria orgânica proveniente das peneiras rotativas. As peneiras rotativas para “segregação da matéria orgânica presente no lixo” terão diâmetro de 3,50 m, 13,00 m de comprimento e malha de 100 mm (PROEMA, 1994a, pág. 18). O material retido na peneira segue para o incinerador, e o material que passa vai para o setor de triagem manual (no qual são separados os produtos recicláveis ainda contidos na matéria orgânica). Em duas linhas de triagem haverá separadores eletromagnéticos para separação de partes ferrosas (PROEMA, 1994a, pág. 18). Não é detalhado o destino da matéria orgânica segregada, a qual é chamada de material pré-composto cru. É prevista a operação em dois turnos, num total de 15 horas diárias (PROEMA, 1994a, pág. 18), o que significa uma capacidade de processamento neste setor de manuseio de 3.000 ton/dia.

O setor de incineração dos rejeitos terá 03 (três) módulos de incineração idênticos e paralelos, sendo que cada módulo apresentará uma capacidade de processar a queima de 440 ton de rejeitos por dia (PROEMA, 1994b, pág. 8). PROEMA, 1994a, pág. 38, tabela 2.2, fornece as características técnicas do dimensionamento da fornalha, indicando que o valor adotado para o PCI dos rejeitos a serem incinerados é de 8.370 KJ/Kg e a umidade adotada é de 34%. A grelha de combustão proposta para os três módulos de incineração, de acordo com PROEMA, 1994a, quadro 2.1 e 2.2, págs. 25 e 26, pode ser classificada como sendo uma grelha de degraus móveis de fluxo reverso, com a capacidade especificada de 18,34 ton/hora cada uma. A taxa de excesso de ar, indicada em PROEMA, 1994a, tabela 2.2, pág. 38, é de 90% na fornalha e de 95% na saída da caldeira. O incinerador terá sua fornalha constituída de paredes refratárias, conforme PROEMA, 1994a, pág. 29. É previsto na câmara de combustão um tempo de retenção mínimo de 2 (dois) segundos a 850° C, com um teor mínimo de O₂ de 7% (PROEMA, 1994a, pág. 30). A recuperação de energia se dará na parte posterior da câmara de combustão, onde os

gases aquecidos terão acesso aos trocadores de calor da caldeira (PROEMA, 1994a, pág. 39).

Segundo PROEMA, 1994a, págs. 32 e 33, haverá um “Sistema Regulador da Queima da Grelha Martin”, onde a regulação da dosagem de alimentação do lixo, o acionamento da grelha de combustão, a adução de ar primário e a adução de ar secundário serão função do teor de oxigênio dos gases medidos na saída da caldeira, da temperatura média na fornalha e da potência calorífica da caldeira. Os queimadores auxiliares (dois em cada caldeira) têm capacidade de fornecer 40% do calor bruto necessário, devendo entrar em operação para manter a temperatura em 850° C, para um PCI < 5.860 KJ/Kg.

O setor de tratamento dos gases contará com um reator semi-seco (SDA) para neutralização de gases ácidos através da pulverização de cal hidratada (Ca(OH)_2) na forma de solução aquosa e um precipitador eletrostático para remoção do material particulado.

Há uma divergência entre o EIA e o RIMA com relação ao setor de manuseio de escórias e cinzas. No EIA é descrito que as escórias removidas pelo tambor extrator da grelha de combustão serão encaminhadas a um tanque cheio de água para a extinção da escória quente (PROEMA, 1994a, pág. 32); estas escórias serão então transportadas por correias, em cujo final estarão posicionados separadores eletromagnéticos e peneiras vibratórias (PROEMA, 1994a, pág. 48) que serão usadas para a autolimpeza do material ferroso capturado pelos separadores eletromagnéticos. Diz ainda PROEMA, 1994a: “As escórias, após a separação dos materiais ferrosos, serão transferidas para dois transportadores de correias pivotantes, que lançarão as escórias formando pilhas de 7 (sete) metros de altura.” Quanto às cinzas coletadas nos precipitadores eletrostáticos, terão o seu transporte efetuado através de dutos fechados (com a utilização de ar comprimido), e a sua estocagem será feita em silos fechados (com capacidade de 300 m³), com umidificação automática quando do carregamento dos caminhões que irão transportá-las. O ar comprimido de transporte das cinzas, “será descarregado através de filtros de manga instalados no topo de cada silo”. No entanto, no RIMA (PROEMA, 1994b) é dito que “As escórias/cinzas geradas no processo de incineração serão acondicionadas em

compartimentos que apresentarão uma capacidade volumétrica de 300 m³". Enquanto no EIA são descritos processos distintos para o manejo das escórias e das cinzas, no RIMA subentende-se que as mesmas serão estocadas em conjunto, num mesmo compartimento.

AVALIAÇÃO TÉCNICA

Pelo que se depreende do EIA/RIMA, o incinerador de Sapopemba pode ser classificado como sendo do tipo gratefired, de alimentação contínua, com grelhas de degraus móveis de fluxo reverso, com caldeiras para recuperação de energia a partir da parte posterior da câmara de combustão, do tipo "waterwall".

Tomando-se por base a descrição de alguns incineradores feita por TILLMAN et alli, 1989, observa-se que a tecnologia a ser usada na fornalha do incinerador de Sapopemba é semelhante à usada no incinerador de Pinellas County, FL, em funcionamento desde 1983 (NSWMA, 1992), fabricado pela Signal Environmental Systems-Waste Management, e similar também à terceira fornalha do incinerador de Hogdalen, Suécia, instalada em 1986, de fabricação da Ogden-Martin.

No incinerador proposto para Sapopemba, há o preparo dos resíduos antes da sua incineração, caracterizando assim uma tecnologia de RDF. Pelo nível de preparo dos resíduos, apesar de não estar atendendo a alguns parâmetros no que se refere às dimensões dos rejeitos a serem incinerados, pode-se dizer que o incinerador proposto se enquadra na classificação da ASTM apud TILLMAN et alli, 1989, como sendo um incinerador do tipo RDF-1 ou RDF-2. A finalidade principal da retirada da matéria orgânica dos resíduos a serem incinerados é a necessidade de uma melhoria no PCI dos rejeitos. Nos estudos da CESP/CETESB, 1979, os RSD gerados em São Paulo possuíam um PCI de 5.380 KJ/Kg e umidade média de 61%. Para fins de dimensionamento do incinerador de Sapopemba, conforme já comentado anteriormente, foi adotado um PCI de 8.370 KJ/Kg e a umidade considerada foi de 34%. Estes valores de PCI e de umidade surgem no EIA sem qualquer menção quanto ao seu método de cálculo ou estimativa, mesmo porque não se determina no

estudo a real constituição dos resíduos que adentrarão na fornalha através do processo proposto.

A ausência no EIA/RIMA de uma detalhada caracterização dos RSD a serem processados, considerando-se especificidades espaciais e temporais dos pólos geradores, assim como a falta de informações detalhadas nos processos de segregação, para a determinação das características dos rejeitos finais que alimentarão os incineradores, abala a confiabilidade dos parâmetros adotados para dimensionamento do incinerador (principalmente o PCI e a umidade) e por conseguinte a viabilidade de seu funcionamento e de superávit energético.

O EIA/RIMA, nas suas mais diversas análises, trabalha com o valor de 2.500 ton/dia a serem processadas pela usina de Sapopemba. É pouco citado o fato de que efetivamente a capacidade nominal máxima de incineração é de 1.320 ton/dia, além do que, segundo ARAUJO S/A, 1992, ao longo de 12 meses de operação, em função de manutenções programadas, o número dos dias efetivos de operação de uma unidade de incineração é estimado em 320 dias, ou seja, a capacidade operacional máxima é da ordem de 1.160 ton/dia em média ao longo de um ano.

Ainda segundo o EIA/RIMA, serão geradas cerca de 187,5 ton/dia de cinzas e escórias (PROEMA, 1994b, pág. 47, tabela 5.1) provenientes da incineração, ou seja, ao final do processo de tratamento, em média, cerca de 972,5 ton/dia de resíduos serão destruídas termicamente e deixarão de ser efetivamente aterradas. Quanto às 1.000 ton de pré-composto cru e às 250 ton de material reciclável que serão geradas na usina (PROEMA, 1994b, pág. 47, tabela 5.1), o EIA/RIMA não efetua nenhuma análise sobre a existência ou não de mercado para os recicláveis, bem como é omissa com relação ao destino do pré-composto cru, ou seja, corre-se o risco de que grande parte desse material (composto cru e recicláveis), por falta de opções de destinação e/ou aproveitamento, acabe sendo simplesmente aterradas. Acrescente-se ainda que não é feita nenhuma menção no EIA/RIMA sobre a composição do material reciclável que será obtido, nem o processo de compostagem do pré-composto cru. Na prática, esta omissão do EIA/RIMA impossibilita uma real avaliação da composição e características dos rejeitos do processo de operação da usina que serão incinerados.

Na tecnologia de MB, como usualmente não há um prévio preparo dos resíduos antes da sua queima, o sistema de remoção de metais, quando existe, é normalmente instalado para processamento da escória, de forma semelhante ao sistema projetado para a usina de Sapopemba. No entanto, na proposta para Sapopemba, há um preparo prévio dos resíduos, no qual são utilizadas esteiras e peneiras rotativas. A complementação deste processo com a utilização de separadores magnéticos para a retirada prévia dos materiais metálicos (antes da alimentação da fornalha) provavelmente traria considerável melhora na performance da combustão, especialmente no que se refere às emissões de metais, além de proporcionar uma melhor qualidade no material recuperado para fins de reciclagem.

Com relação ao sistema de controle de poluição do ar (SCPA), o mesmo é constituído de um SDA (Spray Dry Absorber - também conhecido como lavador semi-seco) para tratamento de gases ácidos e de um ESP (precipitador eletrostático) para remoção de material particulado. É bastante questionável esta proposta de SCPA da Ogden-Martin, uma vez que foge das características da maioria dos seus incineradores instalados nos EUA. Segundo a NSWMA, 1992, dos 25 incineradores de fabricação da Ogden Martin que estavam em operação e em construção no ano de 1992 nos EUA e no Canadá, 21 (vinte e um) deles tinham o SCPA constituído do conjunto SDA/FF e apenas um, com operação iniciada em 1989, tinha o SCPA formado pelo conjunto de SDA/ESP, a mesma configuração proposta para o incinerador de Sapopemba. Acrescente-se a isto o fato de que a legislação norte-americana passou a exigir, a partir de 1991, que as novas usinas de incineração com capacidade maior que 250 ton/dia obrigatoriamente devem conter em seu SCPA o conjunto de SDA/FF para remoção de gases ácidos e material particulado e também o sistema SNCR (redução seletiva não catalítica) para diminuição da emissão de NOx. Observa-se que, na configuração proposta, o incinerador de Sapopemba, desde 1991, não poderia ser construído nos EUA por não atender às suas normas de tecnologia básica, além de ser um tipo de SCPA utilizado pela Ogden-Martin há 9 anos atrás em apenas uma das suas 25 unidades nos EUA.

As especificações técnicas do reator semi-seco, como tempo de residência do gás, razão reagente/gás, temperatura de operação (na entrada e saída do

reator), etc., não são fornecidas pelo EIA/RIMA, assim como as especificações técnicas do precipitador eletrostático (ESP), como área específica de coleta, número de campos, velocidade e temperatura de operação, etc. Não é previsto nenhum equipamento ou tecnologia específica para redução das emissões de NOx e mercúrio (Hg).

Outra agravante é a inexistência de um Sistema de Monitoramento Contínuo de Emissões (CEM) na instalação proposta para Sapopemba. É previsto um “Sistema Regulador da Queima da Grelha Martin”, que considera apenas os parâmetros de oxigênio na saída da caldeira e temperatura média na fornalha para fins de regulação desta queima, sem no entanto detalhar sua frequência de amostragem, os limites permitidos de operação e o nível de automação. Está especificada também a existência de analisadores (PROEMA, 1994a, pág. 61 e 62) de CO₂, O₂, SO₂, NOx, HCl, CHx, particulados (opacímetro), HF e temperatura, sem nenhuma referência, no entanto, ao seu grau de automação. Também não está especificado a existência de ajuste automático das taxas de reagente no lavador semi seco (SDA) em função de um monitoramento contínuo do ácido clorídrico (HCl)

ASPECTOS AMBIENTAIS

Na análise dos impactos ambientais positivos proporcionados pela usina e descritos por PROEMA, 1994b, pág. 102, é considerado que 38% dos resíduos provenientes da coleta regular de RSD (que totalizam 6.631 ton/dia segundo PROEMA, 1994b) do município de São Paulo “terão um tratamento e disposição final sanitária, o que concorre para reduzir a problemática dos resíduos sólidos coletados no Município de São Paulo”. Na presente avaliação considera-se este percentual como sendo apenas 14% (com o funcionamento do incinerador, a necessidade de aterramento de resíduos é reduzida efetivamente em no máximo 972,5 ton/dia), com a agravante de que a usina em questão irá gerar em torno de 187,5 ton/dia de escória e cinzas que terão de ser submetidas a técnicas de disposição e/ou estabilização específicas.

Com relação às cinzas e escórias geradas, PROEMA, 1994b, pág. 128, diz: “O edital de licitação 015/SSO/94 estabelece que as cinzas e escórias sejam entregues pelo concessionário dos serviços de incineração em local a ser definido pela Prefeitura do Município de São Paulo, considerando-se os limites deste município.” Isto significa que toda a responsabilidade de um eventual tratamento e de um adequado local de disposição final das cinzas e escória geradas pelo incinerador de Sapopemba é da Prefeitura Municipal. Esta responsabilidade do poder municipal é ratificada ainda em PROEMA, 1994b, pag. 128, onde se lê: “Recomenda-se, portanto, que as cinzas originadas no filtro eletrostático do incinerador de resíduos sólidos domiciliares sejam submetidas, pela Prefeitura do Município de São Paulo, ao processo de solidificação e sejam realizados testes de lixiviação e solubilização, segundo as Normas NBR 10.004, NBR 10.005 e NBR 10.006, da ABNT, antes de serem dispostas nos aterros sanitários existentes no Município de São Paulo”.

A técnica de solidificação tem sido empregada como um meio de reciclar e viabilizar a reutilização da escória/cinzas de incineradores, principalmente na área da construção civil, conforme relatado no item 4.2 deste trabalho. A solidificação de cinzas e posterior disposição em aterros sanitários existentes é bastante questionável do ponto de vista econômico-financeiro e também ambiental. Uma suficiente discussão técnica sobre esta opção de disposição ou as alternativas possíveis visando a minimização de eventuais impactos ambientais não foi feita pelo EIA/RIMA.

Vale ressaltar ainda que o EIA/RIMA não faz menção ao tratamento, nem tampouco menciona a forma de disposição das escórias geradas no incinerador. A recomendação de solidificação refere-se somente às cinzas do ESP. É de se supor que provavelmente a escória será codisposta nos aterros sanitários existentes sem qualquer tratamento prévio. Neste sentido, mais uma vez o EIA/RIMA não elaborou uma avaliação dos impactos ambientais oriundos desta forma de disposição da escória.

Conforme já foi relatado anteriormente, há incoerência entre o que prevê o EIA (manejos distintos entre escória e cinzas) e o que diz o RIMA (estocagem conjunta de escória e cinzas). Prevalendo o sistema indicado no RIMA, é muito grave o problema ambiental que poderá ser causado por uma eventual

codisposição da mistura escória/cinzas nos aterros sanitários existentes, já que fica inviabilizado um tratamento de solidificação específico para as cinzas, conforme a recomendação do próprio RIMA.

Com relação às emissões atmosféricas, PROEMA, 1994a, págs. 46 e 47, afirma que as emissões residuais de poluentes que serão lançados para a atmosfera pela chaminé do incinerador de Sapopemba, bem como os padrões de emissão da EPA, são os indicados a seguir:

Quadro 8.1 - Emissões Residuais de Poluentes no Efluente Gasoso e Padrões de emissão do EPA

POLUENTE	EMIÇÃO RESIDUAL	PADRÃO - EPA
Material particulado	20 mg/Nm ³	34 mg/Nm ³
Dióxido de Enxofre	270 mg/Nm ³	80% redução ou 30 ppm
Monóxido de Carbono	105 mg/Nm ³	100 ppm
Ácido Clorídrico	100 mg/Nm ³	95% redução ou 25 ppm
Ácido Fluorídrico	5 mg/Nm ³	-
Opacidade	-	10%
Óxidos de Nitrogênio	-	180 ppm
Dioxinas e Furanos Totais	-	30 ng/Nm ³

Obs.: Todos os limites de emissão correspondem a base seca e concentração de oxigênio de 7%.

Fonte: Proposta Técnica: Lote B - Sapopemba - Consórcio VEJA-SOPASVE/CGC/CBC/ABB/MARTIN/MEP, e 40 CFR 60, Subpart Ea, July 1993, apud PROEMA, 1994a.

O que o EIA/RIMA não esclarece com relação ao padrão de emissão da EPA é que estes valores referem-se à média de 4 horas de medições para CO, 24 horas de medições para NO_x e SO₂ e 6 (seis) minutos para a opacidade. Esses padrões de emissão devem ser obtidos ininterruptamente, sob pena de se ter que desligar o incinerador quando da extrapolação dos seus limites. Daí a necessidade da existência de um sistema de monitoramento contínuo de emissões no SCPA. Sem ele, a comparação entre o limite padrão estabelecido e as emissões residuais reais, geradas pelo incinerador em operação, é inviabilizada.

Em função de algumas características do incinerador proposto, a estimativa das emissões residuais indicada no quadro 8.1 pode ser tecnicamente questionada:

- a) o incinerador proposto, apesar de possuir diversos analisadores, não tem um sistema de monitoramento contínuo de emissões (com dados de CO, opacidade e de HCl) conectado a um sistema de controle automático dos parâmetros da combustão, para que haja o ajuste em tempo real, entre outros, da taxa de alimentação de resíduos, do fornecimento de ar primário e secundário da fornalha e da taxa de admissão de reagente no lavador semi-seco, gerando-se um aumento nas emissões residuais de CO, SO₂, HCl, HF e na opacidade;
- b) não se sabendo o que vai ser incinerado (pois não é apresentada no EIA/RIMA uma caracterização dos rejeitos), a quantificação de emissões residuais na chaminé se torna mera especulação, pois, devido à sua própria heterogeneidade física e química, característica comum dos RSD, podem ocorrer oscilações acentuadas nos padrões de combustão e de emissão, de uma usina para outra (NELSON et SCHINDLER, 1989), especialmente nas emissões de CO de maneira direta e nas emissões de traços orgânicos de forma indireta;
- c) não estão sendo utilizados Filtros de Manga (FF), como equipamento de remoção de particulados, contrariando as diretrizes da EPA relativamente à melhor tecnologia disponível (MACT - Maximum Achievable Control Technology), ou seja, a emissão residual de material particulado deve ultrapassar o limite padrão da EPA;
- d) a câmara de combustão foi dimensionada visando assegurar uma temperatura mínima de apenas 850 °C para os gases, e não uma temperatura mínima de 1.000°C recomendada como Prática de Boa Combustão (GCP), conforme indicado pela CCREM, 1991 e SEEKER et alli, 1987, apud TILLMAN et alli, 1989, prejudicando de maneira global a qualidade da combustão e provocando, principalmente, aumento nas emissões de CO e traços orgânicos;
- e) não há um sistema contínuo de controle da temperatura dos gases na entrada do equipamento de remoção de particulado (a CCREM, 1991

sugere 140°C; as práticas de boa combustão em EPA, 1997 recomendam um máximo de 170°C) visando facilitar a condensação de traços orgânicos (inclusive PCDD/F) e espécies metálicas (Cd, Pb, Hg, etc);

- f) os queimadores auxiliares previstos (com capacidade para apenas 40% do calor bruto; a CCREM, 1991 sugere 60%) não possibilitam o adequado controle da temperatura na câmara de combustão, especialmente durante a ignição e desligamento do incinerador, fazendo com que as emissões residuais se elevem descontroladamente durante estes procedimentos operacionais;
- g) não é previsto para o incinerador nenhum equipamento ou tecnologia de remoção de óxidos de nitrogênio, o que inviabiliza o atendimento ao limite do padrão de emissão da EPA.

Portanto, com um razoável grau de confiabilidade, pode-se afirmar que o incinerador proposto para Sapopemba, descrito pelo EIA/RIMA elaborado pela PROEMA ENGENHARIA E SERVIÇOS LTDA, produzirá emissões residuais na chaminé maiores que as indicadas pelo fabricante. Além disso, dentre as emissões residuais previstas para o incinerador e indicadas no quadro 8.1 acima, não são fornecidos os valores de NO_x, Opacidade e Dioxinas e Furanos Totais. Não é explicada a razão desta omissão, apesar de o EIA/RIMA garantir que os limites não serão ultrapassados. Observa-se ainda que os padrões de emissão da EPA para novos incineradores com capacidade maior que 250 ton/dia sofreram algumas alterações recentes (após a elaboração do EIA/RIMA), como por exemplo: o limite de emissão para material particulado passou de 0,015 gr/dscf (correspondente a 34 mg/Nm³) para 0,010 gr/dscf; o limite para óxidos de nitrogênio caiu para 150 ppm; e o limite de emissão para dioxinas e furanos totais foi reduzido para 13 ng/Nm³.

O EIA/RIMA não aborda de maneira consistente a questão da emissão de metais pesados como o Pb, Cd e Hg. A estimativa das emissões residuais previstas para estes metais não é indicada no estudo. Atualmente a EPA limita a emissão de Cd em 0,02 mg/Nm³, de Pb em 0,2 mg/Nm³ e de Hg em 0,8 mg/Nm³ ou 85% de

redução; e exige, para controle da emissão do mercúrio, a utilização da técnica de injeção de carvão ativado na zona de baixa temperatura antes dos equipamentos de tratamento de gases e particulados (EPA, 1997). Dificilmente o incinerador de Sapopemba se enquadrará no limite padrão da EPA para o Hg, sem a utilização desta tecnologia.

Não foi feito pelo EIA/RIMA um estudo de dispersão de dioxinas, mesmo porque foi omitido o valor da sua emissão residual estimada, conforme mencionado no parágrafo anterior. No entanto foi elaborado pela ECP-Engenharia de Controle da Poluição Ltda, sob o número ECP 0586/94, um estudo de dispersão de dioxinas, com o título “Modelagem Matemática de Dispersão de Poluentes na Área de Influência do Incinerador de Sapopemba (nov/94 - Poluente: 2,3,7,8 TCDD)”, estudo este contratado pelo Consórcio VEJA/SOPAVE/CGC/CBC/MARTIN/MEP.

Neste estudo (ECP, 1994), foi utilizado o modelo matemático ISCST - Industrial Source Complex Short Term Model, UNAMAP, version 6, july 1988, para estimar a concentração na atmosfera de 2,3,7,8 TCDD, considerando-se um raio de 20 Km do local da sua implantação.

Foi considerada a concentração de 2,3,7,8 TCDD de 1 ng/Nm³ (base seca a 10% de O₂) e a emissão estimada de cada uma das três fontes (três chaminés) foi de 25,27 ng/s. A camada de mistura adotada foi baseada nos dados do relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo da CETESB, 1992, sendo de 600m das 10:00 às 19:00 horas e de 200 m das 20:00 às 9:00 horas. Os valores das concentrações máximas de TCDD foram de: 69,9 fg/m³ para o período de 24 horas e foi estimado o valor de 23,3 fg/m³ para o período de 1 ano.

O estudo da ECP comparou o seu resultado (23,3 fg/m³) com o limite estabelecido no Code of Federal Regulations - CF40 parts 260 a 299, july 1991- Subpart H - Hazardous Waste Boilers and Industrial Furnaces, que corresponde ao valor de 220,00 fg/m³ para o período médio de 1 ano, considerando o risco de 1 pessoa num grupo de 100.000 contrair câncer, ou seja, o resultado da ECP corresponde a um décimo da concentração limite. O estudo concluiu, portanto, que

não haverá problemas ocasionados pela emissão e dispersão de dioxinas do incinerador de Sapopemba.

No entanto, alguns equívocos são observados no estudo em questão: o valor limite do CFR40 (220 fg/m³) refere-se à concentração em TCDD equivalente (TEQ) e o estudo da ECP obtém a concentração de 23,3 fg/m³ exclusivamente para o 2,3,7,8 TCDD; o estudo parte de uma concentração hipotética de emissão de TCDD de 1,0 ng/m³ na base seca a 10% de O₂; corrigindo este valor para base seca a 7% de O₂, conforme padrão da CFR40, a concentração indicada se eleva cerca de 28%; o estudo não informa como obteve o valor desta concentração hipotética, haja vista que nem no EIA/RIMA tal valor é informado. Pode-se dizer que estas falhas encontradas no estudo invalidam as conclusões obtidas.

Considerando a alta toxicidade das dioxinas e o fato de que 98% da absorção de dioxinas no homem ocorre através da ingestão e apenas 2% através da inalação, o estudo da dispersão de poluentes, se elaborado de maneira adequada, seria uma primeira etapa de um estudo mais amplo que objetivasse determinar as rotas de contaminação em alimentos e animais possibilitando assim a adequada avaliação do aumento no nível de exposição à dioxina que poderá ocorrer na população com a implantação do incinerador de Sapopemba.

Pelo que se depreendeu da análise do EIA/RIMA, observa-se que a usina de incineração proposta para Sapopemba não apresenta o nível tecnológico necessário para atender às normas de operação e níveis de emissões vigentes nos países onde este método de tratamento de resíduos já tem legislação específica e a técnica de incineração já está consolidada.

A ausência de um maior detalhamento na caracterização dos resíduos a serem incinerados impede um questionamento mais criterioso sobre a concepção técnica adotada. Problemas ambientais advindos da disposição de escória e cinzas não foram avaliados de maneira objetiva pelo EIA/RIMA, bem como a questão das dioxinas que serão geradas pelo incinerador é tratada de forma bastante superficial e pouco esclarecedora. Mesmo o estudo de dispersão de 2,3,7,8 TCDD elaborado pela

ECP não contribuiu, em função de suas diversas falhas, para dirimir as dúvidas existentes relativamente à emissão e contaminação por dioxinas.

O único documento oficial sobre o incinerador de Sapopemba ao qual se teve acesso, além do estudo da ECP, foi o EIA e o RIMA da “Usina de Processamento de Resíduos Sólidos Domiciliares com Incineração, Recuperação de Energia Elétrica e dos Materiais Reaproveitáveis - Sapopemba”. Provavelmente devam existir outros estudos e documentos com maior volume de dados e informações que poderiam ter enriquecido a análise elaborada neste capítulo e talvez esclarecer diversos pontos dúbios ou omissos do EIA/RIMA que eventualmente tenham ocasionado algum lapso nas avaliações elaboradas.

8.2 O INCINERADOR DE SANTO AMARO

CARACTERÍSTICAS GERAIS

Segundo PROEMA, 1994d, pág. 5, a unidade de incineração de Santo Amaro “consiste de uma usina de processamento de resíduos sólidos domiciliares, na qual se verificam, sequencialmente, os processos de: segregação da matéria orgânica presente no lixo, destruição térmica dos rejeitos originados no processo anterior e triagem dos metais ferrosos presentes nas escórias após o processo de queima”. A unidade será composta basicamente pelos seguintes setores: recepção do lixo, segregação da matéria orgânica, incineração, segregação de materiais ferrosos presentes na escória, tratamento de gases, exaustão e emissão dos gases tratados e geração de energia elétrica.

O setor de recepção, manuseio e estocagem dos RSD terá balanças tipo plataforma para pesagem do lixo a ser enviado para processamento, pátio de estocagem do lixo a ser processado, 4 (quatro) linhas de alimentação das biopeneiras rotativas (com chapas côncavas reguláveis), cada uma apresentando a mesma capacidade operacional de 35 ton/hora e sistema de encaminhamento dos rejeitos para o fosso pulmão para serem incinerados. A matéria putrescível segregada será transportada por esteiras para a área de estocagem apropriada.

O setor de incineração dos rejeitos terá 03 (três) módulos de incineração idênticos e paralelos, cada um com capacidade de efetuar a queima de 460 ton/dia de rejeitos (PROEMA, 1994d, pág. 8), totalizando 1.380 ton/dia. No EIA (PROEMA, 1994c, pág. 22), é informado que se adotou como valor do PCI médio dos resíduos a serem queimados, 11.300 KJ/Kg. A grelha de combustão proposta para os três módulos de incineração é denominada de grelha “De Bartolomeis”, que pode ser classificada como sendo uma grelha de degraus móveis de fluxo direto, com capacidade especificada de 20 ton/hora. A câmara de combustão será revestida por alvenaria refratária (PROEMA, 1994c, pág. 25) tendo largura de 7,00 m e volume de 377 m³. A temperatura de funcionamento prevista é de 850° C a 950°C, com a temperatura mínima dos gases de saída de 850° C e teor mínimo de O₂ nos gases de

saída de 7% (PROEMA, 1994c, pág. 26). Haverá uma câmara de pós-combustão situada acima da câmara de combustão primária dimensionada para assegurar um tempo de retenção mínimo para os gases de 2 seg. a 850° C, com um teor mínimo de O₂ de 7% (PROEMA, 1994c, pág. 26). O ar primário será aquecido a 200° C e o ar secundário a 100° C (PROEMA, 1994c, pág. 28). Os fornos terão queimadores auxiliares a gás-óleo e entrarão em operação automática, conforme padrões predeterminados e regulados em função do rebaixamento de temperatura (850° C), e também nos procedimentos de ignição (PROEMA, 1994c, pág. 27). A recuperação de energia se dará após a câmara de combustão secundária, onde os gases aquecidos alimentam os trocadores de calor da caldeira.

A vazão de gás estimada para cada um dos três módulos é de 118.600 Nm³/hora em base seca (PROEMA, 1994c, pág. 35). O sistema de limpeza dos gases será composto de um filtro eletrostático, seguido por uma torre de lavagem, em cada um dos três módulos de incineração do empreendimento. O filtro eletrostático (ESP) foi dimensionado visando uma velocidade de 0,8 m/s, com tempo de retenção mínimo de 11,5 seg e eficiência de 99,0% (PROEMA, 1994c, pág. 36), sendo constituído de 02 (dois) campos (PROEMA, 1994c, pág. 38). A torre de lavagem tem dois estágios, sendo a característica principal do primeiro estágio a recirculação da água de lavagem (atomizada por sprays), na qual ocorre a remoção parcial principalmente de HCl e HF. No segundo estágio, será utilizada uma solução recirculante alcalina com pH na faixa entre 6,5 e 9,0, que será mantido através da injeção de hidróxido de sódio a 30%, para remoção de gases ácidos, como óxidos de enxofre, HCl e HF. Este segundo estágio será equipado com uma seção de enchimento (packing) para melhorar a eficiência de absorção, principalmente de SO_x (PROEMA, 1994c, pág. 39 e 40).

As escórias geradas no processo de incineração serão descarregadas em 2 (dois) tanques de aço, que conterão água para resfriar as mesmas. Após o resfriamento, as escórias serão encaminhadas ao fosso destinado a seu acondicionamento conjuntamente com as cinzas oriundas dos precipitadores eletrostáticos e do setor de caldeiras (PROEMA, 1994d, pág. 11). A recuperação de materiais ferrosos presentes nas cinzas/escórias será feita através de um tambor

eletromagnético localizado no fosso de escória. É estimada a recuperação de 27 ton/dia de materiais ferrosos (PROEMA, 1994c, pág. 30).

A estação de tratamento de efluentes líquidos prevê as seguintes operações unitárias: equalização dos efluentes líquidos; mistura rápida, floculação e decantação; neutralização, floculação e neutralização acelerada; espessamento dos lodos gerados no tratamento físico-químico; e desidratação dos lodos. Após este tratamento, os efluentes líquidos serão descartados na rede pública de esgotos.

AVALIAÇÃO TÉCNICA

Pelo que se depreende do EIA/RIMA, o incinerador de Santo Amaro pode ser classificado como sendo do tipo gratefired, de alimentação contínua, com grelhas de degraus móveis de fluxo direto e com caldeiras convencionais (não se utiliza de caldeiras do tipo “waterwall”).

Nesse incinerador proposto há o preparo (através das biopeneiras) dos resíduos antes da sua incineração, caracterizando-se assim uma tecnologia de RDF. Pelo nível de preparo dos resíduos, apesar de não estar atendendo a alguns parâmetros no que se refere às dimensões dos rejeitos a serem incinerados, pode-se dizer que o incinerador proposto se enquadra na classificação da ASTM apud TILLMAN et alli, 1989, como sendo um incinerador do tipo RDF-1 ou um RDF-2. Assim como ocorre com o incinerador de Sapopemba, o preparo prévio dos resíduos, com segregação da matéria orgânica, deve estar visando a melhoria no valor do PCI dos rejeitos.

Ao contrário do EIA/RIMA da usina de Sapopemba, para a usina de Santo Amaro, apesar de não serem fornecidos detalhes da amostragem, é fornecida a composição média obtida na caracterização dos RSD da região sul do município de São Paulo abrangendo diversos bairros (PROEMA, 1994c, pág. 175, tab. 4.14):

<i>Componente</i>	<i>Porcentagem em peso</i>
Matéria Orgânica:	63,94 %
Papel:	10,07 %
Papelão:	4,38 %
Madeira:	0,49 %
Trap/Couro:	2,40 %
Plástico Duro:	2,24 %
Plástico Mole:	9,82 %
Metais Ferrosos:	2,85 %
Metais Não Ferrosos:	0,59 %
Vidro:	1,10 %
Outros:	2,12 %

PROEMA, 1994c, pág. 178, tab. 4.15, fornece os valores do PCS e da umidade do lixo bruto, para cada bairro amostrado. O PCS varia de 20.000 KJ/Kg (Parque São Paulo) a 40.000 KJ/Kg (Jardim São José) e a umidade varia de 24,6% (Jardim São José) a 47,6% (Jardim Interlagos). PROEMA, 1994c, pág. 179, desenvolve os cálculos para obtenção dos valores do PCI dos resíduos a serem incinerados. É adotado como PCS médio o valor de 22.220 KJ/Kg sendo que, através da fórmula de De Bartolomeis, o PCI encontrado foi de 15.870 KJ/Kg e, através da fórmula de Du Long, o PCI obtido foi de 19.870 KJ/Kg.

Estes valores de PCS e PCI são bastante elevados, mesmo para os padrões dos RSD da Europa e dos EUA. Para o próprio dimensionamento do incinerador de Santo Amaro, estes valores de PCI não foram utilizados, tendo sido adotado um valor bem menor (11.300 KJ/Kg, conforme PROEMA, 1994c, pág. 22). No entanto, até mesmo este valor de 11.300 KJ/Kg para o PCI é bastante discutível, considerando que para o incinerador de Sapopemba, onde também ocorre segregação da matéria orgânica para enriquecimento calórico dos rejeitos, o valor adotado foi de 8.370 KJ/Kg. Comparando-se ainda com o valor médio de PCI obtido pela CESP/CETESB, 1979, para os RSD gerados em São Paulo, que atingiu 5.380 KJ/Kg, a diferença é mais acentuada ainda, o que faz concluir que o PCI estimado dos rejeitos a serem tratados no incinerador de Santo Amaro é bastante questionável, assim como os métodos de amostragem e análise utilizados para obtenção deste valor, que não são descritos com detalhes suficientes no EIA, comprometendo assim

a confiabilidade nos parâmetros adotados para o dimensionamento do incinerador e por conseguinte a sua viabilidade de funcionamento e de superávit energético.

O EIA/RIMA (PROEMA, 1994c e PROEMA, 1994d, respectivamente), nas suas mais diversas análises, trabalha com o valor de 2,500 ton/dia a serem processadas pela usina de Santo Amaro; no entanto, a capacidade nominal máxima de incineração é de 1.380 ton/dia. Considerando o número de dias efetivos de operação (excluídos os dias de manutenção programada), da ordem de 320 dias segundo ARAUJO S/A, 1992, a capacidade operacional máxima é da ordem de 1.200 ton/dia em média ao longo de um ano.

Segundo PROEMA, 1994c, pág. 244, tab. 6.8, serão gerados 270 ton/dia de escória/cinzas provenientes da incineração, ou seja, ao final do processo de tratamento, em média, cerca de 930 ton/dia de resíduos serão destruídas termicamente e deixarão de ser efetivamente dispostas em aterros sanitários. PROEMA, 1994c, pág. 244, tab. 6.8, indica a geração na usina de Santo Amaro de 1.250 ton/dia de material compostável e de 75 ton/dia de material reciclável. Considerando o que consta em PROEMA, 1994c, pág. 30, é estimada a geração de apenas 27 ton/dia de materiais ferrosos extraídos da escória/cinzas; ou um dos dados é incoerente, ou o EIA/RIMA omite a descrição de como será feita a triagem das demais 48 ton/dia de outros materiais recicláveis (75 ton/dia menos 27ton/dia). Também o local e a técnica de compostagem a ser efetuada nas 1.250 ton/dia de material compostável não são especificados. A ausência destas informações impossibilita uma análise consistente sobre a destinação e/ou aproveitamento destes materiais, correndo-se o risco portanto de que os mesmos acabem sendo simplesmente dispostos em aterros sanitários pela própria ausência de mercado ou de áreas e/ou equipamentos adequados para o tratamento do material compostável.

No sistema de controle de poluição do ar (SCPA), é utilizado um ESP seguido de um lavador úmido. TILLMAN et alli, 1989, sugere a utilização de ESP com no mínimo quatro campos e MYCOOK et alli, 1994, comenta que os próprios vendedores de ESP indicam um mínimo de quatro campos para obtenção de uma eficiência de coleta satisfatória; no entanto, o ESP proposto contém apenas dois campos. O lavador úmido proposto (de dois estágios, com fluxo concorrente com

recirculação, tendo no segundo estágio um enchimento (packing) em leito fixo e pulverização de solução alcalina) é um sistema bastante utilizado na Europa, e, se adequadamente dimensionado e projetado, segundo ELLISON, 1989, apresenta bons índices de remoção de gases ácidos como HCl e HF, porém a remoção de SOx é muito baixa, sendo necessária a utilização conjunta de outras tecnologias como o SDA ou o DSI para obtenção de eficiências adequadas. Não é previsto nenhum equipamento ou tecnologia específica para redução das emissões de NOx e mercúrio (Hg).

PROEMA, 1994c, págs. 49 a 54, cita os locais da instalação de registradores, impressoras, sensores e analisadores de: temperatura, velocidade, teor de O₂, pressões, pH, material particulado, HCl, CO, CO₂, H₂O, NO, SO₂, etc. Entretanto, não explicita o grau de automação existente, vinculando o sistema de funcionamento da fornalha e do SCPA com a variação dos parâmetros amostrados. A referência que é feita relativamente a um sistema de regulação automática, relaciona-se à operação dos queimadores auxiliares quando a temperatura da câmara de pós-combustão atingir valores insuficientes, previamente determinados (PROEMA, 1994c, pag. 50), e à regulação automática da temperatura dos gases no ponto de saída da torre de lavagem. Com os dados fornecidos pelo EIA, pode-se concluir que não há um sistema de monitoramento contínuo (CEM) com a adequada automação das diversas operações e etapas da usina, que possibilite um satisfatório controle da qualidade da combustão.

Vale salientar que a ausência no EIA/RIMA de maiores detalhes acerca da estação de tratamento de efluentes líquidos da usina de incineração de Santo Amaro inviabiliza uma adequada avaliação do sistema. A priori, se bem dimensionada e projetada, é possível efetuar o tratamento previsto e dispor adequadamente os resíduos do processo (água residuária e lodo desidratado), após criteriosa caracterização dos mesmos.

ASPECTOS AMBIENTAIS

Na análise dos impactos ambientais positivos proporcionados pela usina e descritos por PROEMA, 1994d, pág. 88, é considerado que 38 % dos resíduos provenientes da coleta regular de RSD do município de São Paulo “terão um tratamento e disposição final sanitária”. Em nossa avaliação, considerando o mesmo raciocínio adotado anteriormente para o incinerador de Sapopemba, esta percentagem será de apenas 14%.

De acordo com PROEMA, 1994c, pág. 32 e PROEMA, 1994d, pág. 11, fica claro que tanto as escórias como as cinzas serão armazenadas conjuntamente, num fosso de acondicionamento, para posterior entrega em local a ser definido pela Prefeitura Municipal de São Paulo (PROEMA, 1994d, pág. 105). Entretanto, apesar desta característica de acondicionamento conjunto de cinzas e escórias, PROEMA, 1994d, pág. 106, equivocadamente, recomenda que “as cinzas originadas no eletrofiltro do incinerador de resíduos sólidos domiciliares sejam submetidas ao processo de solidificação antes de serem dispostas nos aterros sanitários Classe II existentes no Município de São Paulo”. Se durante a própria operação do incinerador as cinzas serão misturadas à escória, não há como solidificar com cimento apenas as cinzas. Em suma, o EIA/RIMA não esclarece como conseguirá dispor de maneira ambientalmente segura as cinzas e escórias geradas no processo. A eventual codisposição em aterros sanitários da mistura escória/cinzas com RSD não é recomendada por diversos autores (ver item 4.2), visto que ocasiona diversos impactos ambientais, especialmente de contaminação de solos e aquíferos, dos quais o EIA/RIMA não efetua nenhuma avaliação.

Com relação às emissões atmosféricas, PROEMA, 1994c, pág. 41, afirma que as emissões residuais de poluentes que serão lançadas para a atmosfera pela chaminé do incinerador de Santo Amaro, bem como os padrões de emissão da EPA, são os indicados a seguir:

Quadro 8.2 - Emissões Residuais de Poluentes no Efluente Gasoso e Padrões de emissão do EPA

POLUENTE	EMIÇÃO RESIDUAL	PADRÃO - EPA
Material particulado	20 mg/Nm ³	34 mg/Nm ³
Dióxido de Enxofre	210 mg/Nm ³	80% redução ou 30 ppm
Monóxido de Carbono	85 mg/Nm ³	100 ppm
Ácido Clorídrico	40 mg/Nm ³	95% redução ou 25 ppm
Ácido Fluorídrico	3 mg/Nm ³	-
Opacidade	-	10%
Óxidos de Nitrogênio	-	180 ppm
Dioxinas e Furanos Totais	-	30 ng/Nm ³

Obs.: Todos os limites de emissão correspondem a base seca e concentração de oxigênio de 7%.

Fonte: Proposta Técnica: Lote A - Santo Amaro - Consórcio DeBARTOLOMEIS/ETESCO e 40 CFR 60, Subpart Ea, July 1993, apud PROEMA, 1994 c.

É bastante curioso o ato de se comparar a emissão residual de poluentes no efluente gasoso prevista no incinerador de Santo Amaro com os padrões de emissão da EPA, uma vez que, segundo a NSWMA, 1992, não existia nenhum incinerador de fabricação da De BARTOLOMEIS em funcionamento nos EUA no ano de 1992, mesmo porque a não utilização de SCPA constituído de SDA/FF não é permitida pela EPA, ou seja, o incinerador proposto para Santo Amaro, utilizando-se de ESP e lavadores para tratamento dos gases, não seria autorizado a funcionar nos EUA. Considerando que a tecnologia proposta é mais difundida na Europa e no Japão, onde a De BARTOLOMEIS tem diversos equipamentos em funcionamento, seria bem mais coerente a comparação das emissões residuais com os padrões de emissão regulamentados nestes locais.

Em função de algumas características do incinerador proposto, citadas a seguir, estimativa das emissões residuais indicada no quadro 8.2 pode ser tecnicamente questionada, comparativamente à regulamentação da EPA:

- a) o incinerador proposto, apesar de possuir diversos analisadores, não tem um sistema de monitoramento contínuo de emissões (com dados de CO, opacidade e de HCl) conectado a um sistema de controle automático dos parâmetros da combustão, para que haja o ajuste em tempo real, entre outros, da taxa de alimentação de resíduos e do fornecimento de ar primário e secundário;

- b) não se sabendo o que vai ser incinerado (pois não é apresentada no EIA/RIMA uma caracterização detalhada dos rejeitos), a quantificação de emissões residuais na chaminé se torna mera especulação, pois devido à sua própria heterogeneidade física e química, característica comum dos RSD, podem ocorrer oscilações acentuadas nos padrões de combustão e de emissão de uma usina para outra (NELSON et SCHINDLER, 1989), especialmente nas emissões de CO de maneira direta e nas emissões de traços orgânicos de forma indireta;
- c) não estão sendo utilizados Filtros de Manga (FF), como equipamento de remoção de particulados, contrariando as diretrizes da EPA relativamente à melhor tecnologia disponível (MACT - Maximum Achievable Control Technology). O ESP proposto possui apenas dois campos, significando uma baixa eficiência de coleta, o que acarreta uma excessiva quantidade de material particulado adentrando no lavador de gases, o que, por sua vez, prejudica seu desempenho na remoção de gases ácidos (TILLMAN et alli, 1989), com as emissões de HCl e HF provavelmente ultrapassando o limite padrão da EPA, além de ocasionar acentuados problemas operacionais e de manutenção no lavador;
- d) a câmara de combustão foi dimensionada visando assegurar uma temperatura mínima de apenas 850 °C para os gases, e não uma temperatura mínima de 1.000°C recomendada como Prática de Boa Combustão (GCP), conforme indicado pela CCREM, 1991 e SEEKER et alli, 1987, apud TILLMAN et alli, 1989, prejudicando de maneira global a qualidade da combustão e provocando, principalmente, aumento nas emissões de CO e traços orgânicos;
- e) não é previsto para o incinerador nenhum equipamento ou tecnologia de remoção de óxidos de nitrogênio, o que inviabiliza o atendimento do limite do padrão de emissão da EPA.

Portanto, com um razoável grau de confiabilidade, pode-se afirmar que o incinerador proposto para Santo Amaro, descrito pelo EIA/RIMA elaborado pela PROEMA ENGENHARIA E SERVIÇOS LTDA, produzirá emissões residuais na chaminé maiores que as indicadas pelo fabricante. Além disso, entre as emissões residuais previstas para o incinerador e indicadas no quadro 8.2, não são fornecidos os valores de NO_x e Opacidade. Não é explicada a razão desta omissão, apesar de o EIA/RIMA garantir que os limites não serão ultrapassados. Observa-se ainda que os padrões de emissão da EPA para novos incineradores com capacidade maior que 250 ton/dia sofreram algumas alterações recentes (após a elaboração do EIA/RIMA), como por exemplo: o limite de emissão para material particulado passou de 0,015 gr/dscf (correspondente aos 34 mg/Nm³) para 0,010 gr/dscf; o limite para óxidos de nitrogênio caiu de 180 ppm para 150 ppm; e o limite de emissão para dioxinas e furanos totais foi reduzido de 30 ng/Nm³ para 13 ng/Nm³.

Também não são mencionados nas emissões residuais previstas (PROEMA, 1994c, pág. 41) os valores estimados das emissões de dioxinas e furanos; no entanto, PROEMA, 1994c, pág. 380, afirma que o incinerador “terá o potencial de reduzir suas emissões de dioxinas e furanos a níveis inferiores a 10 ng/Nm³”, mas é omitido se tal valor refere-se a dioxinas e furanos totais, ou se em TEQ (toxicidade equivalente). Para qualquer uma das unidades a que se faça referência, dificilmente o incinerador de Santo Amaro conseguirá atender este limite de emissão, face às próprias considerações já feitas anteriormente.

O EIA/RIMA não aborda de maneira consistente a questão da emissão de metais pesados como o Pb, Cd e Hg. A estimativa das emissões residuais previstas para estes metais não é indicada no estudo. Atualmente a EPA limita a emissão de Cd em 0,02 mg/Nm³, de Pb em 0,2 mg/Nm³ e de Hg em 0,8 mg/Nm³ ou 85% de redução e exige, para controle da emissão do mercúrio, a utilização da técnica de injeção de carvão ativado na zona de baixa temperatura antes dos equipamentos de tratamento de gases e particulados. Dificilmente o incinerador de Santo Amaro se enquadrará no limite padrão da EPA para o Hg, sem a utilização desta tecnologia. Os limites de emissão de metais pesados em alguns países da Europa, são ainda mais rigorosos que os da EPA (ver quadro 7.1).

Não foi feito pelo EIA/RIMA um estudo de dispersão de dioxinas, nem encontramos nenhum outro estudo que abordasse tal análise, como no caso do incinerador de Sapopemba (ECP, 1994). Considerando a alta toxicidade das dioxinas, um estudo de dispersão de poluentes seria uma primeira etapa de um estudo mais amplo, que objetivasse determinar as rotas de contaminação em alimentos e animais e que possibilitasse a avaliação do aumento no nível de exposição à dioxina que poderá ocorrer com a implantação do incinerador de Santo Amaro, ou seja, para a implantação do incinerador é aconselhável a elaboração de uma Análise Risco no que se refere à contaminação por dioxinas e furanos.

Pelo que se depreendeu da análise do EIA/RIMA da usina de Santo Amaro, apesar de um maior volume de informações técnicas e dados de caracterização relativamente ao EIA/RIMA da usina de Sapopemba, pode-se deduzir que a usina de incineração proposta também não apresenta o nível tecnológico necessário para atender às normas de operação e níveis de emissões vigentes em países onde este método de tratamento de resíduos já tem legislação específica e a técnica de incineração já está consolidada.

Problemas ambientais advindos da disposição de escória e cinzas não foram avaliados de maneira objetiva pelo EIA/RIMA, bem como a questão das dioxinas que serão geradas pelo incinerador é tratada de forma bastante superficial e pouco esclarecedora.

Da mesma forma que na análise da usina de Sapopemba, também na avaliação da “Usina de Processamento de Resíduos Sólidos Domiciliares com Incineração, Recuperação de Energia Elétrica e dos Materiais Reaproveitáveis - Santo Amaro”, outros estudos e documentos com maior volume de dados e informações poderiam ter enriquecido a presente discussão e talvez ter esclarecido diversos pontos dúbios ou omissos do EIA/RIMA que eventualmente possam ter gerado algum equívoco nas avaliações elaboradas.

9. CONCLUSÕES

A tecnologia de incineração para tratamento de resíduos sólidos urbanos é bastante empregada em diversos países do mundo; entre as diversas alternativas disponíveis para auxiliar na solução da problemática do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, a incineração com recuperação energética é tecnicamente viável.

A tecnologia mais empregada em grandes unidades de tratamento térmico dos resíduos sólidos domiciliares e que, operacionalmente, vem dando melhores resultados é a do tipo Mass Burn, com grelhas “gratefired” e caldeiras “waterwall”.

Os resíduos sólidos a serem incinerados devem ser objeto de rigorosa caracterização, que contemple especificidades espaciais e temporais, possibilitando assim um melhor domínio da combustão e do controle dos rejeitos do processo (cinzas, escória, emissões atmosféricas e eventualmente efluentes líquidos).

As cinzas e escórias geradas na incineração, preferencialmente, devem ter um manejo e armazenagem independentes, de modo a proporcionar alternativas de disposição final distintas, haja vista que o maior teor de contaminantes traços contidos nas cinzas traz maiores preocupações e dificuldades à sua estabilização.

Para os sistemas de controle de poluição do ar (SCPA's), várias combinações de equipamentos e/ou tecnologias são relatadas, não existindo uma generalização no uso de nenhum sistema específico; entretanto, diversas tendências podem ser detectadas:

- maior emprego do reator semi-seco (SDA) para remoção de gases ácidos, em detrimento dos lavadores úmidos;
- utilização de filtros de manga para remoção de particulados, com a diminuição no emprego de precipitadores eletrostáticos;

- implantação do monitoramento contínuo de emissões (CEM), com elevada automação dos sistemas de controle da combustão e dos equipamentos de tratamento de gases, visando ajustes automáticos e em tempo real de diversos parâmetros operacionais;
- melhoria no projeto e no dimensionamento dos incineradores visando o aumento na eficiência da queima, através da elevação da temperatura e do tempo de residência dos gases na câmara de combustão;
- emprego de tecnologias específicas para remoção de metais pesados, especialmente o mercúrio (Hg), para o qual vem sendo disseminado o emprego da injeção de carvão ativado;
- rigoroso controle na temperatura de operação da câmara de combustão de gases e nos equipamentos de remoção de particulados e de gases ácidos, visando a redução na emissão de traços orgânicos;
- disseminação do uso da tecnologia de redução não catalizada (SNCR) para remoção de óxidos de nitrogênio (NOx);
- intensificação de pesquisas sobre os diversos mecanismos de formação e atuação dos contaminantes gerados pela incineração de resíduos sólidos urbanos, especialmente as dioxinas, subsidiando o desenvolvimento de tecnologias de controle e redução de emissões que atendam os limites cada vez mais rigorosos exigidos nas legislações específicas.

Utilizando-se das mais recentes tecnologias de combustão e de SCPA's nas usinas de incineração de resíduos sólidos urbanos, já é possível mitigar, com um alto grau de confiabilidade, grande parte dos diversos problemas ambientais que podem advir desta atividade.

A grande polêmica sobre a viabilidade ambiental ou não dos incineradores de resíduos sólidos urbanos recai sobre a formação, emissão e conseqüente contaminação por dioxinas e furanos que uma usina provoca. Muito se tem ainda que determinar sobre tal família de compostos, mas, pelo atual nível de conhecimento, as seguintes observações podem ser feitas:

- as dioxinas são os compostos de maior toxicidade já analisados pelo homem, e os incineradores de resíduos sólidos urbanos são a principal fonte de emissão antropogênica de dioxinas que se conhece até o presente;
- o elevado custo das diversas técnicas disponíveis para controle na emissão de dioxinas é um empecilho à construção de novos incineradores que sejam adequadamente equipados para atingir níveis de emissões toleráveis, principalmente os incineradores de resíduos de serviços de saúde, que, normalmente, são de pequeno porte;
- os incineradores de resíduos de serviço de saúde em operação no Brasil, que não estejam utilizando um mínimo de tecnologia visando a minimização da emissão de dioxinas, estão potencializando a contaminação do ambiente por tais compostos, podendo estar causando consequências nocivas à saúde humana;
- é possível limitar as emissões de dioxinas em incineradores aos níveis máximos especificados pelas normas pertinentes, desde que sejam utilizadas as mais modernas tecnologias de combustão e de sistemas de controle de poluição do ar disponíveis no mercado;
- as novas pesquisas relacionando a influência da exposição às dioxinas no desenvolvimento de enfermidades não cancerígenas, tanto em animais como em seres humanos, estão bastante incipientes; a se confirmarem estes efeitos, nas pesquisas ora em desenvolvimento, os níveis de emissão permitidos para os incineradores poderão se tornar ainda mais rigorosos, uma vez que, nas legislações atuais, estes limites são modelados considerando-se os efeitos cancerígenos das dioxinas;

As legislações que regulam a atividade dos incineradores de resíduos sólidos urbanos vêm sofrendo constantes alterações para se adequar aos novos conhecimentos que vão sendo adquiridos nos mais diversos campos de pesquisa sobre a incineração. A tendência das normas atuais é abranger não só a questão da limitação dos níveis de emissão de uma unidade, mas também especificar os

parâmetros de projeto que devem ser utilizados, determinar as tecnologias de SCPA's que devem ser empregadas, especificar os procedimentos operacionais básicos a serem adotados e indicar a sistemática de monitoramento necessária ao controle da unidade.

No Brasil, a tecnologia de incineração de resíduos sólidos domiciliares é praticamente inexistente, e não há normas específicas para a atividade. Entretanto, devido à premente necessidade de minimizar o problema da disposição final dos resíduos sólidos domiciliares gerados na região metropolitana de São Paulo, há uma proposta de implantação de duas unidades no município: uma em Sapopemba e outra em Santo Amaro. A partir da análise dos Estudos de Impacto Ambiental e dos Relatórios de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) das duas usinas propostas, e da base teórica pesquisada, são feitas as seguintes considerações sobre os empreendimentos:

- a não elaboração de uma caracterização física e química criteriosa dos resíduos a serem processados e incinerados nas usinas abala a confiabilidade dos parâmetros adotados para o seu dimensionamento, especialmente o PCI;
- problemas ambientais advindos da disposição de escórias e cinzas dos dois incineradores não foram avaliados de maneira clara e objetiva pelos respectivos EIA/RIMA's;
- os incineradores propostos para Sapopemba e Santo Amaro deverão produzir emissões atmosféricas residuais de SO_2 , CO , HCl , HF e material particulado maiores que as indicadas pelos fabricantes, pois não apresentam o nível tecnológico necessário para atender às normas de operação e emissão vigentes em outros países;
- as estimativas das emissões atmosféricas residuais de NO_x e de metais pesados como o Hg, Cd e Pb não são indicadas nos EIA/RIMA's das usinas, bem como a estimativa das emissões de dioxinas ou é omitida (usina de Sapopemba) ou não tem fundamentação suficiente para dar sustentação aos valores indicados (usina de Santo Amaro), ou seja, considerando-se os dados disponíveis, pode-se afirmar que os incineradores propostos não apresentam soluções satisfatórias

e confiáveis que eliminem os riscos de emissões excessivas de NOx, metais traços e principalmente de dioxinas e furanos.

A grande quantidade de resíduos sólidos gerados nas metrópoles brasileiras, as dificuldades de ordem prática e econômica na implementação de programas de reciclagem em larga escala, as áreas apropriadas à disposição cada vez mais distantes, etc. evidenciam o esgotamento do modelo de gerenciamento de resíduos sólidos que tem sido empregado nas nossas grandes cidades. Há a necessidade de se ampliar as alternativas para o tratamento destes resíduos. A incineração com recuperação energética é uma delas, desde que a sua viabilidade técnica e ambiental possa ser garantida, fato que, segundo este estudo, não ocorre com os incineradores propostos para Sapopemba e Santo Amaro. Devido à inexistência de pesquisas sobre a incineração de resíduos sólidos urbanos em nível de Brasil, o acervo de conhecimentos técnicos sobre o assunto fica restrito aos resultados de experiências em outros países. Implementar o desenvolvimento de pesquisas nessa área é imprescindível para subsidiar a adoção de medidas que realmente venham contribuir na melhoria da qualidade ambiental e de vida da sociedade brasileira.

10. BIBLIOGRAFIA

- ACHARYA, P.; SCHAFER, L. L. - Consider oxygen-based combustion for waste incineration - Chemical Engineering Progress, vol 91, num 3, pág. 55-62, mar, 1995.
- ADDINK, R.; PAULUS, R. H. W. L.; OLIE, K. - Prevention of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins/Dibenzofurans Formation on Municipal Waste Incinerator Fly Ash Using Nitrogen and Sulfur Compounds, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 7 pag. 2350-2354, 1996a.
- ADDINK, R.; ANTONIOLI, M.; OLIE, K.; GOVERS, H. A. J. - Reactions of Dibenzofuran and 1,2,3,4,7,8-Hexachlorodibenzo-p-dioxin on Municipal Waste Incinerator Fly Ash, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 3, pag. 833-836, 1996b.
- ADDINK, R.; BAKKER, W. C. M.; OLIE, K. - Influence of HCl and Cl₂ on the Formation of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins/Dibenzofurans in a Carbon/Fly Ash Mixture, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 8, pag. 2055-2058, 1995.
- ADRIAENS, P.; FU, Q.; GRBIC-GALIC, D. - Bioavailability and Transformation of Highly Chlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Anaerobic Soils and Sediments, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 9 pag. 2252-2260, 1995.
- ALVES, F.; BRITO, O. - Incineração: Ainda Existe Capacidade Ociosa, Saneamento Ambiental, ano VI, num. 33, pag. 22-28, junho-julho, 1995.
- ANON. - Para Onde Vai o Lixo de São Paulo, Limpeza Pública, Ano III, num. 8, julho-agosto, pag 28-38, 1977.

- ANON. - Special Section:Energy From Wastes, Power, Vol. 132, Num. 3, pag. w-1-w-24, 1988.
- ANON. - Lixo: um problema, in Bio, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, ano V, num. 1, pag. 7, jan/fev, 1993.
- ANON. - EPA's Dioxin Risk Assessment, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 1, pag. 26A-28A, 1995.
- A. ARAUJO S/A - Industrialização do Lixo Urbano: Aterro, Compostagem, Incineração, São Paulo, 1992.
- AGHTM - Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux - Les Résidus Urbains : Traitement et Valorisation - vol. 2, 2^a ed., Technique et Documentation Lavoisier, Paris, 1985.
- AZIZ, M.A.; RAMASWAMY, S.D. - Incinerator residue for roads - Geotechnical Testing Journal, vol 15, num 3, sep, pag 300-304, 1992.
- BACHER, R.; SWEREV, M.; BALLSCHMITER, K. - Profil and Pattern of Monochloro through Octachlorodibenzodioxins and Dibenzofurans in Chimney Deposits from Wood Burning, Environmental Science & Technology, vol. 26, num. 8, pag. 1649-1655, 1992.
- BAWKON, B.- Incineration Technologies for Managing Solid Waste, Pollution Engineering, pag. 96-102, set, 1991.
- BELCHER, G. G.; TRAVIS, C. C. - The Food Chain as a Source of Human Exposure from Municipal Waste Combustion, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr,1989.
- BELEVI, H.; BACCINI, P. - Long-Term Assesment of Bottom Ash Monofill Leachates, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr,1989.
- BERLINCIONI, M.; DOMENICO, A. di - Polychlorodibenzo-p-dioxins and Polychlorodibenzofurans in the soil near the Municipal Incinerator of Florence, Italy, Environmental Science & Technology, vol. 21, num. 11, pag. 1063-1069, 1987.

- BUEKENS, A. G. - Refuse Incineration in Europe, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- BEYCHOK, M. R. - A Data Base Of Dioxin And Furan Emissions From Municipal Refuse Incinerators, Atmospheric Environment, vol. 21, num. 1, pag. 29-36, 1987.
- BINDER, J. J.; MINOTT, D. H. - Siting a Resource Recovery Facility: Community Decision-Making, Risk Education, and Multi-Faceted Compensation, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- BIZZO, W; GOLDSTEIN Jr., L. - Incineração de Lixo Urbano com Geração de Energia Elétrica, in II Congresso Brasileiro de Planejamento Energético, Campinas, SP, 1995.
- BIZZO, W. - Incineração e emissão de organoclorados e metais pesados, notas de palestra, in Greenpeace's Workshop, São Paulo, nov, 1995.
- BLAZEK, A.- Thermal Analysis, Von Nostrand, London, 1973.
- BRESLIN, V. T.; TISDELL, S. E. - Thermoplastic Stabilization of MSW Combustor Ash, Journal of Environmental Engineering, vol 120, num. 1, jan/ feb, pag. 154-168, 1994.
- BRITTON, P. W. - Improving Manual Solid Waste Separation Studies, Journal of the Sanitary Engineering Division, vol. 98, num. SA5, oct, pag. 717-729, 1972.
- BRUNNER, C. R. ; BROWN, C. - Hospital Waste Disposal by Incineration, JAPCA, vol. 38, num. 10, pag. 1297-1309, oct, 1988.
- BRZUZY, L. P.; HITES, R. A. - Estimating the Atmospheric Deposition of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans from Soils, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 8 pag. 2090-2098, 1995.
- BRZUZY, L. P.; HITES, R. A. - Global Mass Balance for Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans, Environmental Science & Technology, vol 30, num 6, pag. 1797-1804, 1996.

CARNES, R. A.; SANTOLERI, J. J.; McHALE, S. H. - Metals and incinerators: the latest regulatory phase. - Journal of Hazardous Materials, vol 30, num 3, may, pag 343-353, 1992.

CCREM-CANADIAN COUNCIL OF RESOURCE AND ENVIRONMENT MINISTERS, Municipal Solid Waste Incineration Guidelines, Canadá, 1991.

CEDEC - CENTRO DE ESTUDOS DE CULTURA CONTEMPORÂNEA - Debates Sócio Ambientais, ano I, num. 1, jun/jul/ago/set, 1995.

CESP/CETESB - Usina Termoeletrica a Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de São Paulo: Estudo de Caracterização do Lixo Industrial e Domiciliar, Secretaria de Obras e Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, 1979.

CETESB/DAEE - Determinação do poder calórico inferior do lixo domiciliar do município de São Paulo, Governo do Estado de São Paulo. 1978.

CETESB - Limpeza Pública, Minter/CNDU/Cetesb, São Paulo, 1979, pag. 96-101.

CETESB - Sistema de Incineração de Resíduos de Serviços de Saúde, Norma E-15011, São Paulo, 1997.

CHIANG, P. C.; YOU, J. H.; CHANG, S. C.; WEI, Y. H. - Identification of toxic PAH compounds in emitted particulates from incineration of urban solid wastes. Journal of Hazardous Materials, vol 31, num 1, jun, pag 29-37, 1992.

CLAPP, R.; DEFUR, P.; SILBERGELD, E.; WASHBURN, P. - EPA on the Right Track, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 1, pag. 29A - 30A, 1995.

CLARKE, M. J. - Technologies for Minimizing the Emission of Nox from MSW Incineration, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.

CZUCZWA, J. M; HITES, R. A. - Environmental Fate of Combustion - Generated Polychlorinated Dioxins and Furans, Environmental Science & Technology, vol.18, num. 6, pag. 444-450, 1984.

- DEWCK, J.; SANTOS, P. S. - Protótipo de sistema para análises termogravimétricas - Cerâmica, vol. 35, num. 239, pag. 169-175 - Associação Brasileira de Cerâmica, dez, 1989.
- DEWCK, J.; SANTOS, P. S. - Algumas aplicações de protótipo de equipamento para análise termogravimétrica em materiais e processos cerâmicos - Cerâmica, vol. 37, num. 250, pag. 80-84, Associação Brasileira de Cerâmica, jul/ago, 1991.
- DICKSON, L. C.; LENOIR, D.; HUTZINGER, O. - Quantitative Comparison of de-Novo and Precursor Formation of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins under Simulated Municipal Solid Waste Incinerator Post Combustion Conditions, Environmental Science & Technology, vol. 26, num. 9, pag. 1822-1828, 1992.
- ECP - ENGENHARIA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO LTDA - Modelagem Matemática de Dispersão de Poluentes na Área de Influência do Incinerador de Sapopemba: poluente 2,3,7,8 TCDD, São Paulo, novembro, 1994.
- EDULJEE, G. H.; GAIR, A. J. - Validation of a methodology for modeling PCDD and PCDF intake via foodchain, The Science of the Total Environment, 187, pag. 211-229, 1996.
- EIGHMY, T. T.; EUSDEN Jr., J. D.; KRZANOWSKI, J. E.; DOMINGO, D. S.; STÄMPFLI, D.; MARTIN, J. R.; ERICKSON, P. M. - Comprehensive Approach toward Understanding Element Speciation and Leaching Behavior in Municipal Solid Waste Incineration Electrostatic Precipitator Ash, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 3, pag. 629-646, 1995.
- ELLISON, W. - Utilization of Flue-Gas Cleaning Technologies for Waste Incinerators in Europe, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - National Dioxin Study Tier 4 - Combustion Sources: Quality Assurance / Project Plan, EPA-450/4-84-014e, 1985a.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - TECHNOLOGY TRANSFER - Health Assessment Document for Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins, EPA/600/8-84/014F, Washington, USA, 1985b.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Test Methods for Evaluating Solid Waste, Volume IB: Laboratory Manual, Physical/Chemical Methods, SW-846, sep, 1986.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Municipal Waste Combustion Study; Flue Gas Cleaning Technology, EPA/530-SW-87-021d, june, 1987.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Method 1613: Tetra- through Octa- Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS, Revision A, april, 1990a.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - TECHNOLOGY TRANSFER - Operation and Maintenance of Hospital Medical Waste Incinerators, EPA/625/6-89/024, 1990b.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Medical Waste Incineration Emission Test Report, Lenoir Memorial Hospital Kinston, North Carolina, BEM Report 90-MWI-3, vol I, may, 1990c.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Site-Specific Test Plan and Quality Assurance Project Plan, Draft, jan, 1991.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - EPA calls for new dioxin data to complete reassessment process, Press Release - Environmental News, sep, 1994a.

EPA- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Health Assessment Document for 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and Related Compounds - Risk Characterization, External Review Draft, EPA/600/BP-92/001c, 1994b.

EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Sampling and Analysis of Municipal Refuse Incinerator Ash, Draft, EPA/530-R-94-020, may, 1994c.

- EPA-ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - Municipal Solid Waste Factbook, ver. 4.0, Office of Solid Waste, 1997.
- FANGMARK, I.; STROEMBERG, B.; BERGE, N.; RAPPE, C. - Influence of postcombustion temperature profiles on the formation of PCDDs, PCDFs, PCBzs, and PCBs in a pilot incinerator -Environmental Science and Technology, vol 28, num 4, apr, pag 624-629, 1994.
- FIESINGER, T.; VISALLI, J. - How should incinerator ash be sampled?, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- FOUHY, K. - Legislation Scrubs Flue Gás Emissions, Chemical Engineering, jun, 1992.
- FUERTES, E. A; HERING, R.; FUERTES, J. F. - Saneamento da Cidade e Porto de Santos, Typ. do Diario Oficial, São Paulo, 1895.
- GALVÃO Jr., A. C. - Aspectos Operacionais Relacionados com Usinas de Reciclagem e Compostagem de Resíduos Sólidos Domiciliares no Brasil, dissertação de mestrado, EESC/USP, São Carlos, SP, 1994.
- GETZ, N. P.; AMOS Jr., C. K...; SIEBERT, P. C. - Air pollution control systems and technologies for waste-to-energy facilities. - Energy Engineering: Journal of the Association of Energy, vol 88, num 6, pag 6-24, 1991.
- GOH, A. T.C.; TAY, J. H. - Municipal solid-waste incinerator fly ash for geotechnical applications - Journal of Geotechnical Engineering, vol 119, num 5, may, pag 811-825, 1993.
- GOLDE, M. - Incineration, Paris, Amaloine, 1896.
- GOMES, L. P. - Estudo da Caracterização Física e da Biodegradabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterros Sanitários, Dissertação de Mestrado, EESC-USP, 1989.
- GONG, Y.; KIRK, D. W. - Behaviour of municipal solid waste incinerator flyash. I: General leaching study. Journal of Hazardous Material, vol. 36, num. 3, pag. 249-264, mar, 1994.

- GREENBERG, R. S.; MARGOLICK, J.; MATTISON, D. R.; MUNSON, P.; OKEY, A. B.; OLIVE, D. L.; POLAND, A.; RODRICKS, J. V.; RUDENKO, L.; STARR, T. - EPA Assesment not Justified, Environmental, Science Technology, vol. 29, num. 1, pag. 31A-32A, 1995.
- GULLETT, B. K.; BRUCE, K. R.; BEACH, L. O. - Formation Mechanisms of Chlorinated Organics and Impacts of Sorbent Injection, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- HAGENMAIER, H.; KRAFT, M.; MARKLUND, S.; SÖDERSTRÖM, G.; LJUNG, K.; RAPPE, C. - Comparative Study for Validated Sampling of PCDDs and PCDFs in Stack Gas, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989a.
- HAGENMAIER, H.; KRAFT, M.; HAAG, R.; BRUNNER, H. - Low Temperature Treatment of Filter Ash From Municipal Solid Waste Incinerators for Reduction of Dioxins and Related Compounds, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989b.
- HAGENMAIER, H; BRUNNER, H.; HAAG, R.; KRAFT, M. - Catalytic Effects of Fly Ash From Waste Incineration Facilities on the Formation and Decomposition of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans, Environmental Science & Technology, vol. 21, num. 11, pag. 1080-1084, 1987a.
- HAGENMAIER, H; KRAFT, M.; BRUNNER, H.; HAAG, R. - Copper - Calyzed Dechlorination/Hidrogenation of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Polychlorinated Dibenzofurans and Other Chlorinated Aromatic Compounds, Environmental Science & Technology, vol. 21, num. 11, pag. 1085-1088, 1987b.
- HAM, R. K.; HAMMER, V. A.; BOLEY, G. - Partitioning of elements by refuse processing. - Journal of Environmental Engineering, vol 118, num 5, pag 725-743, sep-oct, 1992.

- HAMERNIK, J. D.; FRANTZ, G. C. - Physical and Chemical Properties of Municipal Solid Waste Fly Ash, ACI Materials Journal, vol. 88, num. 3, pag. 294-301, mai-jun, 1991.
- HAMERNIK, J. D.; FRANTZ, G. C. - Strength of concrete containing municipal solid waste fly ash. ACI Materials Journal, vol 88, num 5, pag 508-517, sep-oct, 1991.
- HARRISON, R. M.; LAXEN, D. P. H. - Lead Pollution: Causes and Control, Chapman and Hall Ltd, 1981.
- HASSELRIIS, F. - Relationships Between Variability of Emissions and Residues From Combustion Of Municipal Solid Waste and Waste Composition and Combustion Parameters, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- HATTERMER-FREY, H. A.; TRAVIS, C. C. - A Perspective on Human Exposure to PCDDs and PCDFs Emitted from Municipal Waste Combustors, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- HAY, D. - Incineration of Municipal Solid Waste Regulatory Initiatives in Canada, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- HEAP, B. - Retrofitting an existing MSW waste-to-energy facility to meet emission requirements - Filtration and Separation, vol 32, num 1, pag 21-24, jan, 1995.
- HEIMBACH, J. T. - Operating experience with filter bags in flue gas cleaning on refuse incinerators, Filtration and Separation, vol.32, num 1, pag 27-30, jan, 1995.
- HJELMAR, O. - Characterization of Leachate from Landfilled MSWI Ash, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- HOWARD, J. R. - Fluidized Bed Technology: Principles and Applications - IOP Publishing Ltda - England, 1989.

- HUTZINGER, O. (ed.) - The Handbook of Environmental Chemistry, vol 3, parte A, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1980.
- JOHNSON, C. A.; BRANDENBERGER, S.; BACCINI, P. - Acid Neutralizing Capacity of Municipal Waste Incinerator Bottom Ash, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 1, pag. 142-147, 1995.
- JOHNSON, J. - Dioxin Risk: Are We Sure Yet?, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 1, pag. 24A-25A, 1995a.
- JOHNSON, J. - Incinerators Targeted by EPA, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 1, pag. 33A-35A, 1995b.
- JOHNSON, J. - Dioxin risk reassessment stalls; EPA to create new review panel, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 11, pag. 492.A - 493.A, 1995c.
- JUNGSMANN, G. - Pollutant Emissions Reduced by Retrofitting Waste Incineration Plants, ABB Reviews, pag. 15-20, feb, 1993.
- KATO, S. - The Management of Household Human Waste in Japan, Water Science Technology, vol. 18, pag. 41-49, 1986.
- KELLERMEYER, D. A.; ZIEMER, S. E. - Public Health Risks Associated With Disposal of MSW Incineration Ash, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- KHAN, M. Z. A.; ABU-GHARARAH, Z. H. - New Approach for Estimating Energy Content of Municipal Solid Waste, Journal of Environmental Engineering, vol. 117, num. 3, pag. 376-380, may/jun, 1991.
- K.I.C.-Kyushu International Centre / Japan International Cooperation Agency - Analysis of Refuse Quality and Incineration Residue - The Kitkyushu Environmental Preservation Association/WBB06, pag. 1-8, Japão, 1992.
- KIRBY, C. S.; RIMSTIDT, J. D. - Mineralogy and Surface Properties of Municipal Solid Waste Ash, Environmental Science & Technology, vol. 27, num. 4, pag. 652-660, 1993.

- KIRBY, C. S.; RIMSTIDT, J. D. - Interaction of Municipal Solid Waste Ash With Water, Environmental Science & Technology, vol. 28, num. 3, pag. 443-451, 1994.
- KISER, J. V. L.; SUSSMAN, D. B. - Municipal Waste Combustion & Mercury: The Real Story. Waste Age, vol. 22, num. 11, pag. 41-44, nov, 1991.
- KJELLER, L. O.; JONES, K. C.; JOHNSTON, A. E.; RAPPE, C. - Increases in the Polychlorinated Dibenzo-p-dioxin and -furan Content of Soils and Vegetation since the 1840's, Environmental Science & technology, vol. 25, num. 9, pag. 1619-1627, 1991.
- KJELLER, L. O.; RAPPE, C. - Time Trends in Levels, Patterns and Profiles for Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Dibenzofurans, and Biphenys in a Sediment Core from Baltic Proper, Environmental Science & Technology, Vol. 29, num. 2, pag. 346-355, 1995.
- KJELLER, L. O.; JONES, K. C.; JOHNSTON, A. E.; RAPPE, C. - Evidence for a Decline in Atmospheric Emissions of PCDD/Fs in the U.K., Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 4 pag. 1398-1403, 1996.
- KLEE, A. J.; CARRUTH, D. - Sample Weights in Solid Waste Composition Studies - Journal of the Sanitary Engineering Division, vol 96, num. SA4, pag 945-955, aug, 1970.
- KLUPPEL, N. - Experiências de Gestão, in Resíduos Sólidos e Meio Ambiente, Secretaria de Estado do Meio Ambiente / Coordenadoria de Educação Ambiental, SP, 1993.
- KOLLURI, R.; ALTWICKER, E. - A Model to Analyze Formation of Dioxins in the High Temperature Regions of Municipal Solid Waste Incinerators, Journal Air Waste Management Association, vol. 42, num. 12, pag. 1577-1582, dec, 1992.
- KORZUN, E. A. - Economic value of municipal solid waste, - Journal of Energy Engineering, vol 116, num. 1, pag. 39-50, 1990.

- KULLBERG, S.; FÄLLMAN, A. M. - Leaching Properties of Natural and Stabilized Flue Gas Cleaning Residues from Waste Incineration, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- LIMA, A. X. - Estudo de Viabilidade Técnico-Econômica de uma Usina de Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos no ABCD, Dissertação de Mestrado - IEE/EP/IF/FEA - USP, São Paulo, 1994.
- LIMA, L. M. Q. - Tratamento de Lixo - editora Hemus - São Paulo, 1985.
- LINAK, W. P.; WENDT, J. O. L. - Toxic metal emissions from incineration: Mechanisms and control - Progress in Energy and Combustion Science, vol 19, num 2, pag 145-185, 1993.
- LOHANI, B. N.; KO, S. M. - Optimal Sampling of Domestic Solid Waste - Journal of Engineering - Vol. 114, num. 06, pag. 1479-1483 - American Society of Civil Engineers, dec, 1988.
- LORAM, R. G. - Energy From Waste: Current Progress in Sweden. Energy World, num. 164, pag. 3-5,12, nov, 1988.
- LOWE, P.; GROEGER, G. - The Revival of Incineration in the UK, Water Science and Technology, vol. 23, num. 10-12, pag. 1803-1810, 1991.
- LUGAR, R. M.; HARLESS, R. L.; DUPUY Jr., A. E.; McDANIEL, D. D. - Results of Monitoring for Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Ambient Air at McMurdo Station, Antarctica, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 2 pag. 555-561, 1996.
- LUZ, F. X. R. - Lixo e Limpeza Pública, Capítulo 7, Parte 7.2, OMS/USP/FSP, pag. 7.2.1-7.2.66, São Paulo, 1969.
- LYON, R. K. - Thermal DeNOx, Environmental Science & Technology, vol. 21, num. 3, pag. 231-236, 1987.
- MARCATO, R.; BICHARA, J. M. - Aspectos relacionados à formação de dioxinas e furanos em processos de oxidação térmica de resíduos, Meio Ambiente Industrial, ano II, edição 9, num. 8, pag. 89 - 93, 1997.

- MALLOY, M. G. - Waste Management in France, Waste Age, vol. 26, num. 3, pag. 121-122, mar, 1995.
- MARKLUND, S.; RAPPE, C.; SÖDESTRÖM, G.; LJUNG, K.; AITTOLA, J. P.; VESTERINEN, R.; HOFFREN, H.; BENESTAD, C.; JEBENS, A.; OEHME, M. - Internordic Method Calibration for Sampling and Analysis of Dioxins and Other Chlorinated Organic Compounds, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- MATHEWS, A. P. - Chemical Equilibrium Analysis of Lead and Beryllium Speciation in Hazardous Waste Incinerators, in the Second International Symposium on Metals Speciation, Separation and Recovery, Roma, Italy, may 14-19, 1989.
- MAYER-SCHWINNING, G.; LAIBOLD, E. - Basic Processes for Cleaning Flue Gases From Waste Incineration Plants: Assesment in Consideration of the German Clean Air Code TA Luft 1986, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- McADAMS, C. L.; AQUINO, J. T. - Dioxin: Impact on Solid Waste Industry Uncertain, Waste Age, vol. 25, num. 11, pag. 103-106, nov, 1994.
- McGRATH, T. P.; SEEKER, W. R.; CHEN, S. L.; LINZ, D. G. - Pilot scale studies on PCDD/PCDF formation and control in municipal waste combustion systems. - Combustion Science and Technology, vol 85, num 1-6, pag 187-201, 1992.
- McKINLEY, M. D.; WARREN, G. W.; LAHOTI, S. M.; SREENIVASARAO, K. - Stabilization and hydrometallurgical treatment of flyash from a municipal incinerator. - Journal of Hazardous Materials, vol 29, num 2, pag 255-273, jan, 1992.
- McLACHLAN, M. S.; SEWART, A. P.; BACON, J. R.; JONES, K. C. - Persistence of PCDD/Fs in a Sludge-Amended Soil, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 8 pag. 2567-2571, 1996.

- MEL'NICHUK, A. Y. - Apparatus for the Complex Thermal Analysis of Solid Fuels, Khimya Tverdogo Topliva, vol. 18, num. 4, pag. 133-136, 1984.
- MILLIGAN, M. S.; ALTWICKER, E. - The Relationship between de Novo Synthesis of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans and Low-Temperature Carbon Gasification in Fly Ash, Environmental Science & Technology, vol. 27, num. 8 pag. 1595-1601, 1993.
- MILLIGAN, M. S.; ALTWICKER, E. R. - Chlorophenol Reactions on Fly Ash. 1. Adsorption/Desorption Equilibria and Conversion to Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 1 pag. 225-229, 1996.
- MILLIGAN, M. S.; ALTWICKER, E. R. - Chlorophenol Reactions on Fly Ash. 2. Equilibrium Surface Coverage and Global Kinetics, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 1 pag. 230-236, 1996.
- MONTAGUE, P. Incineration of Infectious Waste, in Rachel's Hazardous Waste News, Electronic Edition, num. 82, jun, 1988.
- MURABAYASHI, M.; MOESTA, H. - Thermodynamic Study on the Reduction of the Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans in Incinerator Exhausts, Environmental Science & Technology, vol. 26, num. 4, pag. 797-802, 1992.
- MYCOCK, J. C. et al - Air Pollution Control Engineering and Technology, New York, Lewis Publishers, 1995.
- NASSERZADEH, V.; SWITHENBANK, J; JONES, B. - Three-dimensional Modelling of a Municipal Solid Waste Incinerator, Journal of the Institute of Energy, vol. 64, num. 460, pag. 166-175, sep, 1991.
- NASSERZADEH, V.; SWITHENBANK, J.; SCHOFIELD, C.; SCOTT, D.W.; LOADER, A.; LEONARD, A. - Design optimization of coventry municipal solid waste incinerator-Journal of Environmental Engineering, 120, 6, pag. 1615-1629, nov-dec, 1994.

- NCRR - NATIONAL CENTER FOR RESOURCE RECOVERY - Incineration: A State Of The Art Study, Lexington, 1974.
- NSWMA - NATIONAL SOLID WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION - The 1992 Municipal Waste Combustion Guide, Waste Age, vol. 23, num. 11, pag. 99-117, nov, 1992.
- NELSON, L. P.; SCHINDLER, P.; KILGROE, J. D. - Development of Good Combustion Practices to Minimize Air Emissions from Municipal Waste Combustors, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- NILSSON, K. - Emission Standards for Waste Incineration, Sweden, Paper presented in ISWA Annual Conference - Waste Management In Europe 1992 - Netherlands, september, 1990.
- NOJERINO, S. P. - Dossiê Sobre Usinas de Incineração de Resíduos, impresso, São Paulo, ago, 1995.
- OPPELT, E. T. - Incineration of Hazardous Waste: A Critical Review, Journal Of The Air Pollutin Control Association, vol. 37, num. 5, pag 558-586, 1987.
- PAGLIUSO, J. D. - Combustíveis e Combustão, Apostila EESC/USP, São Carlos, 1984.
- PATEL, N.; HIGHAM, I. - MSW Combustion: Economics and Projections for Energy Recovery to the Year 2000 - IWM Proceedings, pag 8-12, apr, 1995.
- PAVONI, J. L. - Handbook of Solid Waste Disposal: Materials and Energy Recovery - New York- Van Nostrand, 1975.
- PEREIRA, R. L. - Os lavadores de gases no controle da poluição atmosférica, Saneamento Ambiental, num. 22, pag. 12-17, 1993.
- PORTEOUS, A. - Developments in, and environmental impacts of, electricity generation from municipal solid waste and landfill gas combustion. - IEE Proceedings, Part A: Science, Measurement and Technology, vol 140, num 1, pág 86-93, jan, 1993.

PROEMA - ENGENHARIA E SERVIÇOS LTDA - Estudo de Impacto Ambiental - EIA: Usina de Processamento de Resíduos Sólidos Domiciliares com Incineração, Recuperação de Energia Elétrica e dos Materiais Reaproveitáveis - Sapopemba, São Paulo, out, 1994a.

PROEMA - ENGENHARIA E SERVIÇOS LTDA - Relatório de Impacto Ambiental-RIMA: Usina de Processamento de Resíduos Sólidos Domiciliares com Incineração, Recuperação de Energia Elétrica e dos Materiais Reaproveitáveis - Sapopemba, São Paulo, out, 1994b.

PROEMA - ENGENHARIA E SERVIÇOS LTDA - Estudo de Impacto Ambiental - EIA: Usina de Processamento de Resíduos Sólidos Domiciliares com Incineração, Recuperação de Energia Elétrica e dos Materiais Reaproveitáveis - Santo Amaro, São Paulo, ago, 1994c.

PROEMA - ENGENHARIA E SERVIÇOS LTDA - Relatório de Impacto Ambiental-RIMA: Usina de Processamento de Resíduos Sólidos Domiciliares com Incineração, Recuperação de Energia Elétrica e dos Materiais Reaproveitáveis - Santo Amaro, São Paulo, ago, 1994d.

QUEVAUVILLER, P.; VAN DER SLOOT, H. A.; URE, A.; MUNTAU, H.; GOMEZ, A.; RAURET, G. - Conclusions of the workshop: harmonization of leaching/extraction tests for environmental risk assesment, The Science of the Total Environmental, 178, pag. 133-139, 1996.

RAGHUNATHAN, K.; GULLETT, B. K. - Role of Sulfur in Reducing PCDD and PCDF Formation, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 6 pag. 1827-1834, 1996.

RAPPE, C; NYGREN, M.; LINDSTRÖM, G. - Polychlorinated Dibenzofurans and Dibenzo-p-dioxins and other Chlorinated Contaminants in Cow Milk from Various Locations in Switzerland, Environmental Science Technology, vol. 21, num. 10, pag 964-970, 1987.

- RASHID, R. A.; FRANTZ, G. C. - MSW incinerator ash as aggregate in concrete and masonry. - Journal of Materials in Civil Engineering vol 4, num 4, pag 353-368, nov, 1992.
- ROCHA, A. A. - O Homem como Agente Poluidor e Produtor de Resíduos, in Seminário de Educação Ambiental e Reciclagem de Lixo, Brasil, 1992.
- ROCHA, A. A. - O Lixo Urbano, Aspectos Ecológicos- Sanitários, in VII Simpósio Anual da Academia de Ciências do Estado de São Paulo, vol II - Problemas Ambientais no Brasil, pag. 57-71, 1983.
- ROCHA, A. A. - A história do Lixo, in Resíduos Sólidos e Meio Ambiente, Secretaria de Estado do Meio Ambiente / Coordenadoria de Educação Ambiental, SP, 1993.
- ROCHA, S. - Para evitar o caos - Construção, ano XLVI, num. 2392, pag 6-9, dez, 1993.
- SANTEN, A. V. - Energy from waste: a perspective - Wastes Management Proceedings, pag 11-19, jan, 1993.
- SAWELL, S. E.; CONSTABLE, T. W. - The National Incinerator Testing and Evaluation Program: Characterization of Residues from a Refuse Derived Fuel Combustion System an a Modular Municipal Waste Incinerator, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- SCHALCH, V. - Curso sobre Gerenciamento de Resíduos Sólidos, ABES, 1990.
- SCHINDLER, P - Combustion Strategies for Control of Air Emissions From Municipal Waste Combustors, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- SCHOENBERGER, R. J.; PURDOM, P. W. - Residue Characterization - Journal of the Sanitary Engineering Division, vol 95, num. SA3, pag 387-397, jun, 1969.
- SCHOONENBOOM, M. H.; OLIE, K. - Formation of PCDDs and PCDFs from Anthracene in a Model Fly Ash System, Environmental Science & Technology, vol. 29, num. 8, pag. 2005-2009, 1995.

- SEINFELD, J. H. - Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution , John Wiley & Sons, 1986.
- SEMA - Secretaria de Estado de Meio Ambiente - Critério de EIA/RIMA e roteiros para sua elaboração em relação a Usinas de Reciclagem, Aterros e Incineração, Manual de Orientação, São Paulo, 1991.
- SELKE, S. E. M. - Packaging and the Environment : Alternatives, Trends and Solutions Technomic Publishing Co., Inc. , Lancaster, U.S.A, 1994.
- SHAUB, W. M.; TANG, W. - Dioxin Formation in Incinerators - Environmental Science & Technology, vol. 17, num. 12, pag. 721-730, 1983.
- SHAUB, W. M. - Mercury emissions from MSW incinerators: an assessment of the current situation in the United States and forecast of future emissions - Resources, Conservation and Recycling, vol 9, num 1-2, pag 31-59, aug, 1993.
- SIEBERT, P.C.; ALSTON, D. R.; JONES, K. H. - Toxic Trace Pollutants From Incineration, Environmental Progress, vol. 10, num. 1, pag. 1-12, feb. 1991.
- STEPHENS, R. D.; PETREAS, M. X.; HAYWARD, D. G. - Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: chickens as a model for foraging animals, The Science of Total Environmental, 175, pag 253-273, 1995.
- STERN, A. C. - Air Pollution: Air Pollutants, Their Transformation and Transport, Vol I, Academic Press, 1976.
- SUSSMAN, D. B. - Municipal Waste Combustion Ash: Testing Methods, Constituents and Potential Uses, SCHINDLER, P - Combustion Strategies for Control of Air Emissions From Municipal Waste Combustors, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- TAKACS, L.; MOILANEN, G. L. - Simultaneous control of PCDD/PCDF, HCL and NOx emissions from municipal solid waste incinerators with ammonia injection - Journal of the Air & Waste Management Association, vol 41, num 5, pag 716, may, 1991.

- TAY, J. H.; KIAT, C. H. - Use of ash derived from refuse incineration as a partial replacement of cement. - Cement & Concrete Composites, vol 13, num 3, pag 171-175, 1991.
- TAY, J. H.; GOH, A. T. C. - Municipal Solid Waste Incinerator Fly Ash for Geotechnical Applications, Journal of Geotechnical Engineering, vol. 119, num. 5, pag. 811-825, may, 1993.
- TAY, J. H.; TAM, C. T.; CHIN, K. K. - Utilization of Incinerator Residue in Concrete, Conservation & Recycling, vol. 5, num 2-3, pag. 107-112, 1982.
- TILLMAN, D. A.; ROSSI, A. J.; VICK, K. M. - Incineration of Municipal and Hazardous Solid Wastes - New York - Academic Press, 1989
- TYSKLIND, M.; FÄNGMARK, I.; MARKLUND, S.; LINDSKOG, A.; THANING, L.; RAPPE, C. - Atmospheric Transport and Transformation of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans, Environmental Science & Technology, vol. 27, num. 10, pag 2190-2197, 1993.
- TRAVIS, C. C. ; COOK, S. C. - Hazardous Waste Incineration and Human Health, CRC Press, 1990.
- VANCIL, M. A.; WHITE, D. M. - Review of Dry Injection Technology for Reducing Emissions from Municipal Waste Combustors, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- VAN DER SLOOT, H. A.; De GROOT, G. J.; WIJKSTRA, J.; LEENDERS, P. - Leaching Characteristics of Incinerator Residues and Potential for Modification of Leaching, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- VERHULST, D.; BUEKENS, A; SPENCER, P. J. ERIKSSON, G. - Thermodynamic Behavior of Metal Chlorides and Sulfates under the Conditions of Incineration Furnaces, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 1, pag 50-56, 1996.
- VESILIND, P. A.; martello, w. p.; gullet, b. - Calorimetry of Refuse Derived Fuels, Conservation & Recycling, vol. 4, num. 2, pag. 89-97, 1981.

- VOGG, H.; BRAUN, H.; METZGER, M.; SCHNEIDER, J. - The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration, in Incineration of Municipal Waste, edited by R. B. DEAN, The International Solid Wastes and Public Cleansing Association, 1988.
- WALSH, D. C. - The Nation's First Resource Recovery Plant, Waste Age, vol. 22, num. 11, pag. 62-64, nov, 1991.
- WHEATLEY, L.; LEVENDLS, Y. A.; VOUIROS, P. - Exploratory Study on the Combustion and PAH Emissions of Selected Municipal Waste Plastics - Environmental Science and Technology, vol. 27, num. 13, pag. 2885-2895, dec, 1993.
- WHITE, D. M.; VANCIL, M. A. - Review of dry injection technology for reducing emissions from municipal waste combustors - in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION - PCDD and PCDF Emissions from Incinerators for Municipal Sewage Sludge and Solid Waste - Evaluation of Human Exposure, Report on a WHO meeting, Regional Office for Europe, Copenhagen, 1987.
- WIKSTRÖM, E.; LÖFVENIUS, G.; RAPPE, C.; MARKLUND, S. - Influence of Level and Form of Chlorine on the formation of Chlorinated Dioxins, Dibenzofurans, and Benzenes during Combustion of an Artificial Fuel in a Laboratory Reactor, Environmental Science & Technology, vol. 30, num. 5 pag. 1637-1644, 1996.
- WILLIAMS, P. T. - The Sampling and Analysis of Dioxins and Furans From Combustion Sources, Journal of Institute of Energy, vol. 65, num. 462, pag. 46-54, mar, 1992.
- WILLIAMS, P. T. - The Formation and Control of Dioxins and Furans from the Incineration of Municipal Waste, in Effluents Treatment and Disposal, Institution of Chemical Engineers, pag. 47-55, Great Britain, mar, 1990.
- WITT, V. M. - Lixo e Limpeza Pública, FSP/ USP, 1969.

WOODFIELD, M. J. - The Proposed EEC Directives on the Control of Emissions From Municipal Refuse Incineration and Their Implications for Member States, in Proceedings International Conference on Municipal Waste Combustion, Florida, USA, apr, 1989.

WOODS, R. - Ashes toAshes?, Waste Age, vol. 22, num. 11, pag. 46-52, nov, 1991.

ZANON, U. - Riscos Infecciosos Imputados ao Lixo Hospitalar: Realidade Epidemiológica ou Ficção Sanitária?, Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical, vol. 23, num. 3, jul-set, 1990.