



Governo do Estado de São Paulo
Universidade Estadual Paulista

FACULDADE DE ENGENHARIA DO CAMPUS DE GUARATINGUETÁ

*Perspectivas da Co-geração
com Resíduos Sólidos Municipais
sob a Ótica da Gestão Ambiental*

MARCELO RODRIGUES DE HOLANDA

PUBLICAÇÃO
XX

GUARATINGUETÁ - SP

BRASIL

MARCELO RODRIGUES DE HOLANDA

PERSPECTIVAS DA CO-GERAÇÃO
COM RESÍDUOS SÓLIDOS MUNICIPAIS
SOB A ÓTICA DA GESTÃO AMBIENTAL

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Mecânica na área de Transmissão e Conversão de Energia.

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Perrella Balestieri

Guaratinguetá
2003

H722p	Holanda, Marcelo Rodrigues de Perspectivas da co-geração com resíduos sólidos municipais sob a ótica da gestão ambiental / Marcelo Rodrigues de Holanda – Guaratinguetá : [s. n.], 2003 232f. : il. Bibliografia: f.215-226 Inclui apêndice Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, 2003. Orientador: Prof. Dr. José Antônio Perrella Balestieri 1. Co-geração I. Título
	CDU 536.72

DADOS CURRICULARES
MARCELO RODRIGUES DE HOLANDA

NASCIMENTO	17.12.1971 - LORENA / SP
FILIAÇÃO	Décio de Holanda Filho Maria Aparecida Rodrigues de Holanda
1991/1995	Curso de Graduação Faculdade de Engenharia Química de Lorena - FAENQUIL
1996/1998	Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, nível de Mestrado, na Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá da UNESP
1999/2003	Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, nível de Doutorado, na Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá da UNESP

DEDICATÓRIA

de modo especial à minha esposa, Janislaine, que foi o grande incentivo para que eu continuasse no desenvolvimento desta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

À Deus pela minha vida, minha inteligência, minha família e meus amigos,

ao meu orientador, Prof. Dr. José Antônio Perrella Balestieri, pela excelente orientação, sem a qual o estudo aqui apresentado seria praticamente impossível,

à FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelos benefícios concedidos para a realização do meu Doutorado,

aos meus pais, Décio e Cida, que, apesar das dificuldades enfrentadas, sempre incentivaram meus estudos,

à dona Ieda Maria Siggelkow de Almeida Perrella que sempre me acolheu com alegria em sua casa,

ao Prof. Dr. João Andrade de Carvalho Júnior pela ajuda, frente à Biblioteca do INPE, na aquisição de algumas referências,

ao aluno de Pós-Graduação Mário Basulto pelo auxílio prestado durante a execução das análises do Estudo de Caso 2,

às funcionárias da Biblioteca do Campus de Guaratinguetá pela dedicação, presteza e principalmente pela vontade de ajudar,

às secretárias da Pós-Graduação, Regina, Elisa e Maria Auxiliadora, pela dedicação e alegria no atendimento,

aos meus amigos de Pós-Graduação (Paulo Afonso, Marcos, Alonso, Rubens, Alexandre, Mário, Eduardo, Zilmara, Eliane, Elisângela, Amauri, Diovana, Paulo Gouvea, Renata, Dalila, Félix e outros) pela amizade.

APOIO FINANCEIRO

Este trabalho contou com o apoio total da seguinte entidade:

- FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) -
através do Processo nº 98/15863-2.

PENSAMENTO

“No mundo não existem seres humanos perfeitos e sim intenções perfeitas”.

(Mensagem retirada do filme Robin Hood)

HOLANDA, M. R. **Perspectivas da co-geração com resíduos sólidos municipais sob a ótica da gestão ambiental**. 2003. 232f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá.

RESUMO

A cogeração tem sido proposta em diferentes oportunidades para a solução de problemas de atendimento das necessidades energéticas de empresas (ou grupos de empresas em pólos industriais) a partir de combustíveis fósseis e biomassas vegetais, de forma preponderante. Há, contudo, uma forte demanda mundial para que sejam desenvolvidas novas alternativas de geração, bem como fontes energéticas, dentre as quais se destaca o lixo urbano, na medida em que esse colabora fortemente com a ocupação de áreas economicamente rentáveis, bem como com problemas de ordem social e ambiental quando não devidamente gerenciado.

Esta Tese tem por objetivo analisar as perspectivas da geração combinada de eletricidade e vapor em pólos industriais a partir da destruição de resíduos sólidos municipais; para tanto, desenvolve-se uma avaliação das principais formas de deposição do lixo urbano, bem como da cogeração em termos dos sistemas empregados.

Foi analisada a legislação ambiental de diversos países, com especial destaque para a política ambiental brasileira, de modo a que fossem observadas as diretrizes de emissões preconizadas em nível mundial e de forma comparativa. Neste item, concluiu-se pela adequada formulação apresentada pela legislação brasileira, que contempla os principais limites de qualidade do ar e de emissão em níveis compatíveis com os que vêm sendo praticados internacionalmente.

De modo a subsidiar a modelagem apresentada no corpo da Tese, foi desenvolvido um levantamento acerca das características operacionais e de investimento das principais tecnologias de remoção de poluentes atmosféricos, bem como formas alternativas para “produção limpa” de energia.

Para que pudesse ser desenvolvida uma formulação de base exergoeconômica e ambiental para o presente estudo, foi realizada uma revisão bibliográfica acerca dos principais modelos empregados para o cálculo de custos ambientais, bem como modelos alternativos que mesmo não apresentando emprego ambiental, poderiam ser dessa forma considerados com pequenas modificações.

Para a análise das perspectivas da cogeração com resíduos sólidos municipais foi empregado um modelo environômico com a inclusão de rotas de controle dos poluentes a partir de formulação inteira-mista não linear. A partir de oito rotas de controle, o modelo ambiental apresenta as características técnicas, econômicas e ambientais do sistema composto para a geração de energia a partir de função objetivo que visa minimizar tanto os custos ambientais (do controle e do dano) quanto os custos de investimento e operação dos equipamentos do sistema, apresentando as melhores rotas de controle das emissões de acordo com tal critério.

A partir de diversos cenários, conclui-se que volumes reduzidos de resíduo urbano incinerado podem comprometer a viabilidade do ciclo a vapor, especialmente quando são contempladas possíveis externalidades; para o ciclo combinado a viabilidade econômica pode ser alcançada com menor proporção de destruição de lixo urbano comparativamente ao ciclo a vapor.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos sólidos municipais, co-geração, otimização "environômica", custos ambientais.

HOLANDA, M. R. **Cogeneration perspectives with municipal solid wastes under the environmental administration purpose**. 2003. 232f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá.

ABSTRACT

Cogeneration has been proposed, in different opportunities for working out problems concerning energetic needs of enterprises (or groups of enterprises in industrial stocks) preponderantly from fossil fuels and vegetable biomasses. There is, however, a strong world demand for new generating alternatives, as well as energetic sources, be developed: among them it can be pointed out urban waste, while it contributes strongly for the occupation of economically profitable areas and environmental and with not properly managed social problems.

This Thesis aims to analyse the perspectives of electricity and steam combined generation industrial stocks from municipal solid waste destruction; therefore, an evaluation of the main forms of urban waste deposition, as well as the cogeneration in terms of the system used is developed.

The environmental legislation for a number of countries, with special emphasis for the Brazilian environmental policy, was analysed, so that the emission guidances preconized at a world summit level and at a comparative level could be observed. In this item, the decision was made for the Brazilian legislation, that contemplates the principal air and emission quality limits at levels consistent with the ones worldwide used.

In order to subsidize the modeling presented in this Thesis, a gathering of facts on the operational and investment characteristics of the chief technologies for removing atmospheric pollutants, as well as alternate forms for "clean production" of energy was developed.

It was performed a bibliographic revision on the principal models used for the calculation of environmental costs, to allow the development of a formulation on environmental and exergoeconomic basis for the present study, as well as alternative models which, yet not showing environmental utilization, could, that way, be considered with small modifications.

For the analysis of cogeneration with municipal solid wastes an environmental model was used, with the inclusion of pollutant control routes from the non-linear total-mixed formulation. From the eight control routes, the environmental model shows the technical, economical and

environmental characteristics of the system composed for the energy generation from the function objective that aims to minimize both environmental costs and the costs for investment and operation of the system equipments, presenting the best emission control routes according to such criterion.

By taking in account such a view, it can be concluded that reduced urban waste volumes incinerated may endanger the workability of the steam cycle, specially when possible externalities are contemplated; for the combined cycle, the economical workability may be reached with minor proportion of urban waste destruction compared to the steam cycle.

KEYWORDS: municipal solid wastes, co-generation, environomic optimization, environmental costs.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE SÍMBOLOS

CAPÍTULOS

1	INTRODUÇÃO	30
1.1	CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	30
1.2	OBJETIVOS DA PESQUISA.....	34
1.3	ESTRUTURA DA TESE.....	35
2	CO-GERAÇÃO	36
2.1	DEFINIÇÃO E ASPECTOS BÁSICOS.....	36
2.2	INTEGRAÇÃO DE INCINERADOR DE LIXO COM CENTRAL DE CO-GERAÇÃO NO BRASIL E EM OUTROS PAÍSES.....	41
3	OS INSTRUMENTOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS	43
3.1	INTRODUÇÃO.....	43
3.2	AS CONSEQÜÊNCIAS DA GERAÇÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS.....	44
3.3	POLÍTICAS DE COMANDO E CONTROLE <i>VERSUS</i> MECANISMOS ECONÔMICOS.....	51
3.3.1	Introdução	51
3.3.2	As políticas de comando e controle	52
3.3.3	Os instrumentos econômicos	54
3.3.3.1	Taxas ou encargos.....	56
3.3.3.2	Subsídios.....	59
3.3.3.3	Sistemas de devolução de depósitos.....	60
3.3.3.4	Criação de mercado.....	61
3.4	UMA ANÁLISE COMPARATIVA DAS LEGISLAÇÕES	

NACIONAL E INTERNACIONAL.....	63
3.5 OS INSTRUMENTOS VOLUNTÁRIOS E SUAS PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS.....	76
4 AS TECNOLOGIAS DE REDUÇÃO/CONTROLE DAS EMISSÕES DE POLUENTES.....	80
4.1 INTRODUÇÃO.....	80
4.2 TECNOLOGIAS QUE ATUAM DIRETAMENTE NA FONTE GERADORA.....	82
4.2.1 Material particulado e metais pesados (Cd, Pb e Hg).....	82
4.2.2 Gases ácidos (SO₂, HCl e HF).....	89
4.2.3 Compostos orgânicos voláteis, dioxinas e furanos.....	95
4.2.4 Óxidos de nitrogênio (NO_x).....	101
4.3 TECNOLOGIAS DE GERAÇÃO TERMELÉTRICA COM CUNHO AMBIENTAL INTRÍNSECO.....	112
5 PROPOSIÇÃO DE UM MODELO PARA O CÁLCULO DE CUSTOS AMBIENTAIS.....	125
5.1 INTRODUÇÃO AO ESTUDO DA OTIMIZAÇÃO.....	125
5.1.1 Um breve histórico.....	125
5.1.2 Modelos de otimização.....	126
5.2 O ESTADO DA ARTE.....	128
5.2.1 Metodologias exergoeconômicas.....	128
5.2.1.1 As análises pelo custo exergético.....	130
5.2.1.2 A Exergoeconomia.....	136
5.2.2 Os modelos de otimização termoeconômicos e“environômicos”.....	139
5.2.3 As abordagens de programação matemática com vertente ambiental.....	155
5.3 ESCOLHA DO MODELO A SER UTILIZADO.....	165
6 ESTUDO DE CASOS PARA A REGIÃO DE GUARATINGUETÁ.....	167

6.1	A QUESTÃO DO LIXO NA REGIÃO DE GUARATINGUETÁ..	167
6.2	CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS CONFIGURAÇÕES ESTUDADAS POR HOLANDA (1998).....	168
6.3	CÁLCULO DE CUSTOS AMBIENTAIS: ANÁLISE DE CENÁRIOS.....	174
6.3.1	Estudo de Caso 1: Ciclo a Vapor	175
6.3.1.1	Diagrama de fluxo, diagrama funcional e dados termodinâmicos do sistema de co-geração proposto.....	175
6.3.1.2	Seleção das variáveis de decisão.....	178
6.3.1.3	A função objetivo.....	179
6.3.1.4	Determinação das expressões para as funções exergéticas do diagrama funcional e outras restrições.....	179
6.3.1.5	Expressões para as funções de custos.....	182
6.3.1.6	Resultados da otimização para o Estudo de Caso 1.....	189
6.3.2	Estudo de Caso 2: Ciclo Combinado	193
6.3.2.1	Diagrama de fluxo, diagrama funcional e dados termodinâmicos do sistema de co-geração proposto.....	193
6.3.2.2	Seleção das variáveis de decisão.....	196
6.3.2.3	A função objetivo.....	196
6.3.2.4	Determinação das expressões para as funções exergéticas do diagrama funcional e outras restrições.....	196
6.3.2.5	Expressões para as funções de custos.....	201
6.3.2.6	Resultados da otimização para o Estudo de Caso 2.....	204
7	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	209
	REFERÊNCIAS.....	215
	ANEXO A - Programação inteira.....	227
	APÊNDICE A - Estrutura de programação do Estudo de Caso 1.....	229

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 2.1 - Ciclos térmicos de co-geração.....	38
FIGURA 2.2 - Custo diferencial em ciclos de co-geração a vapor.....	40
FIGURA 3.1 - Emissão <i>per capita</i> anual de CO ₂ em vários países.....	45
FIGURA 3.2 - Emissão total anual de CO ₂ em vários países.....	46
FIGURA 3.3 - Definição econômica de poluição ótima.....	63
FIGURA 4.1 - O filtro de mangas pode alcançar eficiências de redução elevadas.....	83
FIGURA 4.2 - Tipos de sistemas de limpeza dos filtros de mangas: a) limpeza por fluxo revertido de gás, b) limpeza por sacudimento mecânico, c) limpeza por jato pulsante....	84
FIGURA 4.3 - Precipitador eletrostático.....	86
FIGURA 4.4 - Precipitador eletrostático de placa e arame.....	87
FIGURA 4.5 - Disposição dos eletrodos no coletor de placas.....	87
FIGURA 4.6 - Esquema de um precipitador eletrostático tipo úmido indicando a disposição dos bocais de nebulização da água.....	88
FIGURA 4.7 - Câmara de <i>spray</i>	90
FIGURA 4.8 - Configuração esquemática de um lavador de bandejas: a) bandeja com <i>bubblecaps</i> , b) bandeja perfurada.....	91
FIGURA 4.9 - Torre compacta.....	91
FIGURA 4.10 - Secador <i>spray</i> (SD).....	93
FIGURA 4.11 - Eficiência de redução de VOCs.....	95
FIGURA 4.12 - Incineração térmica para destruição de VOCs.....	96
FIGURA 4.13 - Incineração catalítica.....	98
FIGURA 4.14 - Adsorção para a destruição de VOCs.....	99
FIGURA 4.15 - LNBs (a) de ar estagiado e (b) de combustível estagiado.....	104

FIGURA 4.16 - Recirculação do gás de escape (FGR).....	106
FIGURA 4.17 - Redução seletiva catalítica (SCR).....	108
FIGURA 4.18 - A SNCR ocorre em temperaturas maiores do que as da SCR.....	110
FIGURA 4.19 - Turbina a gás com recuperação química (CRGT).....	113
FIGURA 4.20 - Configuração de ciclo combinado com queima de RSM (sistema de <i>repowering</i>).....	114
FIGURA 4.21 - Configuração de ciclo combinado com queima de RSM e <i>cofiring</i> de gás natural (sistema de <i>repowering/reburning</i>).....	115
FIGURA 4.22 - Ilustração de ciclo BIGGT.....	117
FIGURA 4.23 - Unidade BIG-STIG.....	118
FIGURA 4.24 - Unidade de gaseificação externa: (a) serial e (b) paralela.....	119
FIGURA 4.25 - Sistema PGFBC com caldeira pressurizada (superior: resfriado a vapor; inferior: resfriado a ar).....	120
FIGURA 4.26 - Sistema PGFBC com caldeira atmosférica (superior: resfriado a vapor; inferior: resfriado a ar).....	121
FIGURA 4.27 - O arranjo da condensação num ciclo Kalina.....	123
FIGURA 4.28 - Ciclo Kalina proposto para geração de energia.....	123
FIGURA 5.1 - Estruturação dos modelos termoeconômicos.....	127
FIGURA 5.2 - Representação de unidades, junções e partições.....	141
FIGURA 5.3 - Diagrama funcional referente ao ciclo a vapor.....	142
FIGURA 5.4 - Estrutura TFA ambiental de unidade e tecnologia de controle.....	149
FIGURA 5.5 - Custo do controle alcançado pelo emprego das tecnologias de remoção de CO ₂ no ano 2000.....	158
FIGURA 5.6 - Curva de custo operacional de um sistema de controle.....	159
FIGURA 5.7 - Variação do custo ótimo como uma função do	

nível de redução de poluição desejado.....	162
FIGURA 6.1 - Localização da RG no Estado de São Paulo.....	167
FIGURA 6.2 - Ciclo a vapor estudado por Holanda (1998).....	169
FIGURA 6.3 - Ciclo combinado estudado por Holanda (1998).....	171
FIGURA 6.4 - Rotas de controle (rc) das emissões de poluentes atmosféricos.....	175
FIGURA 6.5 - Diagrama de fluxo do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 1.....	176
FIGURA 6.6 - Diagrama funcional do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 1.....	177
FIGURA 6.7 - Representação esquemática dos cenários abordados na otimização ambiental.....	189
FIGURA 6.8 - Diagrama de fluxo do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 2.....	194
FIGURA 6.9 - Diagrama funcional do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 2.....	195

LISTA DE TABELAS

TABELA 2.1 - Parâmetros técnicos e econômicos de ciclos utilizados em centrais de co-geração.....	40
TABELA 2.2 - Incineração (sem e com recuperação de energia) nos países desenvolvidos.....	42
TABELA 3.1 - Resumo das fontes de emissão, das concentrações e dos efeitos sobre a saúde de alguns poluentes atmosféricos.....	49
TABELA 3.2 - Valores monetários adotados nos EUA para emissões atmosféricas de diversos poluentes.....	57
TABELA 3.3 - Custos ambientais e sociais estimados para duas opções de gerenciamento de RSM.....	57
TABELA 3.4 - Custos externos para as unidades de co-geração que operam com combustíveis fósseis e com RSM em relação à alguns países.....	58
TABELA 3.5 - Estudos de simulação de políticas alternativas para controle da poluição do ar.....	62
TABELA 3.6 - Padrões de qualidade ambiental - (AR).....	66
TABELA 3.7 - Limites / Resolução CONAMA 8/90.....	68
TABELA 3.8 - Padrões de emissão para incineradores de resíduos de serviços de saúde - (Brasil).....	68
TABELA 3.9 - Padrões de emissão e diretrizes para incineradores municipais de resíduos domésticos (atualização feita em 11/02/1991) - (EUA).....	71
TABELA 3.10 - Padrões de emissão e diretrizes para incineradores municipais de resíduos domésticos (atualização feita em 19/12/1995) - (EUA).....	72
TABELA 3.11 - Limites de emissão para incineradores de resíduos	

sólidos urbanos / Diretivas de Conselho 89/369/EEC e 89/429/EEC.....	74
TABELA 3.12 - Limites de emissão para incineradores de resíduos sólidos urbanos (atualização feita em 1994) - (União Européia).....	74
TABELA 4.1 - Tecnologias para a redução das emissões provenientes da incineração de RSM.....	81
TABELA 4.2 - Valores de custos para filtros de mangas.....	85
TABELA 4.3 - Valores de custos para precipitadores eletrostáticos seco e úmido.....	89
TABELA 4.4 - Custos para lavadores a úmido.....	92
TABELA 4.5 - Valores de custos para o lavador tipo Venturi.....	92
TABELA 4.6 - Eficiências de redução de alguns contaminantes pelo processo de absorção com <i>spray dryer</i>	94
TABELA 4.7 - Custos estimados de sistemas de dessulfurização de gases.....	95
TABELA 4.8 - Faixa de eficiência de queimadores de baixo NO _x	103
TABELA 4.9 - Custos da aplicação do sistema NO _x OUT à dois combustores de RSM.....	111
TABELA 4.10 - Características dos sistemas de geração com RSM.....	115
TABELA 4.11 - Características de sistemas de geração empregando biomassa.....	118
TABELA 5.1 - Taxas de exergia e relações auxiliares de custo para componentes selecionados.....	133
TABELA 5.2 - Estimativa do custo de controle de CO ₂ das alternativas políticas.....	163
TABELA 5.3 - Estimativa do custo de controle de CO ₂ para cada atividade industrial.....	164
TABELA 6.1 - Dados da análise termodinâmica para as configurações	

estudadas por Holanda (1998).....	170
TABELA 6.2 - Dados da análise energética para o ciclo a vapor.....	170
TABELA 6.3 - Resultados finais da análise econômica para o ciclo a vapor.....	170
TABELA 6.4 - Dados da análise técnica para o ciclo combinado.....	172
TABELA 6.5 - Resultados finais da análise econômica para o ciclo combinado.....	173
TABELA 6.6 - Dados da análise termodinâmica do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 1.....	177
TABELA 6.7 - Valores de parâmetros de entrada para o Estudo de Caso 1.....	190
TABELA 6.8 - Resultados da otimização - Estudo de Caso 1.....	191
TABELA 6.9 - Valores de parâmetros de entrada para o Estudo de Caso 2.....	204
TABELA 6.10 - Resultados da otimização - Estudo de Caso 2.....	206

LISTA DE SÍMBOLOS

(CAPÍTULO 5)

- Do sub-item 5.2.1.1 (As análises pelo custo exerético):

- Do sub-item 5.2.1.2 (A Exergoeconomia):

B^*	custo exerético
\dot{B} ; \dot{E}_x	fluxo exerético
\dot{C}_e ; \dot{C}_s	custos monetários das entradas e saídas
\dot{C}_F ; \dot{C}_P	custos monetários de insumos e produtos
\dot{C}_{Irv}	custo monetário da irreversibilidade
\dot{C}_q ; \dot{C}_w	custos monetários do calor e da potência
SC	soma de custos
\dot{W}	potência
\underline{Y}^*	vetor de valores externos
\underline{Z}	contribuição dos fatores de produção não energéticos
\underline{Z}^*	vetor de custos externos
\dot{Z} ; \dot{Z}_I	custo de investimento
\dot{Z}_{OM}	custo de operação e manutenção
c_e ; c_s	custos em base exerética das entradas e saídas
c_F ; c_P	custos em base exerética de insumos e produtos
c_q ; c_w	custos em base exerética do calor e da potência
dcr	diferença de custo relativa
exe	exergia específica
fexerg	fator exergoeconômico
\dot{m}_e ; \dot{m}_s	vazões mássicas das entradas e saídas
Π	custo exergoeconômico
ω	contribuição exerética de fluxos de entrada da instalação em estudo
ω_z	valorização econômica externa dos fluxos de entrada da instalação em estudo ou fluxos de saída que não tenham parte no produto final

- Do sub-item 5.2.2 (Modelo termoeconômico de Frangopoulos):

$c_{p_{\text{água}}}$... calor específico da água

$\varepsilon_f^{\text{ch}}$... exergia química do combustível

h ... entalpia por unidade de massa

L ... lagrangiano

l_r ... número de saídas da unidade r

\dot{m} ... vazão mássica

m_r ... número de entradas para a unidade r

n_r ... número de variáveis independentes (de decisão) da unidade r

P ... pressão

s ... entropia por unidade de massa

T ... temperatura

Q ... calor retirado do sistema

\dot{W} ... potência produzida e/ou consumida

Y ... função representando a restrição

$y_{r,j}$... j -ésima entrada para a unidade r

$y_{r,k}$... k -ésima saída da unidade r

y_r ... vetor de todas as saídas da unidade r

η_{II} ... eficiência de 2ª Lei da Termodinâmica

$$= \dot{W} / \left(\dot{m} \Delta h \right) \quad \text{para o conjunto turbina-gerador}$$

η_M ... eficiência mecânica

$$= \left(\dot{m} \Delta h \right) / \dot{W} \quad \text{para o motor da bomba}$$

λ ... multiplicador de lagrange

σ ... número de unidades

τ ... número de unidades e junções

v ... volume específico

ω ... número de unidades, junções e partições

c_r ... custo do produto da r -ésima unidade (incluindo as junções)

- Do sub-item 5.2.2 (Modelo environômico de Frangopoulos):

δ ... grau de redução

p ... medida de poluição

E ... valor da exergia

μ_{co} ... potencial químico da substância c numa mistura no estado estável restrito

μ_c^o ... potencial químico da substância c no ambiente

N_c ... número de mols da substância c numa mistura

α ... propriedade intensiva que caracteriza o poluente
 α_o ... propriedade intensiva do mesmo poluente no ambiente
 $\bar{\alpha}$... limite de segurança da propriedade intensiva (se excedido o limite, a poluição torna-se perigosa para o ambiente)
 A ... quantidade de poluente
 T ... temperatura na qual o calor é rejeitado
 Q ... quantidade de calor
 χ ... conteúdo mássico do poluente no fluxo rejeitado
 m ... massa total do fluxo
 c ... concentração de poluente no fluxo rejeitado (por exemplo, em g/Nm^3)
 V ... volume total do fluxo (por exemplo, em Nm^3)
 $\bar{T}, \bar{\chi}, \bar{c}$... limites de segurança das variáveis T, χ, c , respectivamente
 T_o, χ_o, c_o ... valores de T, χ, c no ambiente
 \hat{p} ... limite máximo de emissão para um determinado poluente do sistema
 y_{0kr}, y_{0krm} ... k-ésimo recurso do ambiente entrando na unidade r ou no elemento de controle rm
 x ... conjunto de variáveis independentes de operação
 z ... conjunto de variáveis independentes de projeto
 $y_{r'}$... função (ou produto) indo da unidade r para a unidade r'
 $y_{r'm}$... função indo da unidade r para o m-ésimo elemento de controle da unidade r
 R ... número de unidades e junções num diagrama funcional
 M_r ... número de elementos de controle da poluição da unidade r
 Z ... custo de investimento
 K_r ... número de entradas do ambiente para a unidade r
 t ... tempo
 $\dot{\Gamma}_{0kr}, \dot{\Gamma}_{0krm}$... custos de y_{0kr} e y_{0krm} , respectivamente
 K_{rm} ... número de entradas do ambiente para o m-ésimo elemento de controle da unidade r
 $\dot{\Gamma}_{rm}$... custos ambiental e social devido à p_{rm}
 $\dot{\Gamma}_{r0}$... benefício (ou renda) da função y_{r0} da unidade r para o ambiente

- Do sub-item 5.2.2 (Modelo ambiental de Borchiellini, Massardo e Santarelli):

c_{seqCO_2} ... custo por tonelada de CO_2 seqüestrado
 x ... vetor de variáveis de decisão
 Z_i ... custo de capital do componente i do sistema
 c_f ... custo do combustível
 G_f ... vazão mássica do combustível
 LHV ... poder calorífico inferior do combustível do sistema

Z_a ... custo de capital do equipamento de controle a
 Γ_{rc} ... custo dos recursos utilizados pelos equipamentos de controle da poluição
 Γ_p ... custo da poluição (custo dos danos) devido à substância p
 $I_{CO_2}^*$... índice de emissão de CO₂
 c_e ... “penalidade por ineficiência” devida à irreversibilidade produzida pelo componente i
 ψ_e ... exergia do fluxo de entrada
 ψ_o ... exergia do fluxo de saída
 c_{rs} ... “penalidade por ineficiência” devida à exergia residual, rejeitada ao ambiente com as emissões de poluentes
 ψ_{rs} ... exergia residual rejeitada pela planta
 UEC ... custo exergético unitário
 EP ... penalidade por ineficiência
 N_{horas} ... número de horas anuais de operação do sistema (6000 h/ano no artigo)
 [C] ... porcentagem, em massa, de carbono no combustível
 taxa_{CO₂} ... encargo econômico imposto às emissões totais de CO₂ da planta
 c_{tonCO_2} ... custo por tonelada de CO₂ emitido
 G_{CO_2} ... vazão anual de CO₂ emitido pela planta

- Do sub-item 5.2.3 (Modelo matemático ambiental de Bai e Wei):

Z_1 ... custo de instalação das novas centrais elétricas
 Z_2 ... emissões de CO₂ das novas instalações
 C_i ... custo de geração de energia da unidade (i)
 N_{ij} ... geração de eletricidade da nova unidade (i) designada para a carga (j)
 R_i ... emissão de CO₂ por unidade de geração de energia
 E_{ij} ... geração de eletricidade da unidade (i) existente designada para a carga (j)
 T ... capacidade total instalada
 L_b ... limite inferior da razão de geração de carga básica
 U_b ... limite superior da razão de geração de carga básica
 L_m ... limite inferior da razão de geração de carga média
 U_m ... limite superior da razão de geração de carga média
 L_p ... limite inferior da razão de geração de carga de pico
 U_p ... limite superior da razão de geração de carga de pico
 W_j ... capacidade nominal instalada das hidrelétricas e fontes renováveis de energia

e_{ij} ... capacidade nominal instalada da unidade (i) existente designada para a carga (j)
 n_{ij} ... capacidade nominal instalada da nova unidade (i) designada para a carga (j)
P ... produção no pico
 f_i ... fator de capacidade da unidade (i)

- Do sub-item 5.2.3 (Modelo matemático ambiental de Shaban, Elkamel e Gharbi):

T_j ... tempo no qual o sistema de controle j está disponível
 x_{ij} ... variável inteira, indica se o sistema de controle j é usado na fonte i ($x_{ij} = 1$) ou não ($x_{ij} = 0$)
 K_j ... conjunto de fontes nas quais o dispositivo de controle j pode ser usado
 C_j^0 ... custo de instalação do sistema de controle j
 C_{ij} ... custo operacional por unidade de tempo quando o sistema de controle j é usado na fonte i
 T_{ij} ... espaço de tempo para o qual o sistema de controle j é usado nas fonte i
 C_j^{\max} ... custo máximo do sistema de controle j (custo quando o dispositivo de controle j está disponível pelo seu tempo T_j^{\min})
 C_j^{\min} ... custo mínimo do sistema de controle j (custo quando o dispositivo de controle j está disponível pelo seu tempo T_j^{\max})
 T_j^{\max} ... tempo mais tarde de disponibilidade do sistema de controle j
 T_j^{\min} ... tempo menor de disponibilidade do sistema de controle j
 T_i ... tempo de partida da fonte i
 I_i ... conjunto de opções de controle que podem ser usadas na fonte i
M ... parâmetro cujo valor é representado por um número alto e positivo
T ... espaço de tempo de interesse
B ... orçamento disponível para o desenvolvimento de novos processos de controle
 R_{ijk} ... redução total por ano do poluente k da fonte i quando o dispositivo de controle j é usado na própria fonte i
K ... redução total desejada do poluente k
P ... número total de poluentes de fontes diferentes
 J_i ... conjunto de poluentes emitidos da fonte i

- Do sub-item 5.2.3 (Modelo matemático ambiental de Hsu e Chou):

$V_{t,n}$... coeficientes de valor agregado para cada indústria no período t

$X_{t,n}$... valor de saída para cada indústria no período t
 ρ ... taxa de desconto (pré-fixada em 0,05)
 $CO_2 p_n$... coeficientes de emissão de CO_2 para cada indústria
 t ... períodos ($t = 1, \dots, 5$)
 n ... cada indústria ($n = 1, \dots, 33$)
 I ... matriz identidade
 A ... matriz de coeficiente de entrada
 M ... matriz de coeficiente de importação
 $X_{1994,n}$... valor de saída para cada indústria em 1994
 w_n^j ... coeficientes de água para cada indústria (índice j para agrícola e não-agrícola; $j = 1, 2$)
 W^j ... limite superior de fornecimento de água (índice j para agrícola e não-agrícola; $j = 1, 2$)
 l_n^i ... coeficientes de mão-de-obra para cada indústria (índice i para mão-de-obra especializada e não-especializada; $i = 1, 2$)
 γ_n^i ... taxas de crescimento de emprego em cada indústria
 $LQ94_n^i$... situação atual de emprego em cada indústria em 1994
 $ep_{L(U)}$... limite inferior (ou superior) de expansão industrial
 \bar{B} ... limite superior de expansão de mão-de-obra total
 b ... limite de expansão de mão-de-obra e de emprego
 \underline{F} ... limite inferior de expansão industrial

(CAPÍTULO 6)

$E_{comb(RSM)}$... potência suprida pelo RSM
 \dot{m}_{RSM} ... vazão mássica de RSM
 \dot{W}_{TV} ... potência da turbina a vapor
 Ep_{TV} ... energia elétrica produzida pela turbina a vapor
 E_c ... energia térmica produzida na co-geração e consumida pelo processo
 \dot{W}_{bomba} ... potência consumida na bomba
 η_{ge} ... eficiência de geração de energia elétrica
 η_{gc} ... eficiência de geração de calor
 η_{global} ... eficiência global
 $\$_{RSM}$... preço do RSM
 k ... “payback” (período de retorno)
 $E_{comb(GN)}$... potência suprida pelo gás natural
 \dot{W}_{TG} ... potência da turbina a gás
 Ep_{TG} ... energia elétrica produzida pela turbina a gás

$m_{v(RSM)}$... vazão mássica de vapor proveniente da queima de RSM
 $m_{v(GN)}$... vazão mássica de vapor proveniente da queima de gás natural
 m_c ... vazão mássica de vapor para o condensador
 $PCI_{(RSM)}$... poder calorífico inferior do RSM
 $PCI_{(GN)}$... poder calorífico inferior do gás natural
 E_r ... energia elétrica requerida pelo pólo industrial
 δ_{FM} ... eficiência de redução do filtro de mangas
 δ_{PE} ... eficiência de redução do precipitador eletrostático
 δ_{SD} ... eficiência de redução do lavador a seco (*spray dryer*)
 δ_{WS} ... eficiência de redução do lavador a úmido (*wet scrubber*)
 δ_{SCR} ... eficiência de controle da redução seletiva catalítica
 δ_{SNCR} ... eficiência de controle da redução seletiva não-catalítica
 $C^{contr.unit.}$... custo de controle unitário (ou custo operacional)
 $Z_{caldeira}^{anualizado}$... custo de capital anualizado da caldeira
 $Z_{TV}^{anualizado}$... custo de capital anualizado da turbina a vapor
 $Z_{bomba}^{anualizado}$... custo de capital anualizado da bomba
 $Z_{rc}^{anualizado}$... custo de capital anualizado da rota de controle (rc)
 $\Gamma_{rc}^{op.anual}$... custo de operação anual da rota de controle (rc)
 $\Gamma_{rc}^{ext.anual(SO_2)}$... custo externo anual da rota de controle (rc) pela emissão de SO₂
 $\Gamma_{rc}^{ext.anual(MP)}$... custo externo anual da rota de controle (rc) pela emissão de MP
 $\Gamma_{rc}^{ext.anual(NO_x)}$... custo externo anual da rota de controle (rc) pela emissão de NO_x
 b ... variável binária
 ψ ... exergia específica
 v ... volume específico
 P ... pressão
 T ... temperatura
 h ... entalpia
 s ... entropia
 $\eta_{M(TV)}$... eficiência mecânica da turbina a vapor
 $E_{p_{TOTAL}}$... energia elétrica produzida pela central de co-geração
 $\eta_{M(bomba)}$... eficiência mecânica da bomba
 T_0 ... temperatura de referência
 h_0 ... entalpia da água na pressão e temperatura de referência
 s_0 ... entropia da água na pressão e temperatura de referência
 P_0 ... pressão de referência
 $fe_{(RSM)}^{SO_2}$... fator de emissão de SO₂ para a queima de RSM

$f_{(RSM)}^{MP}$... fator de emissão de MP para a queima de RSM
 $f_{(RSM)}^{NO_x}$... fator de emissão de NO_x para a queima de RSM
 $p_i^{SO_2}$... vazão mássica inicial de SO_2 (antes do abatimento nas rotas de controle)
 p_i^{MP} ... vazão mássica inicial de MP (antes do abatimento nas rotas de controle)
 $p_i^{NO_x}$... vazão mássica inicial de NO_x (antes do abatimento nas rotas de controle)
 $p_f^{SO_2}_{(SD)}$... vazão mássica final de SO_2 (após a redução no lavador a seco - *spray dryer*)
 $p_f^{SO_2}_{(WS)}$... vazão mássica final de SO_2 (após a redução no lavador a úmido - *wet scrubber*)
 $p_f^{MP}_{(FM)}$... vazão mássica final de MP (após a redução no filtro de mangas)
 $p_f^{MP}_{(PE)}$... vazão mássica final de MP (após a redução no precipitador eletrostático)
 $p_f^{NO_x}_{(SCR)}$... vazão mássica final de NO_x (após o controle na redução seletiva catalítica)
 $p_f^{NO_x}_{(SNCR)}$... vazão mássica final de NO_x (após o controle na redução seletiva não-catalítica)
FRC ... fator de recuperação de capital
 t_m ... taxa de manutenção
TAFS ... tempo anual de funcionamento em segundos
TAFH ... tempo anual de funcionamento em horas
 c_{elep} ... preço da eletricidade comprada da concessionária
 c_{elvd} ... preço da eletricidade vendida para o pólo industrial
 $Z_{caldeira}$... custo de investimento da caldeira
 Z_{TV} ... custo de investimento da turbina a vapor
 Z_{bomba} ... custo de investimento da bomba
 Z_{FM} ... custo de investimento do filtro de mangas
 Z_{PE} ... custo de investimento do precipitador eletrostático
 Z_{SD} ... custo de investimento do lavador a seco (*spray dryer*)
 Z_{WS} ... custo de investimento do lavador a úmido (*wet scrubber*)
 Z_{SCR} ... custo de investimento da redução seletiva catalítica
 Z_{SNCR} ... custo de investimento da redução seletiva não-catalítica
 $\$_{SO_2}$... preço da taxa (ou externalidade) ambiental para a emissão de SO_2
 $\$_{MP}$... preço da taxa (ou externalidade) ambiental para a emissão de MP
 $\$_{NO_x}$... preço da taxa (ou externalidade) ambiental para a emissão de NO_x

m_{GN} ... vazão mássica de gás natural

m_{ar} ... vazão mássica de ar

m_{gases} ... vazão mássica de gases de exaustão

$\dot{W}_{\text{água}}$... potência consumida pela bomba que envia água ao condensador

m_p ... vazão de vapor consumida no processo

m_v ... vazão de vapor

$Z_{TG}^{\text{anualizado}}$... custo de capital anualizado da turbina a gás

$Z_{CR}^{\text{anualizado}}$... custo de capital anualizado da caldeira de recuperação

$Z_{\text{condensador}}^{\text{anualizado}}$... custo de capital anualizado do condensador

$Z_{TV1}^{\text{anualizado}}$... custo de capital anualizado da turbina a vapor de contrapressão

$Z_{TV2}^{\text{anualizado}}$... custo de capital anualizado da turbina a vapor de condensação

$\eta_{M(TG)}$... eficiência mecânica da turbina a gás

$\eta_{M(TV1)}$... eficiência mecânica da turbina a vapor de contrapressão

$\eta_{M(TV2)}$... eficiência mecânica da turbina a vapor de condensação

$Ep_{(TV1)}$... energia elétrica produzida pela turbina a vapor de contrapressão

$Ep_{(TV2)}$... energia elétrica produzida pela turbina a vapor de condensação

$m_{\text{água}}$... vazão mássica da água

v ... volume específico da água

$fcap_{\text{bomba}}$... fator de capacidade da bomba

P_a, T_a ... pressão e temperatura de entrada da água no condensador

P_b, T_b ... pressão e temperatura de saída da água no condensador

$fe_{(GN)}^{SO_2}$... fator de emissão de SO_2 para a queima de gás natural

$fe_{(GN)}^{MP}$... fator de emissão de MP para a queima de gás natural

$fe_{(GN)}^{NO_x}$... fator de emissão de NO_x para a queima de gás natural

Z_{TG} ... custo de investimento da turbina a gás

Z_{CR} ... custo de investimento da caldeira de recuperação

$\$_{GN}$... preço do gás natural

h_c, s_c ... entalpia e entropia do vapor na saída da turbina de condensação

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 - CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Os resíduos sólidos municipais (RSM), atualmente, constituem-se em problema sério nas grandes cidades, visto que a sua disposição inadequada poderá causar inúmeros malefícios tanto à saúde dos seres humanos quanto ao próprio meio ambiente.

No Brasil, existem realmente dificuldades sérias com a disposição final dos resíduos industriais e do lixo doméstico, assim como com a reciclagem e recuperação de materiais úteis. Uma das informações disponíveis sobre as quantidades de resíduos no Brasil data de um levantamento nacional realizado pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) em 1989 (Lora, 2000). Segundo esse estudo, diariamente são produzidas no Brasil 242000 toneladas de lixo, das quais cerca de 90000 correspondem aos RSM.

O destino desta enorme quantidade de lixo gerado é o seguinte, de acordo com o referido levantamento:

- céu aberto - 76%;
- aterro sanitário - 10%;
- aterro controlado (sem impermeabilização, sistema de tratamento de lixiviados e controle de gases) - 13%;
- usina de compostagem - 0,9%;
- usina de incineração - 0,1%.

Observe que entre as técnicas de aterragem, compostagem, incineração e reciclagem a primeira é a mais usual, conduzindo a sérias preocupações ambientais e sociais se tal quadro assim permanecer, visto que a aterragem não retira efetivamente o lixo do meio ambiente.

A deposição comum (céu aberto), também conhecida como lixão, é uma prática antiga e inadequada para o problema do armazenamento de lixo. Essa ineficiência dá-se devido à má disposição final dos resíduos sólidos, em locais fora dos núcleos residenciais que não são controlados pelas medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Nos lixões, há, segundo Castro e

Nascimento (2002), o descarregamento do lixo sobre o solo tornando-o contaminado e foco de proliferação de doenças através dos vetores¹, além de causar o desequilíbrio do ecossistema local que não poderá ser reutilizado. Com essa deposição, também, há a geração de gases e percolados² e a contaminação dos lençóis freáticos da região, provocando até, epidemia na população que consome essas águas.

Além das conseqüências ambientais, os lixões também apresentam problemas sociais, como a catação de lixo dos que sobrevivem da extração e comercialização dos restos que encontram nesses locais, ainda mais porque a maioria desses catadores vivem com suas famílias nesse ambiente, o que é uma situação indigna e desumana. Eles têm contato não só com o RSM, como também com os lixos hospitalar e industrial, além do radioativo que é mais perigoso e os expõe à diversas doenças que posteriormente poderão ser transmitidas geneticamente.

No que se refere à aterragem, ao contrário da deposição comum, é uma forma de disposição final de RSM mais adequada, que minimiza os impactos ambientais (quando devidamente controlada), por não gerar danos ou riscos à saúde pública (Castro e Nascimento, 2002). A aterragem pode ocorrer de duas maneiras: o aterro controlado e o aterro sanitário.

Os aterros controlados são locais onde o lixo é confinado, sendo coberto por uma camada de material inerte ao final de cada coleta; já os aterros sanitários são locais em que há a acomodação do lixo em solo compactado em camadas sucessivas e depois cobertas por material inerte. Neste último tipo de aterro é realizada a drenagem de gases³ e percolados, que se não for feita gera mau cheiro, contaminação dos lençóis freáticos e atrai vetores.

Pelos relatos de Bizzo e Goldstein Jr. (1994), alguns fatores têm dificultado a continuidade da aplicação desse procedimento tradicional

¹ Vetores são moscas, baratas, ratos, animais que transmitem doenças, geralmente encontrados em locais de disposição inadequada de lixo.

² Percolado é a denominação que se dá ao líquido emanado do armazenamento de lixo, conhecido popularmente como chorume.

³ Balestieri (2001) cita que o gás produzido em aterros consiste principalmente de metano (CH₄), o qual possui um potencial vinte e cinco vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂) de causar danos ambientais por efeito estufa.

(aterroagem). Com o crescimento dos grandes centros urbanos, a ocupação residencial e comercial tem se aproximado das áreas que normalmente poderiam vir a ser utilizadas para aterros, elevando o custo de terrenos disponíveis e tornando problemas mais visíveis aos olhos da população a contaminação ambiental provocada por aterros mal operados e a degradação das áreas circunvizinhas. Castro e Nascimento (2002) também constatam que o Poder Público não faz as devidas manutenções nos aterros, transformando-os em meros lixões que tem como conseqüências àquelas já relatadas para a deposição comum.

Diante disso, algumas outras técnicas de gerenciamento de RSM (compostagem, incineração e reciclagem) têm sido estudadas e testadas como alternativas à aterroagem. A compostagem é uma das mais antigas técnicas de reciclagem até por ser um processo natural, que consiste em processar materiais orgânicos, ricos em nutrientes, que ao serem decompostos por microorganismos aeróbios e anaeróbios são utilizados como adubo (Castro e Nascimento, 2002).

Uma das vantagens da compostagem é o fato do adubo produzido prevenir o solo contra erosões, além de aumentar sua umidade, controlar seu pH (impedindo a alcalinização ou acidificação do solo) e fornecer importantes nutrientes ao mesmo. Mas esse tipo de descarte de resíduos só serve para materiais orgânicos, pois outros tipos de materiais podem ser prejudiciais ao solo (tornando-o poluído), além de ser um processo caro que economicamente não traz um resultado compensador, evidenciando, então, a necessidade de um esforço coletivo pela aplicação dos outros métodos (reciclagem e incineração) na tentativa de resolver o problema da disposição final dos outros tipos de materiais.

A reciclagem pode ser definida como a reintrodução dos resíduos no processo produtivo para serem reelaborados, gerando um novo produto. Mas, para que isto ocorra, deve-se tomar o devido cuidado para que esses resíduos sejam realmente encaminhados à sua reutilização, e não aos lixões.

Tal técnica, na visão de Castro e Nascimento (2002), é a opção mais importante para a qualidade de vida ambiental e humana, já que a sua adoção gera direta e indiretamente empregos e evita os problemas ambientais, sociais e de

saúde pública (pela diminuição da quantidade de lixo a ser aterrado e incinerado), além do baixo custo quando comparada aos outros métodos.

Contudo, a alternativa incineração térmica (desde que conduzida de maneira ambientalmente segura) também tem merecido destaque como uma técnica que parece ser adequada para a disposição de resíduos sólidos (Bizzo e Goldstein Jr., 1994; PRODAM, 1999; Lora, 2000; Menezes, Gerlach e Menezes, 2000; Mercedes, 2002), já que:

- o componente perigoso do resíduo é destruído;
- o volume em peso do resíduo reduz-se a apenas uma fração dos valores iniciais;
- a redução do resíduo é imediata e não precisa do longo tempo de residência, típico do tratamento biológico (lagoas) ou de outros sistemas de tratamento em terra;
- o resíduo pode ser incinerado "in situ", sem necessidade de transportá-lo a grandes distâncias;
- o resíduo de cinzas pode, em certas ocasiões, não ser classificado como resíduo perigoso;
- a incineração precisa de uma área de deposição relativamente pequena, em comparação com as lagoas e outros métodos de deposição em terra;
- a incineração pode ser interrompida facilmente;
- as emissões gasosas podem ser efetivamente controladas para que o impacto sobre o ambiente seja mínimo;
- o aproveitamento do conteúdo energético do lixo municipal, através da geração e venda de energia elétrica, contribui para o equilíbrio econômico do gerenciamento e disposição dos RSM.

Em comparação com a disposição em aterros sanitários, Lora (2000) ainda destaca que a incineração não apresenta o problema da geração e tratamento de percolato, além das emissões gasosas permanentes que caracterizam os aterros sanitários. Porém, o investimento inicial e o custo do processo de incineração são muito maiores.

Logo, há uma percepção de que a geração de energia elétrica acoplada à incineração de RSM pode trazer vantagens tanto do ponto de vista energético quanto econômico. O objetivo principal é a disposição do lixo; a produção e venda de energia elétrica como subproduto colabora, no entanto, para a diminuição do custo da incineração e da disposição do lixo.

1.2 - OBJETIVOS DA PESQUISA

O objetivo principal desta Tese de Doutorado é sinalizar, em relação a alguns cenários, as melhores perspectivas de se fazer a co-geração com RSM sob a ótica da gestão ambiental, isto é, selecionar as melhores rotas de controle (rc) das emissões de poluentes atmosféricos. Espera-se com isto uma contribuição no tocante ao cálculo de custos ambientais anualizados para tecnologias de co-geração a partir destes insumos, as quais visam o atendimento das necessidades térmica e elétrica de um pólo industrial.

São também objetivos dessa Pesquisa:

- analisar a situação ambiental vigente, à luz da legislação brasileira e de países de primeiro mundo que apresentem contribuições significativas para a discussão do tema;
- analisar os impactos das normas de gestão ambiental no contexto dos projetos de sistemas de co-geração, com especial ênfase para a análise da destruição de RSM;
- elencar e analisar diferentes propostas de geração termelétrica voltadas à redução de emissões, de modo a facultar um posicionamento quanto ao potencial de seu aproveitamento para o trabalho que se pretende desenvolver;
- avaliar propostas de modelos para o cálculo de custos ambientais, particularmente aplicando-os à destruição de RSM;
- propor um modelo para o cálculo de custos ambientais que leve em consideração sistematicamente os aspectos termoeconômicos (análise de Segunda Lei da Termodinâmica) para avaliação de centrais de co-geração, com especial ênfase nas unidades que envolvem a destruição de RSM.

1.3 - ESTRUTURA DA TESE

A estrutura da Tese é constituída por sete capítulos; cada qual tem a finalidade de expor os assuntos discutidos nos objetivos desta pesquisa:

O Capítulo 1 mostra os objetivos e a estrutura desta Tese de Doutorado, além de fazer uma breve comparação entre as técnicas de gerenciamento de RSM, na tentativa de evidenciar algumas das suas características mais interessantes.

O Capítulo 2 traz, por sua vez, em seu conteúdo a definição e os aspectos básicos da co-geração, como também menciona estudos feitos sobre a integração de incinerador de RSM com central de co-geração.

Nos Capítulos 3 e 4 apresentam-se, respectivamente, os elementos (padrões de emissão e externalidades ou taxas ambientais) encerrados nas legislações ambientais do Brasil e de países de primeiro mundo que têm maior experiência no aproveitamento energético do lixo urbano e algumas características relevantes (custos de investimento e operação, eficiência de controle de poluentes, etc) das tecnologias anti-poluição mais utilizadas em incineradores de RSM.

O Capítulo 5 tanto revisa alguns modelos de otimização voltados ou não para o cálculo (e/ou “internalização”) de custos ambientais quanto propõe, após uma reflexão mais apurada, uma modelagem que empregue, durante a execução da análise ambiental objeto desta Tese, os valores coletados nos Capítulos 3 e 4.

O Capítulo 6, além de mostrar as características das duas configurações já estudadas (técnica e economicamente) por Holanda (1998), desenvolve, com a ajuda do modelo de otimização proposto no Capítulo 5, uma análise de cálculo de custos ambientais anualizados para tais sistemas de co-geração com RSM, a fim de selecionar as melhores rotas de controle (rc) das emissões de poluentes atmosféricos de acordo com o critério de minimização dos custos de investimento, operação e do dano social.

Finalmente, no Capítulo 7 apresentam-se algumas conclusões a respeito desse Trabalho e possíveis recomendações acerca da continuidade da presente Pesquisa.

CAPÍTULO 2 - CO-GERAÇÃO

Este capítulo, além de mostrar o que é a co-geração e alguns de seus aspectos básicos, estabelece as bases do planejamento energético e ambiental de centrais de co-geração com RSM a ser seguido nesta Tese; desse modo, não será dada ênfase às condições (ou características) operacionais do incinerador de lixo urbano que está ligado à unidade termelétrica.

2.1 - DEFINIÇÃO E ASPECTOS BÁSICOS

A geração de energia pela queima do RSM pode ser realizada adotando-se ou uma central termelétrica convencional ou uma central de co-geração; a diferença básica em termos de configuração entre esses dois sistemas de geração de eletricidade está na presença ou não de uma unidade de processo industrial, na central de co-geração a qual aproveitaria o vapor produzido no ciclo durante a incineração do próprio RSM.

A co-geração, segundo Balestieri (2002a), corresponde à produção simultânea de diferentes formas de energia útil, como as energias eletromecânica e térmica, para suprir as necessidades de uma unidade de processo, seja ela do setor industrial, agrícola, terciário ou um sistema isolado, a partir de uma mesma fonte energética primária. Nas palavras desse mesmo autor, *“seria o aproveitamento de uma parcela da energia que teria de ser obrigatoriamente rejeitada por força da Segunda Lei da Termodinâmica, resultando em um aumento da eficiência global do ciclo térmico”*.

Essa prática pode ser considerada uma alternativa positiva se comparada ao atual estágio de geração de energia, tal como é concebido o sistema interligado. Neste, as necessidades de energia elétrica são atendidas mediante contrato de compra com uma concessionária, sendo as necessidades térmicas (quentes ou frias) atendidas mediante autoprodução. A energia elétrica também pode ser autoproduzida, sendo que neste caso as unidades de geração devem ser dimensionadas para operarem de forma independente das concessionárias, garantindo desta forma a confiabilidade do sistema isolado.

O histórico brasileiro na área de geração de energia tem sido marcado por uma alternância entre os agentes públicos e privados na condução desse processo; no entanto, a geração de utilidades térmicas sempre esteve a cargo dos agentes privados, principalmente pelo fato de o Brasil estar localizado geograficamente em uma área de clima ameno, sendo que, salvo poucas exceções, o aquecimento dos ambientes (*district heating*) não é imperativo para a sobrevivência de sua população. Já na história de outros países, localizados em regiões de clima frio, tais como Canadá, Estados Unidos, Suécia e outros países no extremo norte, a geração de formas de energia eletromecânica e térmica para a manutenção da vida sempre foi essencial, o que em parte explica a forte penetração da co-geração em boa parte deles.

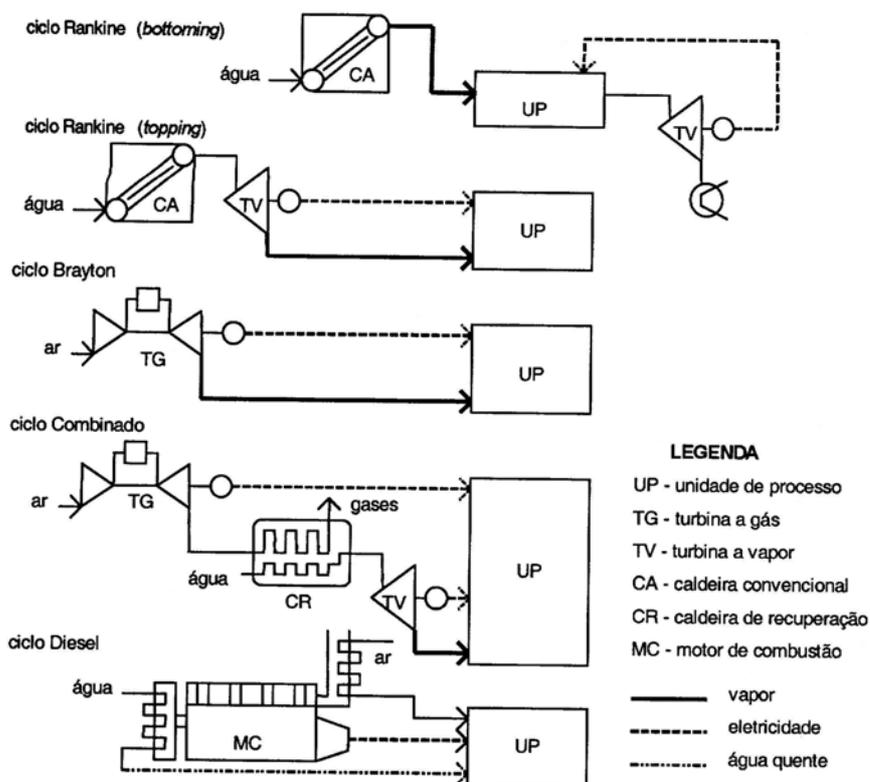
Os principais ciclos utilizados para configurações de centrais de co-geração são:

- ciclo Rankine ou a vapor;
- ciclo Brayton ou a gás;
- ciclo Combinado;
- ciclo Diesel/Otto,

este último de grande utilização na Europa e Estados Unidos, especialmente empregado em unidades compactas e em muitos sistemas isolados (como em embarcações navais, ilhas, áreas agrícolas remotas, dentre outros).

Em termos de projeto, faz-se necessário definir também, uma vez estabelecido o ciclo, a disposição dos componentes da central. Quando projetados para atender primeiramente à demanda térmica, sendo os rejeitos dela usados para suprir a demanda eletromecânica, diz-se que o ciclo opera em regime *bottoming*¹; se, por outro lado, o atendimento à demanda eletromecânica se faz primeiramente em relação à demanda térmica, diz-se que o ciclo opera em regime *topping*. Na figura 2.1 apresentam-se as configurações básicas de tais ciclos, sendo que apenas a primeira configuração de ciclo a vapor se apresenta em regime *bottoming*, sendo as demais referentes ao regime *topping*.

¹ Conforme Balestieri (2002a), no regime de geração *topping* a energia eletromecânica é gerada com prioridade sobre a térmica e vice-versa no regime de geração *bottoming*.



Fonte: Balestieri (2002a)

Figura 2.1 - Ciclos térmicos de co-geração

O ciclo a vapor pode se tornar operacional pela existência de caldeiras aquatubulares de alta pressão associadas a turbinas de condensação e extração ou turbinas de contrapressão. É o ciclo mais empregado atualmente no país, o que representa uma maior disponibilidade de peças e serviços de assistência para os equipamentos que o compõe.

Ingham (2000) fala em seu estudo que as turbinas a vapor são muito empregadas hoje na indústria sucro-alcooleira tanto para geração elétrica quanto para o acionamento das moendas de cana. As turbinas menores apresentam uma eficiência baixa; já as turbinas grandes (de condensação, usadas para geração elétrica) são máquinas extremamente eficientes. No entanto, o ciclo a vapor convencional, considerando-se a eficiência global do sistema de geração, apresenta uma eficiência reduzida quando comparada à do ciclo de co-geração.

O ciclo a gás, por seu turno, faz uso de conjuntos geradores acoplados compressor/câmara de combustão/turbina a gás, sendo os gases de exaustão

resultantes da queima aproveitados nos processos que admitem sua aplicação direta (nos casos, por exemplo, de secagem) ou na troca de energia com água, para gerar vapor em caldeiras de recuperação nos processos que só admitem aplicações indiretas, por não poderem ser contaminados.

Neste tipo de ciclo, conforme Ingham (2000), deve-se tomar cuidado especial na combustão; uma vez que a turbina é muito sensível à presença de particulados, metais pesados ou compostos orgânicos. Recentes desenvolvimentos permitem a queima direta de madeira na câmara de combustão, existindo vários projetos-piloto já em operação pelo mundo. O desenvolvimento de novas tecnologias de turbinas a gás, segundo este mesmo autor, também fez surgir as micro-turbinas extremamente eficientes com potências a partir de 45 kW.

O ciclo combinado mais utilizado no momento é o que acopla turbinas a gás com caldeiras de recuperação como unidade superior *topping*² e turbinas a vapor como unidade inferior (*bottoming*), ainda que possa admitir outros geradores; tem por vantagem o duplo conjunto para produção de energia eletromecânica, o que pode garantir maiores níveis de excedente de energia elétrica. Por fim, o ciclo diesel apresenta elevada produção eletromecânica comparativamente à sua capacidade de produção térmica (água e ar quentes).

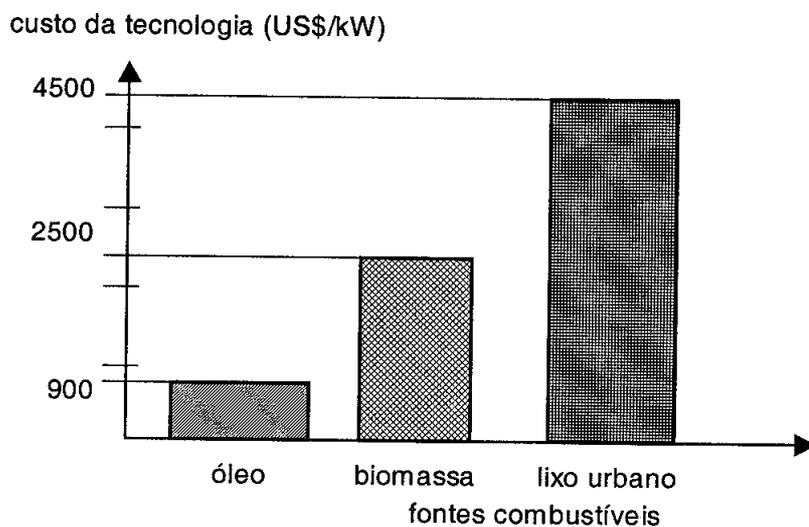
Vale ainda ressaltar que no planejamento de centrais de co-geração, entre os muitos aspectos (ou parâmetros) importantes a serem considerados, deve-se levar em conta tanto as emissões de poluentes, de acordo com o combustível empregado em cada caso, quanto os custos de investimento, conforme a tecnologia de geração escolhida. A tabela 2.1 fornece valores de eficiência, custo de investimento específico por unidade de potência elétrica e valores de emissões médios de diferentes tecnologias, de acordo com o atual estado de conhecimento; a figura 2.2 ilustra a comparação entre três combustíveis no ciclo a vapor, evidenciando os custos diferenciais existentes entre as três tecnologias e que favorecem, no momento, a primeira.

² Nas palavras de Balestieri (2002a), “o termo *topping*, em ciclos combinados, representa a unidade motora de maior capacidade energética, e *bottoming* representa a unidade motora subsequente na cascata energética”.

Tabela 2.1 - Parâmetros técnicos e econômicos de ciclos utilizados em centrais de co-geração

Ciclo térmico/ combustível	Investimento (US\$/kW)	Eficiência global (%)	Emissão SO ₂ (kg/MWh)	Emissão CO ₂ (kg/MWh)	Emissão NO _x (kg/MWh)
Vapor/óleo	840-1000	nd	0,36	277	0,18
Vapor/carvão	1300-1800	nd	2,16	330	nd
Vapor/lixo urbano	4500	80	0,14	90	0,36
Vapor/biomassa	2100-2600	86	nd	nd	0,18
Gás/gás natural	500-900	87	0,007	198-240	0,18
Gás/biomassa gaseificada	1700-2000	77-80	nd	nd	0,18
Combinado/gás natural	550-850	85	0,007	198	nd
Diesel/gás natural	1240	85	0,007	198	3,6

Nota: nd - não disponível.
Fonte: Balestieri (2002a)



Fonte: Balestieri (2002a)

Figura 2.2 - Custo diferencial em ciclos de co-geração a vapor

Há que se considerar, finalmente, que não se está computando nos custos de investimento a parcela que se poderia descontar a título de retorno ambiental e social do emprego do lixo urbano na geração de energia, o que pode alterar sobremodo os números apresentados.

Segundo os relatos de Menezes (2001), ao contrário do que muitos pensam, os custos de implantação por kW instalado de uma central termelétrica a lixo é, hoje, perfeitamente compatível com os de outros sistemas de geração. O investimento nestas usinas, conforme os dados deste autor, se encontra no nível de US\$ 1500-2500/kW e se compararmos com os valores necessários para implantar a geração através de outras fontes alternativas, veremos que é bastante inferior aos US\$ 5000-7000/kW necessários para a energia solar por células fotovoltaicas e inferior aos US\$ 2000-3000/kW para geração eólica.

2.2 - INTEGRAÇÃO DE INCINERADOR DE LIXO COM CENTRAL DE CO-GERAÇÃO NO BRASIL E EM OUTROS PAÍSES

Conforme Menezes, Gerlach e Menezes (2000), o Brasil engatinha no que diz respeito à implementação de sistemas de incineração de resíduos com recuperação de energia para a geração de eletricidade e energia térmica. Não há hoje no Brasil, efetivamente, projetos representativos neste aspecto, enquanto que, em nível mundial, a tendência é a de aproveitar os resíduos urbanos para a geração de energia (ver dados ilustrativos na tabela 2.2). Em vários países pode-se encontrar termelétricas movidas a carvão e a lixo, em fornos contínuos, e com o ciclo a vapor integrado na geração de energia elétrica. No Brasil já deveria estar sendo considerada a implantação de termelétricas a lixo e, dessa forma, estando equacionados ambos os problemas: de energia e do tratamento ambientalmente correto do lixo.

O estudo desenvolvido por estes três autores também revela que no Brasil, o número de incineradores ativos (em funcionamento) é bem menor do que o da maioria dos países citados na tabela 2.2, isto porque grande parte dos incineradores brasileiros operavam em condições ambientais precárias (ou seja, com emissões bastantes elevadas) sendo, portanto, desativados e abandonados.

Tabela 2.2 - Incineração (sem e com recuperação de energia) nos países desenvolvidos

País	Geração de lixo (milhões t/ano)	Nº de incineradores	% de lixo incinerado	Recuperação de energia
Suíça	2,9	29	80	80%
Japão	44,5	1893	72	Principais
Dinamarca	2,6	32	65	100%
Suécia	2,7	21	59	100%
França	18,5	100	41	68% da capacidade
Holanda	7,1	9	39	50% das usinas
Alemanha	40,5	51	30	nd
Itália	15,6	51	17	30% da capacidade
EUA	180,0	168	19	75% das usinas
Espanha	11,8	21	15	24% das usinas
Reino Unido	35,0	7	5	25% da capacidade

Fonte: Menezes, Gerlach e Menezes (2000)

Entretanto, muitos pesquisadores e grupos das esferas governamental (PRODAM, ANEEL) e privada (KOMPAC, BASF, BAYER, RHODIA) brasileiros têm se empenhado no que concerne à publicação de um grande número de trabalhos científicos sobre este tema, alguns deles de caráter apenas informativo, isto é, mostrando dados e justificativas que aumentem a importância da incineração como técnica de gerenciamento de RSM e, também como mais uma forma de geração de energia (Bizzo e Goldstein Jr., 1994; PRODAM, 1999; Menezes, Gerlach e Menezes, 2000; Menezes, 2001; Mercedes, 2002), enquanto que outros já se enveredam para o lado do planejamento energético, econômico e ambiental, propriamente dito, de centrais termelétricas e de co-geração a lixo (Silva, Texeira e Martins³ (apud Lora, 2000); Silva, Gonçalves e Silva, 1999; Holanda e Balestieri, 2001).

³ SILVA, E. S. L., TEXEIRA, F. N., MARTINS, A. R. S. *Análise técnico-econômica de diferentes variantes para a recuperação de energia em processos de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos*. Maio, 1999. Relatório de Consultoria para o GRUPO KOMPAC apud LORA, E. E. S. *Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte*. Brasília: ANEEL, 2000. 503p.

CAPÍTULO 3 - OS INSTRUMENTOS AMBIENTAIS E ECONÔMICOS

3.1 - INTRODUÇÃO

Desde o aparecimento da espécie humana na Terra o meio ambiente vem sofrendo inúmeras alterações; tanto é que após a Revolução Industrial, devido às grandes mudanças introduzidas pela mesma, o consumo energético cresceu de forma significativa, acelerando o desenvolvimento de uma crise ambiental.

No entanto, com destaque para a década de 1980, a questão ambiental é conseqüente ao tema dominante na década anterior, que envolvia a conservação de energia numa reação evidente à crise do petróleo iniciada em meados dos anos de 1973 e 1979, numa conjunção mundial que procurava estabelecer relações de força entre as grandes potências e os detentores das maiores reservas petrolíferas, o que resultou numa crise geopolítica que evidenciou a possibilidade de completa exaustão das reservas energéticas fósseis e a displicência com que o mundo vinha exaurindo tais fontes.

Restabelecidas as condições “de normalidade”, viu-se crescer uma consciência ambiental que encontrou, em todo o mundo, posições fortes - especialmente de grupos não-governamentais (ONGs); em defesa do ambiente já se observaram posições diversas, das mais extremadas às mais condescendentes com interesses político-econômicos.

Segundo PRODAM (1999), muitos países como a Suíça, o Japão, a Dinamarca e a Suécia destinam mais de 50% do seu lixo urbano gerado às unidades de incineração, sendo o Japão aquele que possui o maior número de unidades com recuperação de energia. Do ponto de vista ambiental, isso pode ter um lado positivo e, ao mesmo tempo, negativo; o lado positivo está na destruição dos RSM dispostos inadequadamente em áreas economicamente rentáveis, sem contar a recuperação da energia calorífica desprendida na combustão desse insumo para geração de energias térmica e elétrica, e o lado negativo reside na emissão sem controle de poluentes atmosféricos que, por sua vez, causará sérios danos ao meio ambiente e à sociedade.

Diante disso, as Agências de Proteção Ambiental (EPAs) de cada país publicaram leis, decretos, resoluções e portarias que primeiramente encerravam instrumentos de comando e controle (como os padrões de qualidade do ar¹, os limites máximos de emissão², o licenciamento³ de atividades poluidoras e o zoneamento⁴) para depois adotarem os mecanismos econômicos (como o sistema de impostos e o de cotas negociáveis de poluição). Entretanto, constata-se que a validade de tais instrumentos só vem à tona mediante intervenção governamental, pois o agente poluidor, por livre iniciativa, não procura reparar sua ação prejudicial ao ambiente quando não há motivação econômica para tanto (Almeida, 1998).

Este capítulo pretende focar, numa análise comparativa e, ao mesmo tempo, crítica, os principais instrumentos ambientais e econômicos utilizados pelas EPAs dos países que mais empregam a tecnologia de co-geração com RSM, no intuito de se fazer o monitoramento das emissões de poluentes e conseqüente preservação da qualidade de vida da população, da fauna e da flora. No final, faz alusão também aos chamados instrumentos voluntários, tais como os “selos verdes” (*Responsible Care, CERES Principles e International Chamber of Commerce’s Business Charter for Sustainable Development*) e os certificados de qualidade associados ao meio ambiente (ISO 14000 e similares), com o propósito de mostrar suas origens, aplicações e outras características mais relevantes.

3.2 - AS CONSEQÜÊNCIAS DA GERAÇÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Conforme Santo, Gallo e Bizzo (1998), o potencial poluente das diferentes substâncias formadas durante o processo de combustão e seu impacto

¹ São padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, podem afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos a flora e a fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

² Entende-se por limite máximo de emissão ou padrão de emissão a quantidade de poluentes permissível de ser lançada por fontes poluidoras para a atmosfera.

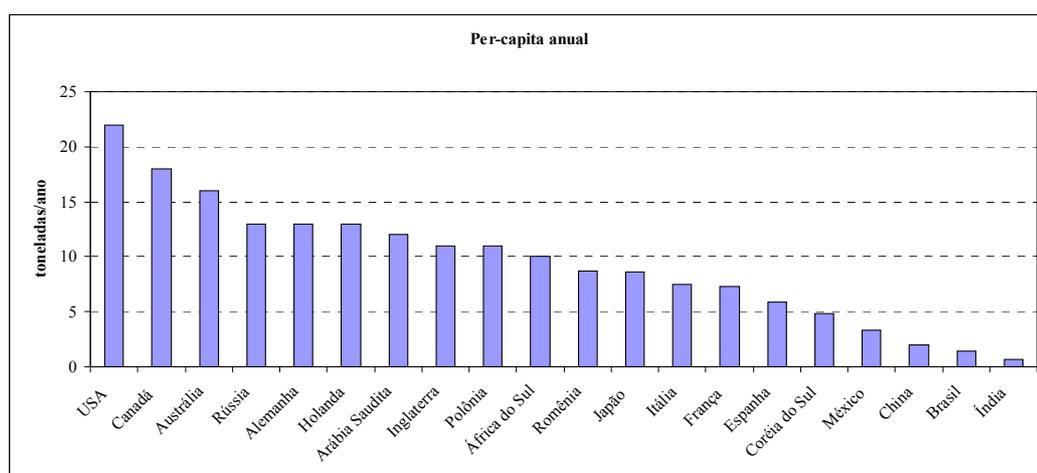
³ Licenciamento ambiental é o procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental, considerando as disposições legais e regulamentares e as normas técnicas aplicáveis ao caso.

⁴ Zoneamento urbano é um esquema que define as zonas destinadas à instalação de indústrias, de forma a compatibilizar as atividades industriais com a proteção ambiental.

sobre o ambiente e/ou sobre a saúde humana têm sido motivo de extensas pesquisas multidisciplinares, englobando desde pesquisadores da área de combustão até meteorologistas e toxicologistas. Nessa direção, as emissões oriundas desse tipo de tecnologia podem ser divididas, *grosso modo*, entre as de impacto global e as de impacto local.

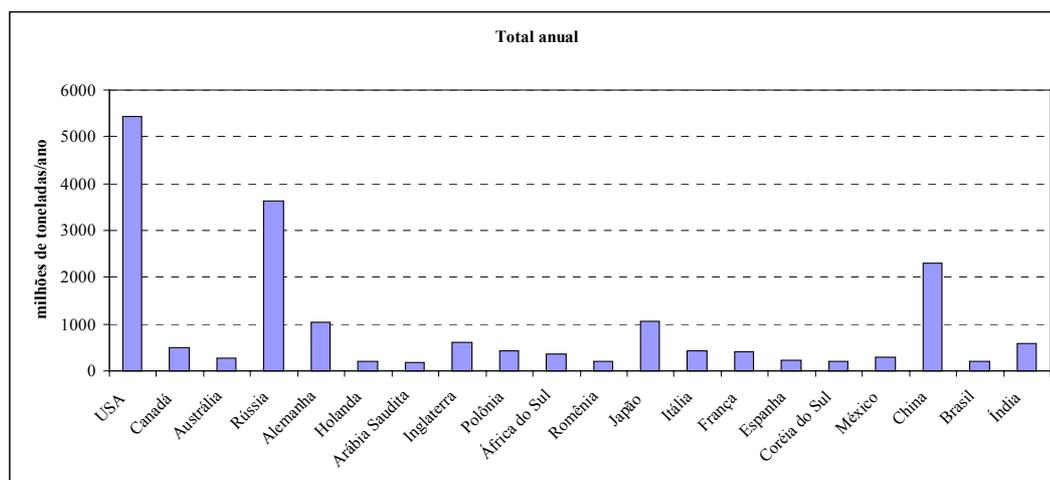
As emissões de impacto global contribuem, em conjunto com emissões de outras origens, para o aquecimento da Terra, através do efeito estufa (*greenhouse effect*). Há gases que ocorrem espontaneamente na natureza e que são responsáveis pelo efeito estufa, tais como o CO_2 , a $\text{H}_2\text{O}_{(v)}$ e o CH_4 . Embora imprescindível para a sustentação da vida no planeta (mantendo a temperatura da biosfera dentro de limites adequados), o efeito estufa pode também ocasionar uma elevação na temperatura média da Terra (com efeitos danosos sobre o clima) caso aumente substancialmente a concentração destes gases.

Um relatório enviado pela *U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency)* ao Congresso Americano em 1990 mostra que o CO_2 (por contribuição global ao aquecimento) e a geração de energia (por setor da atividade humana) contribuem em pouco mais de 50% para o aquecimento do planeta (Pereira, 2000). Os gráficos abaixo (ver figuras 3.1 e 3.2) ilustram as emissões totais e *per capita* de CO_2 ligadas ao uso da energia para vários países do mundo.



Fonte: Pereira (2000)

Figura 3.1 - Emissão *per capita* anual de CO_2 em vários países



Fonte: Pereira (2000)

Figura 3.2 - Emissão total anual de CO₂ em vários países

A Convenção "Quadro das Nações Unidas sobre Mudança Climática", assinada pelo Brasil na RIO-92, estabeleceu que os países desenvolvidos deveriam tomar a liderança no combate ao aquecimento global e retornar suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) por volta do ano 2000 aos níveis anteriores aos de 1990. Entretanto, só em dezembro de 1997 na cidade de Quioto (Japão), na Terceira Conferência das Partes, é que se decidiu por adotar um Protocolo (o qual chamou-se Protocolo de Quioto), em que os países desenvolvidos e em transição para uma economia de mercado, que constam do seu Anexo I⁵, comprometeram-se a baixar suas emissões de GEE entre o período de 2008 à 2012 (em média uma redução de 5% em relação às emissões de 1990) (MCT, 1999). Os Estados Unidos aceitaram uma redução de 7%, a União Européia 8% e o Japão, o Canadá, a Polónia e a Croácia 6%; vale lembrar que o Brasil propôs em Quioto a criação de um Fundo de Desenvolvimento Limpo, a fim de que os países desenvolvidos contribuíssem para a redução das emissões de GEE nos países em desenvolvimento.

⁵ No Protocolo de Quioto, os países do Anexo I são os que têm o maior consumo de energia e as suas emissões *per capita* de CO₂ são inúmeras vezes mais altas do que as dos países em desenvolvimento; são eles: Alemanha, Austrália, Áustria, Belarus, Bélgica, Bulgária, Canadá, Dinamarca, Espanha, EUA, Estônia, Finlândia, França, Grécia, Holanda, Hungria, Irlanda, Islândia, Itália, Japão, Letônia, Lituânia, Luxemburgo, Noruega, Nova Zelândia, Polónia, Portugal, Reino Unido da Grã-Bretanha e Irlanda do Norte, República Tcheca, República Eslovaca, Romênia, Rússia, Suécia, Suíça, Turquia e Ucrânia.

As emissões de impacto local são as associadas à deposição ácida (chuva ácida), ao *smog* fotoquímico (formação do ozônio troposférico) e aos materiais particulados. Poluentes como SO_2 e NO_x são responsáveis pela deposição ácida. Duas formas de deposição podem ocorrer para esses gases, denominadas seca e úmida. A forma seca é atribuída à deposição dessas substâncias diretamente no solo e a forma úmida ocorre quando tais gases se oxidam formando os ácidos sulfúrico (H_2SO_4) e nítrico (HNO_3) e sofrem dissolução em água, formando ânions sulfato (SO_4)⁻² e nitrato (NO_3)⁻¹, que depois são depositados na crosta terrestre juntamente com a água da chuva.

Tais poluentes provocam doenças respiratórias, comprometem a qualidade do solo, da água de rios, lagos e lençóis freáticos e podem entrar na cadeia alimentícia. Exposições prolongadas e baixas concentrações de SO_2 têm sido associadas com o aumento de morbidade cardiovascular em pessoas idosas (Silva, 1997).

O *smog* fotoquímico é causado por complexas reações químicas na atmosfera, sob efeito da luz solar, diminuindo a visibilidade e afetando a saúde humana através de sua inalação (redução da capacidade pulmonar e o agravamento de doenças respiratórias). Tal fenômeno inicia-se com os chamados poluentes primários (que são substâncias menos danosas e menos reativas) e os poluentes secundários, formados fotoquimicamente a partir dos primários, são os responsáveis pela construção do *smog*. Associados às emissões provenientes do processo de combustão, o NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) os hidrocarbonetos não queimados, os materiais particulados e o SO_2 contribuem para a formação do *smog*.

O monóxido de nitrogênio (NO) é oxidado na atmosfera para dióxido de nitrogênio (NO_2) e a luz solar, por sua vez, decompõe o NO_2 em NO e oxigênio; os átomos de oxigênio por serem muito reativos podem iniciar uma série de reações, dentre as quais destaca-se a formação do ozônio (O_3) troposférico.

Os materiais particulados apresentam-se em fase sólida, porém arrastados por correntes gasosas na atmosfera. São constituídos por resíduos de carbono, hidrocarbonetos não queimados, sais e cinzas oriundos de processos de combustão de combustíveis fósseis, biomassa, de mineração do carvão, queimadas, etc. A

essas emissões atribui-se a diminuição da visibilidade do ar, a contaminação de solos e águas, a ocorrência de problemas respiratórios e problemas de saúde devido a sua inserção na cadeia alimentícia, além de aumentarem os efeitos dos gases presentes no ar ou de catalisar e transformar quimicamente tais gases, criando espécies mais nocivas.

De acordo com Silva (1997), o CO inalado acarreta a formação da carboxihemoglobina, diminuindo a capacidade de oxigenação do sangue e podendo causar redução na capacidade de estimar intervalos de tempo e diminuir os reflexos e a acuidade visual da pessoa exposta. Na tabela 3.1, elaborada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) em 1985, apresenta-se um resumo dos principais poluentes, as fontes de emissão, as concentrações e os efeitos à saúde.

Felipe (1996) revela outros efeitos causados pela emissão de poluentes: danos às propriedades e constituintes da atmosfera (destruição da camada de ozônio); danos sobre os materiais (abrasão, deposição, ataques químicos direto e indireto); impactos sobre a vegetação e os animais (redução da disponibilidade de luz influenciando na reação de fotossíntese/maior suscetibilidade às infecções bacterianas quando os animais ficam expostos à grandes concentrações de ozônio) e efeitos sobre a economia (gastos com a saúde pública, redução do turismo por afetar a paisagem e os meios de transporte em razão da má visibilidade).

Diante disso, faz-se necessário que os países que já incineram RSM estejam realmente adotando as tecnologias de controle das emissões (seja as que atuam diretamente na fonte geradora ou as de cunho ambiental intrínseco) para minimizar muitos dos impactos ambientais e sociais. O Departamento de Energia do Governo da Califórnia (1998) deixa claro que os EUA optam pelo emprego da co-geração com combustível derivado de refugos⁶ (*refuse-derived fuel*) ou pela gaseificação do lixo urbano antes de ser queimado, de modo que, assim, o controle das emissões de poluentes apresente uma performance melhor quando comparado ao da tecnologia de combustão em massa ou em série (*mass burn*).

⁶ O combustível derivado de refugos consiste no RSM fragmentado, que na verdade é o sub-produto de uma operação de recuperação de recursos.

Tabela 3.1 - Resumo das fontes de emissão, das concentrações e dos efeitos sobre a saúde de alguns poluentes atmosféricos

Poluente	Fonte	Efeitos sobre a saúde	Concentração
É qualquer material que ao atingir determinada concentração em um ambiente afeta o mesmo	Qualquer atividade que provoca a emissão de poluentes para a atmosfera	É a consequência da exposição do organismo, num dado intervalo de tempo, a uma certa concentração de poluente	Indica a quantidade de um material em relação a quantidade de ar
Dióxido de enxofre (SO ₂)	É lançado no ar com a queima de carvão, gasolina, óleo diesel e outros derivados de petróleo; pelo processo de fabricação do ácido sulfúrico	Irritação nos olhos, nariz e garganta; rinite; tosse; bronquiconstrição; queimadura nos olhos e pele; sérios problemas respiratórios e morte de doentes sensíveis	Baixa
Partículas em suspensão	São causadas por processos e operações industriais como: aciarias, coquearias, moagem de sólidos, granulação de fertilizantes, descarga de rocha, fornos de calcinação, reatores de negro de fumo, craqueamento catalítico e fabricação de cimento	Asma; bronquite e morte de doentes sensíveis	Altíssima
Monóxido de carbono (CO)	É proveniente da queima de certos combustíveis; de processos industriais e escapamentos de veículos	Dor de cabeça; tontura; alucinação; depressão; angina; síncope; asfixia e morte	Baixa
Dióxido de nitrogênio (NO ₂)	É proveniente do processo de fabricação do ácido nítrico	Tosse e catarro; dispnéia; dor no peito; edema pulmonar; irritação nos olhos e taquicardia	Moderada
Amônio (NH ₄)	É lançado através da fabricação de amônia (NH ₃); transporte, armazenamento e uso de amônia e granulação de fertilizantes	Irritação nos olhos, nariz e garganta; dispnéia; espasmos brônquios; dor no peito; edema pulmonar e queimadura na pele	Moderada

Gás sulfídrico (H ₂ S)	Emitido através do refino do petróleo	Irritação no sistema respiratório; tontura; irritação na vista; convulsões; coma e morte	Baixa
Ozônio (O ₃)	É formado na atmosfera por hidrocarboneto + NO _x + luz	Irritação dos olhos e mucosas; edema pulmonar e doença respiratória crônica	Moderada
Fluoreto (F ⁻)	É proveniente da produção de fertilizantes	Sobre a vegetação: queima as folhas; edema pulmonar; pneumonia brônquica; irritante; corrosivo à pele e membranas e calcificação de juntas ósseas	Alta
Sulfato (SO ₄) ⁻²	É proveniente da produção de fertilizantes e/ou formado na atmosfera pela reação de SO ₂ com outras substâncias, quando as condições são favoráveis	Irritação no sistema respiratório	Alta

Nota: Entende-se como concentração baixa - inferior aos padrões de qualidade do ar; moderada - conforme os padrões de qualidade do ar; alta - ultrapassa os padrões de qualidade do ar; altíssima - ultrapassa constantemente os padrões de qualidade do ar.

Fonte: Felipe (1996)

Para tanto, é importante que os países obedeçam e, ao mesmo tempo, façam valer a autenticidade dos instrumentos (tanto de controle direto quanto econômico) encerrados em suas legislações ambientais.

3.3 - POLÍTICAS DE COMANDO E CONTROLE *VERSUS* MECANISMOS ECONÔMICOS

3.3.1 - Introdução

Regulamentação e políticas públicas, em geral, tornaram-se objeto de ataque, na maior parte do mundo, a partir do início da década de 1980. Nas décadas anteriores, a intervenção governamental havia sido encarada como algo necessário ou funcional, em diversas áreas, diante das falhas do livre mercado como forma de organização sócio-econômica. Entretanto, desde a década de 1990 as palavras de ordem dominantes passaram a ser “desregulamentação”, “falhas do governo” e outras, sugerindo maior liberdade de atuação para os mercados.

Uma exceção foi a área ambiental. Nesta, em contraste com a tendência, a regulamentação e as políticas públicas cresceram em prestígio, aceitação e abrangência. Não se vê ninguém defendendo a crença de que mercados livres são eficientes no tocante às relações entre a atividade econômica e o meio ambiente (Almeida, 1998).

Por outro lado, a ascensão da política ambiental nas agendas governamentais e de outras instituições se fez acompanhar por intenso debate sobre a eficácia de seus instrumentos. Na maioria dos países da Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE)⁷, controles diretos (ou regulações diretas) sobre o uso de recursos naturais e ambientais foram estabelecidos como principal ferramenta. Contudo, assistiu-se crescentemente à contestação da eficácia de tal tipo de instrumento, em defesa dos chamados mecanismos econômicos. Inclusive Ekins (1999) afirma que o uso de taxas ou encargos ambientais nos países da OCDE cresceu para mais de 50% entre os anos de 1987 e 1994. Na mesma direção dos mecanismos econômicos, cresceu também

⁷ Conforme Suárez (1996), a OCDE é formada pelos seguintes países desenvolvidos e em transição para uma economia de mercado: Alemanha, Austrália, Áustria, Bélgica, Canadá, Coréia, Dinamarca, Espanha, EUA, Finlândia, França, Grécia, Holanda, Hungria, Irlanda, Islândia, Itália, Japão, Luxemburgo, México, Noruega, Nova Zelândia, Polônia, Portugal, Reino Unido, República Eslovaca, República Tcheca, Suécia, Suíça e Turquia.

a esperança nos chamados instrumentos voluntários, tais como os “selos verdes” e os certificados de qualidade associados ao meio ambiente (ISO 14000 e similares).

3.3.2 - As políticas de comando e controle

De acordo com Stavins e Whitehead (1992) e Almeida (1998), os instrumentos de regulação direta aplicados à área ambiental são também conhecidos como políticas de comando e controle, uma vez que impõem modificações no comportamento dos agentes poluidores por meio de:

- a) *padrões de poluição para fontes específicas* (limites para emissão de determinados poluentes);
- b) *controle de equipamentos*: exigência de instalação de equipamentos anti-poluição e/ou obrigatoriedade de uso de tecnologias "limpas" já disponíveis;
- c) *controle de processos* (exemplo: exigência de substituição do insumo empregado - de óleo combustível com alto teor de enxofre para outro com baixo teor);
- d) *controle de produtos*: visa à geração de produtos "mais limpos", estabelecendo normas para produtos cujo processo de produção ou consumo final acarrete alguma forma de poluição. Exemplos: especificação da quantidade de agrotóxicos em produtos agrícolas e proibição de fabricação de carros com baixo desempenho energético;
- e) *proibição total ou restrição de atividades em certos períodos do dia, áreas, etc, por meio de*: concessão de licenças (não comercializáveis) para instalação e funcionamento, fixação de padrões de qualidade ambiental em áreas de grande concentração de poluentes e zoneamento. Tais medidas têm por finalidade um controle espacial das atividades dos agentes econômicos, procurando resguardar a capacidade de absorção de poluição do meio ambiente em questão;
- f) *controle do uso de recursos naturais por intermédio da fixação de cotas* (não comercializáveis) de extração (exemplos: para extração de madeira e pesca; no caso da madeira, o governo pode exigir uma cota-árvore de reflorestamento para cada unidade de extração).

A principal característica da política de comando e controle é que esta, em base legal, trata o poluidor como "ecodelinqüente" e, como tal, não lhe dá chance de escolha: ele tem de obedecer a regra imposta, caso contrário se sujeita à penalidades em processos judiciais ou administrativos; a aplicação de multas em casos de não cumprimento da obrigação é bastante usual. Desse modo, pode-se constatar que as regulamentações de controle direto forçam as empresas a agirem numa mesma direção (Stavins e Whitehead, 1992).

Os instrumentos de comando e controle são intensamente aplicados na política ambiental internacional (Almeida, 1998). Isto se explica, em parte, por sua eficácia ecológica (a certeza dos efeitos da regulação sobre a qualidade ambiental), que garante amplo apoio da opinião pública - notadamente de grupos ambientalistas - e influencia a decisão dos tomadores de decisão (*policy-makers*). Estes, por sua vez, estão mais familiarizados a esse tipo de política (de comando e controle), dada a experiência com esta em outras áreas de política pública. Acrescente-se o fato de que nas agências regulatórias de meio ambiente geralmente o corpo técnico é constituído predominantemente por engenheiros, biólogos e químicos, cabendo aos economistas um papel menor.

Almeida (1998) relata que a preferência por políticas de comando e controle em vez de instrumentos econômicos não se justifica somente pelas suas supostas vantagens apontadas por ambientalistas, reguladores a até poluidores. As inúmeras ressalvas feitas à aplicação de instrumentos econômicos, em especial a divergência entre suas alegadas vantagens teóricas e seus impactos efetivos, constituem outro motivo para se preferir a regulação direta. Os adversários das políticas de comando e controle apontam por desvantagens:

- são ineficientes economicamente por não considerarem as diferentes estruturas de custo dos agentes privados para a redução de poluição;
- seus custos administrativos são muito altos, pois envolvem o estabelecimento de normas/especificações tecnológicas por agências oficiais, bem como um forte esquema de fiscalização;
- criam barreiras à entrada; a concessão de licenças não-comercializáveis tende a perpetuar a estrutura de mercado existente;

- uma vez atingido o padrão ou que a licença seja concedida, o poluidor não é encorajado a introduzir novos aprimoramentos tecnológicos (anti-poluição);
- podem sofrer influência de determinados grupos de interesse.

A despeito dessas desvantagens que, supostamente, não ocorrem com os mecanismos econômicos, as regulamentações de controle direto são amplamente usadas em países industrializados e em desenvolvimento (como, por exemplo, o Brasil). Com base em Stavins e Whitehead (1992) e Almeida (1998), é possível dizer que as políticas regulatórias de comando e controle são mais apropriadas em situações que envolvem poucas empresas públicas e empresas privadas não-competitivas; isto é particularmente verdadeiro quando as tecnologias para controle da poluição ou o uso de recursos são relativamente uniformes e podem ser facilmente especificados pelos “reguladores”. Por fim, as regulações diretas são também mais indicadas quando a preocupação é evitar a concentração espacial de atividades poluentes, ou seja, quando o crucial é não esgotar a capacidade de absorção do meio.

3.3.3 - Os instrumentos econômicos

A teoria econômica, baseada na microeconomia neoclássica, fundamenta as políticas ambientais no conceito de externalidade⁸, caso em que a degradação ambiental é traduzida como discrepância entre os custos privados e sociais. Segundo essa visão, a melhor recomendação política é a aplicação de instrumentos econômicos que incentivem os agentes poluidores a considerar os custos sociais nas suas decisões individuais (isto é, adotam-se mecanismos de mercado - instrumentos que operam como incentivos econômicos - que simulam o "preço" da degradação ambiental que os poluidores devem incorporar aos seus custos privados). A idéia é que passem a sofrer algum ônus pela poluição causada ou mesmo a receber algum ganho por poluir menos (Suárez, 1996).

⁸ Segundo Ferreira e Bajay (1997), o termo utilizado pela economia neoclássica para expressar os impactos (ou danos) ambientais e sociais é externalidade, no sentido de que eles são externos às transações comerciais; a monetarização destas externalidades dá origem aos custos externos ou custos ambientais e sociais. Assim, qualquer esforço para "internalizar" estas externalidades exige que os custos da produção sejam calculados a partir de dois componentes: custos privados (custos de capital, operação e manutenção) e custos externos, os quais não têm sido incorporados no Brasil, mas impostos para a sociedade e o meio ambiente.

Nas palavras de Almeida (1998), “*definir corretamente instrumento econômico é uma tarefa difícil e isto está cabalmente exposto num estudo da OCDE*”. Supostamente, um instrumento seria tido como econômico uma vez que afetasse o cálculo de custos e benefícios do agente poluidor, influenciando, portanto, suas decisões, com o objetivo de produzir uma melhoria na qualidade ambiental. Seguida à risca essa definição, ficaria de fora a maioria das taxas já aplicadas ou em vigência na área ambiental em vários países. Por serem fixadas em níveis normalmente muito baixos, não chegam a ter impacto significativo sobre os custos e benefícios do poluidor a ponto de induzir uma alteração no seu comportamento.

Uma das principais características diferenciadoras dos mecanismos econômicos com relação às regulações diretas é a flexibilidade permitida ao poluidor, que está livre para responder aos estímulos da maneira e no tempo que melhor lhe convier economicamente. Sobre isto, há quem pondere:

“Na verdade, a linha divisória entre as chamadas políticas de comando e controle e as políticas baseadas em incentivos não é sempre muito clara. Um programa sob o qual o regulador especifica os procedimentos exatos de tratamento a serem seguidos pelos poluidores obviamente se inclui na categoria de comando e controle. Mas que tal uma política que estabeleça um limite fixo de emissões para uma fonte particular (sem possibilidade de negociação), mas permita ao poluidor selecionar a forma para cumprir a meta. Tal flexibilidade certamente permite a operação de incentivos econômicos em termos da busca do método de controle de custo mínimo” (Almeida, 1998).

Como se observa, é grande a confusão sobre o que se entende por instrumento econômico; em outras palavras, a noção de mecanismo econômico passou a significar diferentes coisas em diferentes contextos, conforme as distintas visões sobre o que é economia. Diante disso, adota-se no presente trabalho a mesma orientação dada pela OCDE para abordar os mecanismos econômicos empregados na área ambiental: taxas ou encargos, subsídios, sistemas de devolução de depósitos e criação de mercado. A idéia, no caso, é que esses mecanismos, ao influenciarem sem restringir o próprio cálculo econômico dos agentes poluidores, obteriam resultados com maior adesão e menores custos.

3.3.3.1 - Taxas ou encargos

No sistema de impostos a poluição é reduzida impondo-se aos agentes poluidores taxas⁹ (ou encargos) que são baseadas ora na quantidade de poluição que eles geram, ora, em alguns casos, na quantidade esperada ou potencial de poluição dos mesmos. Conforme Stavins e Whitehead (1992) e Suárez (1996) a OCDE distingue cinco tipos de taxas (algumas já com aplicação em nível internacional), a saber:

- a) *taxas sobre efluentes*: a cobrança é por unidade de lançamento de determinados poluentes no meio (água, solo e ar). Consiste num tratamento caso a caso, mas não diferencia as fontes poluidoras de acordo com seus respectivos danos ambientais e sim pela quantidade e/ou qualidade dos poluentes lançados. Neste sentido, não exerce estímulos à realocação espacial de atividades poluidoras, uma vez que a taxa paga por lançamento de poluente é a mesma, quer a fonte se localize num grande centro industrial (altamente poluído) ou numa região cujo meio ambiente apresente uma maior capacidade de absorção;
- b) *taxas sobre o usuário*: pagamentos pelos custos de tratamento público ou coletivo de efluentes. Mais precisamente, são tarifas cobradas uniformemente ou diferenciadas de acordo com a quantidade de efluente tratado;
- c) *taxas sobre produtos*: incidem sobre o preço de produtos que geram poluição no momento da sua produção e/ou consumo ou para os quais tenha sido implementado um sistema de remoção. Podem ser baseadas em especificações do produto (exemplo: sobre conteúdo de enxofre em óleos minerais) ou no produto como um todo (sobre óleo mineral);
- d) *encargos administrativos*: que são os pagamentos efetuados pelos serviços do governo (por exemplo, registro de certos produtos químicos);
- e) *diferenciação de taxas*: acarreta preços mais favoráveis para produtos não ofensivos ao meio ambiente e vice-versa. Este instrumento assemelha-se às taxas

⁹ Almeida (1998) fala que as taxas podem ser consideradas - *lato sensu* - como um “preço” pago pela poluição; a sugestão de taxas para a política ambiental é profundamente inspirada na teoria econômica neoclássica (seu instrumento econômico típico - aquele capaz de “internalizar” externalidades - é a taxa).

sobre produtos, só que normalmente é neutro em termos do orçamento público, ao passo que essas taxas têm como objetivo adicional um aumento de arrecadação.

Com base nas informações descritas acima, pode-se constatar que o sistema de impostos faz com que as empresas “internalizem” as suas próprias externalidades criadas no curso da produção. Para que se tenha uma ordem de grandeza de tais custos externos, as tabelas 3.2, 3.3 e 3.4 mostram, respectivamente, os valores monetários adotados para alguns poluentes em diversos estados nos EUA, os custos sociais estimados para duas técnicas de gerenciamento de RSM (aterragem e incineração) e os valores monetários para as externalidades ambientais associadas às unidades de co-geração que operam com combustíveis fósseis e com RSM.

Tabela 3.2 - Valores monetários adotados nos EUA para emissões atmosféricas de diversos poluentes

Estado/Região	(US\$/tonelada de poluente emitido)					
	NO _x	SO ₂	MP	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Califórnia	9120	4476	2624	----	----	----
SCE/SDG&E PG&E	7497	1740	4608	----	----	----
Massachusset	6500	1500	----	22	220	3960
Nevada	6800	1560	4180	22	220	4140
New York	1832	832	----	1	----	----
Wisconsin	----	----	----	15	150	2700

Nota: MP (material particulado).

Fonte: Ferreira e Bajay (1997)

Tabela 3.3 - Custos ambientais e sociais estimados para duas opções de gerenciamento de RSM

Países	(US\$/tonelada de RSM)	
	Aterragem	Incineração
Alemanha	2,42-14,14	5,17-13,73
Suécia	2,42-14,14	6,19-14,75
Reino Unido	2,42-14,14	22,94-31,50
Estados Unidos	2,42-14,14	10,08-18,64

Fonte: Miranda e Hale (1997)

Tabela 3.4 - Custos externos para as unidades de co-geração que operam com combustíveis fósseis e com RSM em relação à alguns países

Países	Valores das externalidades (US\$/kWh)	
	Combustíveis fósseis	RSM
Alemanha	0,0024-0,078	0,0090-0,024
Suécia	0,0030-0,0046	0,011-0,026
Reino Unido	0,061-0,070	0,040-0,054
Estados Unidos	0,026-0,045	0,017-0,032

Fonte: Miranda e Hale (1997)

Observe que a Alemanha, Suécia e Estados Unidos possuem níveis de externalidades relativamente próximos (para o caso da queima com RSM), enquanto que o Reino Unido exhibe valores elevados, o que se deve principalmente à aplicação de limites máximos de emissão menos rigorosos nesse último país.

Mas como podem ser calculados tais valores ? Essa é uma questão que tem sido tratada por diversos autores, sendo objeto de análise tanto por parte de economistas quanto de engenheiros. Ferreira e Bajay (1997) revelam que são empregados dois métodos para valorização dos custos ambientais: **custo do dano**¹⁰ e **custo do controle**¹¹. No primeiro método, identificam-se e quantificam-se os tipos de danos ambientais e sociais e, então, tais impactos são valorizados monetariamente; no segundo caso, estima-se o custo para reduzir a poluição ou mitigar o dano ambiental.

Ainda segundo esses autores, as duas metodologias apresentam severas limitações e estão sujeitas à várias controvérsias, mas a abordagem do custo de controle vem sendo mais aceita como ponto de partida para estimar custos ambientais, até que a abordagem do custo dos danos esteja mais desenvolvida. Nesta mesma linha de raciocínio, Frangopoulos e Caralis (1997) concordam com tais idéias dizendo que as limitações de dados e de metodologias dificultam o emprego do procedimento do custo dos danos.

Assim, faz-se necessário salientar que neste trabalho de pesquisa não serão contempladas as abordagens específicas para cálculo do custo dos danos ambientais, em especial por dependerem de uma base de dados ampla (que retrata

¹⁰ O custo do dano social representa o custo dos impactos ambientais para a sociedade.

¹¹ O custo do controle ambiental é o custo monetário da proteção ambiental.

aspectos macroscópicos de uma população), envolvendo um conjunto significativo de um grande número de variáveis, que não é disponível nesse momento, tampouco é objetivo desta Tese.

Para finalizar este sub-item, é importante ainda acrescentar que a “taxa ótima” (ou taxa pigouviana) garante o nível ótimo de poluição ao equiparar os custos privados aos custos sociais. Para cumprir esse papel, em se tratando de problemas ambientais, o cálculo da taxa tem que se basear nos custos de degradação ambiental causados pelo agente poluidor; seu valor deve ser exatamente igual aos custos externos marginais no ponto em que estes se igualam ao nível ótimo de poluição (Suárez, 1996; Almeida, 1998). Porém, na prática, segundo apontam alguns autores, a aplicação desse tipo de taxa é impossível, os economistas de orientação neoclássica, por sua vez, reconhecem tal fato e ponderam: *“podemos nos preocupar apenas em alterar corretamente os níveis de poluição e não em alcançar um ótimo teórico. Assim sendo, as taxas são seguramente uma arma adequada em meio ao arsenal regulatório”* (Almeida, 1998).

Esta visão mais flexível do papel da taxa parece que vem se tornando um quase consenso entre os próprios economistas neoclássicos que, provavelmente cedendo aos fatos, passaram a propor sistemas mistos taxa-padrão como opção de política ambiental. Da defesa da taxa como instrumento superior ao padrão ambiental imposto pelos reguladores, passaram a argumentar que a taxa é o meio mais eficaz de atingir um padrão previamente estabelecido. Isso significa que a taxa deixa de ter seu valor determinado pelo dano marginal causado, podendo assumir distintas bases de cálculo, por exemplo, taxas cobradas proporcionalmente às emissões de poluentes.

3.3.3.2 - Subsídios

Denominação genérica para várias formas de assistência financeira cujo objetivo é incentivar os poluidores a reduzir os níveis de poluição. Pode também haver casos em que o subsídio é fornecido à empresas com dificuldades de

cumprir o padrão ambiental fixado, funcionando como complemento da regulação direta. Os principais tipos de subsídios são (Suárez, 1996; Almeida, 1998):

- a) *subvenções*: formas de assistência financeira não-reembolsáveis, oferecidas para poluidores que se prontifiquem a implementar medidas para reduzir seus níveis de poluição;
- b) *empréstimos subsidiados*: empréstimos a taxas de juros abaixo das de mercado oferecidos à poluidores que adotem medidas anti-poluição;
- c) *incentivos fiscais*: depreciação acelerada ou outras formas de isenção ou abatimentos de impostos em caso de serem adotadas medidas anti-poluição.

Os subsídios acima são, sem exceção, oferecidos pelos governos aos agentes econômicos que adotem medidas de redução da degradação ambiental. Alternativamente, um subsídio, na forma de subvenção, pode ser pago pelo governo à vítima da poluição para compensar os danos que lhe foram causados. Neste caso, o subsídio - cujos recursos podem ser provenientes de uma taxa ambiental aplicada sobre a atividade poluidora - tem um caráter puramente compensatório e não reduz o nível de poluição.

3.3.3.3 - Sistemas de devolução de depósitos

Sobre o preço final do produto potencialmente poluidor incide uma sobretaxa. Esta é devolvida ao consumidor quando este retorna devidamente o produto - vale dizer, sua embalagem ou seus resíduos (sucata) - através de algum sistema de coleta, evitando a poluição.

Este sistema foi originalmente introduzido pelas empresas como forma de recuperar garrafas de bebidas ou outros vasilhames. Com o barateamento das embalagens descartáveis, as empresas foram deixando de empregá-lo. Atualmente há um renovado interesse nesses sistemas de depósitos, sobretudo da parte dos governos, diante dos altos custos de remoção de lixo (baterias de celular, pilhas, etc).

3.3.3.4 - Criação de mercado

Compreende instrumentos que têm a capacidade de criar (artificialmente) um “mercado para poluição”, uma vez que permitem aos agentes poluidores comprar ou vender direitos (cotas) de poluição de fato ou potencial, transferir riscos associados a danos ambientais para terceiros e vender refugos/resíduos do processo de fabricação. São eles:

a) *licenças de poluição negociáveis*: recebem outras denominações, como direitos de poluição e créditos de redução de emissão. Tem-se preferido esta última para evitar a insinuação de que as pessoas possam adquirir direitos a poluir, o que certamente enfurece os grupos ambientalistas (Almeida, 1998).

É conveniente ressaltar que esse instrumento, segundo Conrad e Kohn (1996), apresenta algumas implicações políticas oriundas do preço e do volume de negociação baixos das cotas. Tais autores explicam que uma das principais causas disto está na criação e distribuição de mais cotas de poluição do que inicialmente autorizadas, embora revelem que o Programa Americano de Combate à Chuva Ácida tem mostrado as vantagens de se fazer o controle da poluição através da aplicação de incentivos com base em mercado, ao mesmo tempo em que tem revelado, também, novas desvantagens das políticas de comando e controle. Nesse contexto, o *Clean Air Act Amendments de 1990 (Title IV - Acid Deposition Control)* representou a primeira legislação ambiental a incorporar um programa de incentivos de mercado, em escala nacional, na forma de cotas negociáveis para o controle das emissões de SO₂ (U.S. EPA, 1990a; Torrens, Cichanowicz e Platt, 1992).

b) *seguro ambiental obrigatório*: criação de um mercado no qual os riscos de penalidades (multas, indenizações) por danos ambientais são transferidos para as companhias de seguro. Os prêmios refletiriam os prováveis riscos ambientais da atividade *vis-à-vis* os controles de poluição necessários. A busca de prêmios mais baixos atua como um incentivo para o agente poluidor reestruturar sua atividade a fim de torná-la menos ofensiva ao meio ambiente;

c) *sustentação de mercados*: manutenção e/ou criação pelo governo de mercados para resíduos industriais - potencialmente rentáveis, que podem ser reciclados a baixo custo ou diretamente reutilizados - por intermédio de preço mínimo garantido (pelo governo) ou subsídio no caso de o preço de mercado ficar abaixo de certo valor.

Diante de tudo isso, o que mais se observa é que a controvérsia em torno da superioridade de um ou de outro instrumento (mecanismos econômicos *versus* regulações diretas) é a tônica do debate sobre opções de política ambiental. Estudos empíricos freqüentemente citados na literatura procuram provar que os custos de implementação de políticas de comando e controle superam em muito os de políticas baseadas em incentivos econômicos. A tabela 3.5 apresenta os resultados desses estudos, que fazem uma simulação de controle da poluição do ar nos Estados Unidos e no Reino Unido, contrastando políticas de comando e controle com políticas de custo mínimo para o mesmo nível de poluição. Embora as políticas baseadas em incentivos econômicos não correspondam, na prática, exatamente às políticas de custo mínimo, os dados indicam que os custos das políticas de regulações diretas são muito altos.

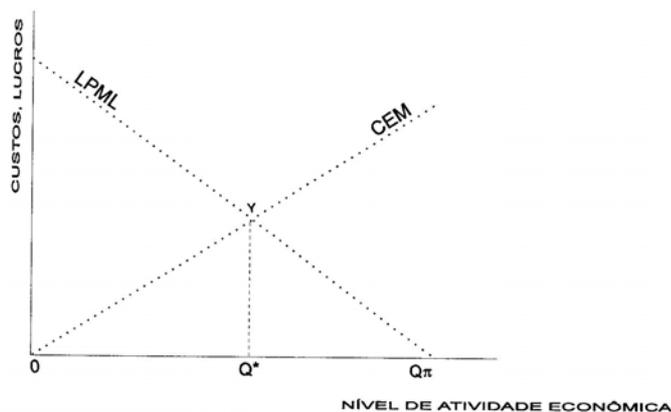
Tabela 3.5 - Estudos de simulação de políticas alternativas para controle da poluição do ar

Poluentes	Áreas geográficas (Ano do estudo)	Custos de política de comando e controle/Custo de política de custo mínimo (%)
Sulfatos	Los Angeles, Calif. (1982)	110
Dióxidos de nitrogênio	Baltimore, Md. (1983)	600
Material particulado	Baltimore, Md. (1984)	420
Dióxido de enxofre	Lower Delaware Valley, EUA (1984)	180
Material particulado	EUA (1984)	2200
Hidrocarbonos	Todas as Plantas Dupont dos EUA (1984)	420
Dióxido de enxofre	Cinco Regiões dos EUA (1985)	190
Dióxido de enxofre	Reino Unido (1988)	140-250

Fonte: Almeida (1998)

Segundo Almeida (1998), mesmo existindo “poluição econômica”, ela não necessariamente deve ser eliminada; para esclarecer este ponto, a figura 3.3 é

bastante útil. O ponto de encontro das duas curvas corresponde ao nível ótimo de produção (Q^*). Segue que o nível de poluição física decorrente desse nível de atividade produtiva é o *nível ótimo de poluição*. Isso significa que o nível de poluição socialmente ótimo não é o zero; mesmo se produzindo a quantidade socialmente ótima, há um custo externo envolvido. Reduzir poluição abaixo desse nível ótimo implica um nível de atividade econômica aquém do ótimo.



Nota: LPML = lucro privado marginal líquido (lucro líquido extra por unidade de produção); CEM = custos externos marginais (valor do dano ambiental extra acarretado por unidade de poluição - correspondente a cada nível de atividade produtiva (Q)).

Fonte: Almeida (1998)

Figura 3.3 - Definição econômica de poluição ótima

Contudo, Suárez (1996), numa avaliação dos impactos macroeconômicos originados pela implementação de uma eco-taxa no Brasil, verificou que a imposição de uma taxa de US\$ 30/tEP, quando a economia estiver crescendo em 2%, diminuiria as emissões de CO₂ em 26% e o crescimento do PIB (Produto Interno Bruto) cairia em 1% (isto é, a aplicação de eco-taxas comprometeria seriamente o crescimento econômico do país).

3.4 - UMA ANÁLISE COMPARATIVA DAS LEGISLAÇÕES NACIONAL E INTERNACIONAL

A política ambiental brasileira, com base na Constituição de 1988, segue a orientação comando e controle; isso significa que os instrumentos empregados são, quase que exclusivamente, os de regulação direta. Há alguns raros exemplos

de aplicação de instrumentos econômicos na legislação ambiental brasileira, a saber taxas nacionais de reposição florestal (“cota árvore”) e tarifas de esgoto por nível de poluição industrial cobradas em certos Estados (Almeida, 1998).

Esse perfil da política ambiental brasileira indica: (a) seu caráter mais corretivo - menos preventivo - concentrando esforços na redução dos níveis de poluição e (b) uma forte dependência dos recursos públicos para o exercício das ações de regulação; nesse contexto, o Art. 11º das Políticas para o Desenvolvimento Sustentável sinaliza que é competência da Secretaria de Políticas para o Desenvolvimento Sustentável, órgão vinculado ao Ministério do Meio Ambiente, propor políticas, normas e estratégias, visando a melhoria da relação entre o setor produtivo e o meio ambiente, relativas ao desenvolvimento de instrumentos econômicos para a proteção ambiental (MMA, 2001).

A legislação brasileira referente às emissões gasosas é bastante recente, sendo que de interesse direto para a geração termelétrica existem quatro regulamentações: a Portaria IBAMA nº 348 de 14/03/1990, a Resolução CONAMA nº 3 de 28/06/1990, a Resolução CONAMA nº 8 de 06/12/1990 e a Resolução de Diretoria nº 007/97/P de 06/02/1997 (CETESB, 1995; 1999). As duas primeiras estabelecem os padrões federais (primários¹² e secundários¹³) de qualidade do ar, as concentrações de poluentes, o monitoramento da qualidade do ar e definem os Planos de Emergência para episódios críticos de poluição do ar (ver na tabela 3.6 uma compilação dos níveis de referência de qualidade do ar implementados pelo Brasil e por outros países do mundo), enquanto que a terceira e a quarta dispõem nas tabelas 3.7 e 3.8, respectivamente, os limites máximos de emissão de poluentes do ar para processos de combustão (externa) em fontes fixas como geradores de vapor, centrais para a geração de energia elétrica, fornos, fornalhas, estufas e secadores para a geração e uso de energia térmica, incineradores e gaseificadores e os padrões de emissão para as unidades de incineração de resíduos de serviços de saúde.

¹² Padrões primários de qualidade do ar são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população.

¹³ Padrões secundários de qualidade do ar são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Entretanto, não se deve esquecer de mencionar o Decreto nº 8.468 de 08/09/1976, encerrado na Legislação Estadual e que, por sua vez, estabeleceu os padrões de qualidade do ar para todo o território do Estado de São Paulo, sendo os mesmos utilizados até hoje pela própria CETESB como ferramenta para o combate à deterioração da qualidade ambiental e com valores iguais aos padrões primários apresentados na Resolução CONAMA nº 3 de 28/06/1990.

Assim, nota-se pelos dados da compilação que os padrões de qualidade do ar (primários e secundários) empregados nos EUA são quase os mesmos do Brasil, com exceção das concentrações de O₃, que apresentam valores 47% mais elevados, o que sinaliza para o fato de o Brasil estar alinhado com padrões internacionais nesses quesitos. Um outro aspecto importante a ser abordado é a ausência de padrões brasileiros, tanto no plano federal quanto no estadual, para as concentrações de chumbo (Pb), sendo que alguns países e algumas entidades internacionais já os tem apresentado e as práticas de co-geração a partir de RSM emitem como um de seus poluentes os metais pesados. Neste sentido, fica lançado um alerta aos órgãos fiscalizadores nacionais para que promulguem o mais rápido possível esses padrões de qualidade do ar e aumentem, dessa maneira, o número de ferramentas mitigadoras de impactos ambientais.

Tabela 3.6 - Padrões de qualidade ambiental - (AR)

PARÂMETRO (em µg/Nm ³) Tempo de Amostragem	Dióxido de Enxofre - SO ₂			Monóxido de Carbono - CO				Dióxido de Nitrogênio - NO ₂		
	1h	24h	MAA	1h	8h	24h	MAA	1h	24h	MAA
Pais ou Entidade										
Padrão Primário	----	365*	80	40000* (35 ppm)	10000* (9 ppm)	----	----	320*	----	100
BRASIL ⁽⁶⁾										
Padrão Secundário	----	100*	40	40000* (35 ppm)	10000* (9 ppm)	----	----	190*	----	100
CETESB ⁽⁷⁾	----	365*	80	40000*	10000*	----	----	----	----	----
OMS - Organização Mundial da Saúde (Valores Máximos Recomendados)	----	100-150 98 perc.	40-60	30000 (26 ppm)	10000 (9 ppm)	----	----	190-320 ⁽²⁾	----	----
OMS - Organização Mundial da Saúde (Valores Máx. Recomendados p/ Europa)	350	----	50	30000 (26 ppm)	10000 (9 ppm)	----	----	400	150	----
CEE - Comunidade Econômica Européia	----	350 98 perc.	----	----	----	----	----	200 98 perc.	----	----
Padrão Primário	----	365*	80	40000* (35 ppm)	10000* (9 ppm)	----	----	----	----	100
EUA										
Padrão Secundário	----	----	----	----	----	----	----	----	----	100
HOLANDA	830 (máx.)	250 98 perc.	----	40000 (35 ppm) 99,9 perc.	6000 (5 ppm) 98 perc.	----	----	135 98 perc.	100 95 perc.	----
REPÚBLICA FEDERAL DA ALEMANHA	1000 ⁽⁵⁾	300	100	50000 ⁽⁵⁾ (44 ppm)	----	10000 (9 ppm)	10000 (9 ppm)	----	100	----
ITÁLIA	----	250 98 perc.	80 ⁽¹⁾	40000 (35 ppm)	10000 (9 ppm)	----	----	200 ⁽⁴⁾	200 98 perc.	----
JAPÃO	262 (0,1 ppm)	105 (0,04 ppm)	----	----	23000 (20 ppm)	11500 (10 ppm)	----	----	75-115 (0,04-0,06 ppm)	----
AUSTRÁLIA	450	160	----	35000 (30 ppm)	----	11500 (10 ppm)	----	280	----	----
CANADÁ	900	300	60	35000 (30 ppm)	15000 (13 ppm)	----	----	400	200	100
URSS	----	50	----	----	----	1000 (0,9 ppm)	----	----	85	----

* Não deve ser excedido mais de uma vez ao ano

Observações:

- (1) Mediana de 1 ano
- (2) Valor Máximo, 1 vez ao mês
- (3) Valor Máximo 24h: 150
- (4) Valor Máximo 1 vez ao dia
- (5) Período de Amostragem: 30 min
- (6) Resolução CONAMA nº 3/90
- (7) Decreto nº 8.468/76

Continuação da Tabela 3.6

Ozônio - O ₃				Material Particulado em Suspensão - MPS**				Chumbo - Pb			Fumaça	
1h	8h	24h	MAA	1h	24h	MAA	MGA	24h	90 dias	MAA	24h	MAA
160*	----	----	----	----	240* 150 ^{(1)*}	50 ⁽¹⁾	80	----	----	----	150*	60
160*	----	----	----	----	150* 150 ^{(1)*}	50 ⁽¹⁾	60	----	----	----	100*	40
160*	----	----	----	----	240*	----	80	----	----	----	----	----
100-200	----	----	----	----	150-230 98 perc.	60-90	----	----	----	0,5-1,0	100-150 98 perc.	40-60
150-200	100-120	----	----	----	----	----	----	----	----	0,5-1,0	----	----
----	----	----	----	----	250 98 perc.	----	----	----	----	2,0	----	----
235	----	----	----	----	150 ⁽¹⁾	50 ⁽¹⁾	----	----	1,5	----	----	----
235	----	----	----	----	150 ⁽¹⁾	50 ⁽¹⁾	----	----	1,5	----	----	----
240	----	----	----	----	90 ⁽¹⁾ 98 perc. ⁽³⁾	----	----	2,0 98 perc.	----	0,5	----	----
----	----	50	50	----	300 ⁽¹⁾ 95 perc.	150 ⁽¹⁾	----	3,0	----	1,5	----	----
200 ⁽²⁾	----	----	----	----	300 95 perc.	150	----	----	----	2,0	----	----
120	----	----	----	200 ⁽¹⁾	100 ⁽¹⁾	----	----	----	----	----	----	----
235	120	----	----	----	----	----	----	----	1,5	----	----	----
160	----	50	30	----	120	70	----	----	----	----	----	----
160	----	30	----	----	50	----	----	0,3	----	----	50	----

** Expresso em Partículas Totais em Suspensão (PTS), quando não indicado como Poeira Inalável (I)

Notas:

- 98 percentil estipula que 98% das médias diárias devem estar abaixo de uma dada concentração ou seja, menos que 2%, ou menos que 7 dias ao ano podem exceder esta concentração;
- MAA - Média Aritmética Anual;
- MGA - Média Geométrica Anual.

Fonte: CETESB (1994)

Tabela 3.7 - Limites / Resolução CONAMA 8/90

Áreas	Combustível	Potência (MW)	SO ₂ (g/10 ⁶ kcal)	MP total (g/10 ⁶ kcal)	Densidade Calorimétrica (%)
Classe I	óleo ou	≤ 70	2000	120	20
	carvão	> 70	não é permitido		----
Classes II e III	óleo	≤ 70	5000	350	20
	carvão	> 70	2000	120	20
Classes II e III	carvão	≤ 70	5000	1500	20
		> 70	2000	800	20

Fonte: CETESB (1995)

Tabela 3.8 - Padrões de emissão para incineradores de resíduos de serviços de saúde - (Brasil)

Poluentes / Limites	Capacidade do Incinerador		
	< 200 kg/dia	200 a 1500 kg/dia	> 1500 kg/dia
MP (mg/Nm ³)	120	70	50
SO ₂ (mg/Nm ³)	250	250	250
NO _x (mg/Nm ³)	400	400	400
HCl	100 mg/Nm ³ e 1,8 kg/h	100 mg/Nm ³ e 1,8 kg/h	70 mg/Nm ³
HF (mg/Nm ³)	5	5	5
Cd, Hg, Tl (mg/Nm ³)	0,28	0,28	0,28
As, Co, Ni, Se, Te (mg/Nm ³)	1,4	1,4	1,4
Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, Pt, Pd, Rh, V, Sn, cianetos e fluoretos (mg/Nm ³)	7	7	7
Dioxinas e furanos (ng/Nm ³)	----	0,14	0,14
CO (mg/Nm ³)	125	125	125

Nota: concentração em base seca, corrigida a 7% O₂, desde que não haja injeção de oxigênio puro.

Fonte: CETESB (1999)

No que tange aos limites máximos de emissão fixados pela Resolução CONAMA nº 8 de 06/12/1990, verifica-se que os mesmos são diferentes segundo classes de áreas distintas. A Classe I corresponde às áreas de preservação e lazer; quando uma área é declarada como preservada, não se permite a instalação de novas fontes de poluição do ar e quando declaradas como conservadas, valem os

padrões de emissão estabelecidos na tabela. As áreas de Classe II são aquelas em que a qualidade do ar é limitada pelos padrões secundários. Nas áreas de Classe III a qualidade do ar é limitada pelos padrões primários.

Tais valores, no entanto, são mais elevados em relação aos adotados internacionalmente; para MP, cerca do dobro dos valores americanos ou europeus. No caso do SO₂, os menores limites brasileiros são coincidentes com os limites máximos europeus ou americanos, e quanto à emissão de NO_x, tal Resolução CONAMA sequer estabelece valores para as fontes fixas (Santo, Gallo e Bizzo, 1998). Por isso é que se faz necessário empregar indiretamente os padrões de qualidade do ar para o estabelecimento de limites máximos de emissão (executando, assim, um teste de queima com base nas normas de desempenho em incineradores reguladas pela ABNT/NBR-1265 de 1989) ou obedecer aos padrões de emissão encerrados na Resolução de Diretoria nº 007/97/P de 06/02/1997.

A norma brasileira ABNT/NBR-1265: “Incineração de Resíduos Sólidos Perigosos - Padrões de Desempenho”, de 1989, regula os parâmetros de operação e as normas de emissão em incineradores (ABNT, 1989; Lora, 2000). As normativas principais são as seguintes:

Normas de desempenho do incinerador:

- deve ser utilizado um excesso de ar no mínimo 7% de O₂ na saída da chaminé;
- a temperatura mínima dos gases na saída da câmara de pós-combustão deve ser de 1200°C;
- tempo mínimo de residência: 2 seg, a 1200°C;
- a temperatura na saída do forno: 1000°C;
- tempo mínimo de residência dos sólidos: para o incinerador rotativo - 30 minutos e para incineradores de câmara fixa - 60 minutos.

Normas de emissão:

- HCl - 1,8 kg/h ou 99% de remoção do HCl para resíduos que contêm mais de 0,5% de Cl;
- HF - 5 mg/Nm³;
- CO - 100 ppm, corrigido para 7% de O₂;
- SO₂ - 280 mg/Nm³, corrigido para 7% de O₂;
- NO_x - 560 mg/Nm³, corrigido para 7% de O₂;
- Material particulado total - 70 mg/Nm³, corrigido para 7% de O₂;
- Cd, Hg - 0,28 mg/Nm³;
- As, Co, Ni, Se - 1,4 mg/Nm³;
- Sb, Pb, Cr, Cu, Mn, Sn - 7,0 mg/Nm³;
- Dioxinas e furanos - 99,999% de remoção das dioxinas e furanos.

Segundo Holanda e Balestieri (2000), a co-geração no Brasil é, ainda hoje, um tema recente e quando voltada para a destruição de resíduos domésticos, a questão se torna ainda menos difundida; com isso, há lacunas na sua legislação ambiental voltada ao tema, de modo que não apresenta uma regulamentação específica que disponha sobre os padrões de emissão de poluentes para unidades de incineração a partir destes insumos; ao contrário dos EUA, onde os primeiros padrões para o controle das emissões da incineração foram aplicados para os incineradores municipais sob as provisões do *New Source Performance Standards (NSPS) - Title I, Part A, Section 111* - do *Clean Air Act* de 1970 (U.S. EPA, 1970).

O *NSPS* estabeleceu um limite, em tempo ponderado de 2 horas, para MP de 180 miligramas por metro cúbico padrão (20°C, 760 mm Hg, base seca, corrigido a 12% de CO₂) para todas as unidades de incineração, construídas depois de agosto de 1971, que tinham taxas de alimentação maiores que 50 toneladas por dia.

Em 11 de fevereiro de 1991, a U.S. EPA promulgou regras bem mais restritivas para todos os incineradores municipais de resíduos domésticos novos e existentes com capacidades maiores que 225 toneladas por dia (U.S. EPA, 1991). Essas regulamentações (ver tabela 3.9) requeriam o uso das técnicas de Boa Prática de Combustão (*Good Combustion Practice - GCP* - um conjunto de procedimentos que resultam numa combustão mais eficiente e, conseqüentemente, na minimização da geração de produtos indesejados), que fixavam um menor limite de particulados em todas as plantas para o controle das emissões de metais e estabeleciam limites para NO_x, orgânicos, HCl, SO₂ e opacidade.

Em 19 de dezembro de 1995 tais regras foram modificadas mais uma vez no intuito de se adequarem às provisões dos aditamentos do *Clean Air Act Amendments* de 1990 (*Section 129* - U.S. EPA, 1990a); tais revisões (ver tabela 3.10) incluíram regras para as unidades com capacidades menores que 225 toneladas por dia, limites de emissão para cádmio (Cd), chumbo (Pb) e mercúrio (Hg) e requisitos para o uso da Tecnologia de Máximo Controle Alcançável (*Maximum Achievable Control Technology* - formada pela combinação de GCP +

lavador a seco + injeção de carvão ativado + filtro de mangas (ou precipitador eletrostático) + redução seletiva não-catalítica ou por quaisquer outras junções tecnológicas que apresentem uma eficiência maior ou igual a esta) (U.S. EPA, 1995; Kilgroe, 1996).

Tabela 3.9 - Padrões de emissão e diretrizes para incineradores municipais de resíduos domésticos (atualização feita em 11/02/1991) - (EUA)

Descrição	NSPS ^{a, b}	Diretrizes de Emissão	
		> 225 até 1000	> 1000
Capacidade (t/dia)	> 225	> 225 até 1000	> 1000
Opacidade (%)	10	10	10
Emissão de metais (como MP, mg/Nm ³)	34	69	34
Emissão de orgânicos (como PCDD/PCDF total, em ng/Nm ³)	30	125 a 250 ^c	60
NO _x (ppmv)	180	nenhum	nenhum
HCl (% de redução/ppmv)	95/25	50/25	90/25
SO ₂ (% de redução/ppmv)	80/30	50/30	70/30
CO (ppmv) ^d	50-150	50-250	50-250

Observações: (a) todos os limites de emissão são em base seca, 20°C, 760 mm Hg, corrigido a 7% de O₂; (b) NSPS - *New Source Performance Standards*; (c) aplicável somente à queimadores que usem combustíveis derivados de refugos e combustores que utilizem como combustível carvão misturado com derivados de refugos; (d) limites de emissão para CO dependem do tipo de tecnologia do incinerador municipal - técnicas de boa prática de combustão também contém limitações sobre o máximo de carga de vapor na entrada do equipamento de controle de particulado; PCDD - dibenzodioxina policlorada; PCDF - dibenzofurano policlorado.

Fonte: U.S. EPA (1991)

Tabela 3.10 - Padrões de emissão e diretrizes para incineradores municipais de resíduos domésticos (atualização feita em 19/12/1995) - (EUA)

Descrição	NSPS ^{a,b}		Diretrizes de Emissão ^a	
	> 35 até 225	> 225	> 35 até 225	> 225
Capacidade (t/dia)	> 35 até 225	> 225	> 35 até 225	> 225
Opacidade (%)	10	10	10	10
Emissão de metais (como MP, mg/Nm ³)	24	24	70	27
Emissão de orgânicos (como PCDD/PCDF total, em ng/Nm ³)	13	13	125	30 ^c ou 60 ^d
NO _x (ppmv)	nenhum	150	nenhum	180-250 ^e
HCl (% de redução/ppmv)	95/25	95/25	50/250	95/31
SO ₂ (% de redução/ppmv)	80/30	80/30	50/80	75/31
CO (ppmv) ^e	50-150	50-150	50-250	50-250
Cd (mg/Nm ³)	0,020	0,020	0,10	0,040
Pb (mg/Nm ³)	0,20	0,20	1,6	0,49
Hg (% de redução/mg/Nm ³)	85/0,080	85/0,080	85/0,080	85/0,080

Observações: (a) todos os limites de emissão são em base seca, 20°C, 760 mm Hg, corrigido a 7% de O₂; (b) NSPS - *New Source Performance Standards*; (c) aplicável somente às unidades de incineração de resíduos domésticos que não empregam precipitador eletrostático como tecnologia de controle; (d) aplicável somente às unidades de incineração de resíduos domésticos que empregam precipitador eletrostático como tecnologia de redução; (e) limites de emissão para NO_x e CO dependem do tipo de tecnologia do incinerador municipal.

Fonte: U.S. EPA (1995)

Por fim, o *Pollution Prevention Act* de 1990 fixou-se na atenção que a indústria, o governo e o público em geral estavam dando para a redução das emissões de poluentes através da implantação de mudanças de custo-efetivo na produção, operação e uso dos materiais brutos (U.S. EPA, 1990b). Todavia, as oportunidades de redução na fonte não são muitas vezes adotadas porque as regulamentações existentes e os recursos industriais encontram-se direcionados ao tratamento e a disposição. Tal redução, no entanto, é diferente e mais recomendável que o próprio gerenciamento de resíduos (ou o controle da poluição), principalmente em países como a Holanda e a Suécia, onde a aplicação de taxas ambientais é bem acentuada.

Em relação às regulamentações ambientais européias, pode-se dizer que as Diretivas de Conselho 89/369/EEC de 08/06/1989 e 89/429/EEC de 21/06/1989 (EUROPEAN UNION EPA, 1989a; 1989b) foram aquelas que promulgaram os primeiros limites máximos de emissão impostos pela Comunidade Econômica Européia à todas as unidades de incineração de RSM (ver tabela 3.11); entretanto, tais normas, ao longo do ano de 1994, foram sofrendo modificações com o objetivo de se adotarem padrões bem mais restritivos para alguns poluentes em especial (como as dioxinas, furanos e os metais pesados) (ver tabela 3.12). Observe que o elemento NO_x não é também levado em consideração pelas recentes normativas da União Européia, embora as legislações ambientais alemã e holandesa fixem seus limites máximos de emissão para NO_2 em 200 mg/Nm^3 e 70 mg/Nm^3 , respectivamente (Gottschalk, Buttman e Johansson, 1996; NETHERLANDS EPA, 1998).

Vale a pena, ainda, comentar que a legislação ambiental japonesa apresenta padrões de emissão para material particulado, HCl, HF e dioxinas iguais aos do Brasil e da Europa, ao passo que os valores dos limites máximos para Cd e Pb são maiores que os americanos, brasileiros e europeus (JAPAN EPA, 1998).

No que diz respeito ao licenciamento ambiental, que é um dos mais eficazes instrumentos de planejamento da política ambiental, o mesmo está previsto no Brasil na Lei Federal nº 6938 de 31/08/1981 (CETESB, 1995), que estabelece as diretrizes da Política Nacional de Meio Ambiente, e é caracterizado

(tanto neste país quanto em muitos outros) por três fases distintas: licença prévia, licença de instalação e licença de operação. Complementando a Lei Federal, o CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente - regulamentou os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental bem como definiu os empreendimentos e atividades que estão sujeitos ao mesmo, através das Resoluções CONAMA nº 1 de 23/01/1986 e nº 237 de 19/12/1997.

Tabela 3.11 - Limites de emissão para incineradores de resíduos sólidos urbanos / Diretivas de Conselho 89/369/EEC e 89/429/EEC

Poluentes / Limites	Capacidade do Incinerador		
	< 1 t/h	1 a 3 t/h	> 3 t/h
MP (mg/Nm ³)	200	100	30
Pb, Cr, Cu, Mn (mg/Nm ³)	----	5	5
Ni, As (mg/Nm ³)	----	1	1
Cd (mg/Nm ³)	----	0,2	0,2
Hg (mg/Nm ³)	----	0,2	0,2
HCl (mg/Nm ³)	250	100	50
HF (mg/Nm ³)	----	4	2
SO ₂ (mg/Nm ³)	----	300	300
HC totais (como C total) (mg/Nm ³)	20	20	20
CO (mg/Nm ³)	100	100	100

Nota: condições de combustão: mínimo de 850°C, 2 segundos, 6% O₂ nos produtos gasosos de combustão.
Fontes: EUROPEAN UNION EPA (1989a; 1989b)

Tabela 3.12 - Limites de emissão para incineradores de resíduos sólidos urbanos (atualização feita em 1994) - (União Européia)

Poluentes	Padrões de Emissão
MP (mg/Nm ³)	10
CO (mg/Nm ³)	50
HC totais (como C total) (mg/Nm ³)	10
SO ₂ (mg/Nm ³)	50
HCl (mg/Nm ³)	10
HF (mg/Nm ³)	1
NO _x (mg/Nm ³)	----
Cd, Tl (mg/Nm ³)	0,05
Hg (mg/Nm ³)	0,05
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V, Sn (mg/Nm ³)	0,5
Dioxinas e furanos (ng/Nm ³)	0,1

Fontes: Gottschalk, Buttman e Johansson (1996); NETHERLANDS EPA (1998); Tedjar (1999)

As duas Resoluções, por sua vez, obrigam a realização de Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto ao Meio Ambiente (EIA/RIMA) para incineradores de lixo municipal cuja capacidade exceda 40 toneladas/dia. Para capacidades menores, a elaboração de EIA/RIMA é definida pela respectiva Secretaria do Meio Ambiente. É importante, ainda, salientar que na obtenção da licença de funcionamento o interessado prepara um “plano de teste de queima”, que deve ser aprovado pelo órgão de controle ambiental; este órgão também avaliará os resultados do teste e estabelecerá as condições de operação.

Em São Paulo, as bases legais para o licenciamento e controle de atividades poluidoras estão estabelecidas desde 1976, quando foi promulgada a legislação ambiental do Estado (Lei nº 997 de 31/05/1976 e Decreto nº 8468 de 08/09/1976) (CETESB, 1999). Dessa forma, a construção, instalação, ampliação e funcionamento de qualquer estabelecimento ou atividade geradora de poluição, ou que explore os recursos naturais, só podem ocorrer após a obtenção da licença ambiental.

A licença prévia (LP) é o documento que deve ser solicitado na fase preliminar de planejamento da atividade, correspondente à fase de estudos para definição da localização do empreendimento. Dentre os requisitos para sua obtenção estão os seguintes: requerimento de LP, cópia da publicação de pedido de LP e apresentação de estudos ambientais. Nesta etapa o órgão licenciador elabora o termo de referência para a realização dos estudos ambientais (EIA/RIMA), analisa os estudos ambientais, vistoria o local do empreendimento e promove a audiência pública (quando couber). A concessão da LP não autoriza a execução de quaisquer obras ou atividades destinadas à implantação do empreendimento.

Na licença de instalação (LI), que é o documento que deve ser solicitado antes da implantação do empreendimento, o órgão licenciador analisa os documentos solicitados na LP (projeto técnico, programas ambientais e plano de monitoramento). Os requisitos necessários à sua obtenção são: requerimento de LI, cópia da publicação da concessão da LP, cópia de autorização de desmatamento expedida pelo IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e

dos Recursos Naturais Renováveis - (quando couber), licença da prefeitura municipal, plano de controle ambiental e cópia da publicação do pedido de LI. A concessão desta licença implica no compromisso do interessado em manter o projeto final compatível com as condições de seu deferimento.

A licença de operação (LO) é o documento que deve ser solicitado antes da operação do empreendimento; nesta etapa o órgão licenciador tanto analisa os documentos solicitados na LI quanto vistoria as instalações e os equipamentos de controle ambiental. Dentre os requisitos para sua obtenção estão os seguintes: requerimento de LO, cópia da publicação da concessão da LI e cópia da publicação do pedido da LO; a concessão desta implica no compromisso do interessado em manter o funcionamento dos equipamentos de controle da poluição de acordo com as condições de seu deferimento.

Assim, nota-se que embora os mecanismos econômicos tenham uma certa flexibilidade de uso e a vantagem de serem uma política de “custo mínimo”, a política ambiental internacional tem se baseado em grande parte nos instrumentos de regulação direta. Tais atributos, no entanto, não têm sido suficientes para convencer os países, no âmbito da OCDE, a declinar totalmente da confiança e da segurança permitidas pelos controles diretos. Mesmo assim a OCDE, ao longo da década de 1980, demonstrou crescente preocupação com políticas ambientais mais flexíveis e economicamente eficientes, as quais freqüentemente associavam à aplicação do “princípio do poluidor pagador” (em que os poluidores devem arcar com todos os custos de redução da poluição) e ao uso mais efetivo de instrumentos econômicos conjuntamente às regulações diretas.

3.5 - OS INSTRUMENTOS VOLUNTÁRIOS E SUAS PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS

Os códigos de gerenciamento ambiental surgiram como uma ferramenta da política ambiental por volta da década de 1980. A indústria e outros grupos têm desenvolvido tais instrumentos para o atendimento de duas propostas: 1)

modificar o comportamento ambiental das empresas participantes e 2) aumentar a confiança do público no que se refere ao compromisso assumido pelas indústrias de proteção do meio ambiente. Como exemplos desses códigos pode-se incluir: *Responsible Care*, *International Chamber of Commerce's Business Charter for Sustainable Development*, ISO 14000 e *CERES Principles*. Os três primeiros têm sido traçados e promovidos primordialmente pela indústria, enquanto o último tem sido desenvolvido por grupos não-industriais (Nash e Ehrenfeld, 1996; 1997). Esses códigos incentivam as empresas participantes na adoção de novas práticas, incluindo a introdução de sistemas de gerenciamento ambiental, o desenvolvimento de audiências públicas e a formação de júris consultivos com membros da comunidade.

A iniciativa *Responsible Care* foi originalmente recomendada à CMA (*Chemical Manufacturers Association*) pelo seu comitê de percepção pública, e os objetivos da iniciativa são: promover melhorias contínuas, em termos ambientais e de segurança, nas companhias-membro da associação em resposta aos interesses públicos e, também, ajudá-las na demonstração dessas melhorias frente às audiências públicas. O programa *Responsible Care* foi criado no despertar dos acidentes da *Union Carbide*, Bhopal (Índia), em 1984, quando a desconfiança pública na indústria química era bastante forte. Muitos executivos deste ramo industrial temiam que se não respondessem aos interesses públicos, algum dia estariam regulados como a indústria nuclear.

Segundo Nash e Ehrenfeld (1997), aproximadamente 175 companhias-membro da CMA respondem por mais de 90% da produção química básica nos EUA e Canadá. Na criação do *Responsible Care*, os executivos químicos americanos confiaram densamente no programa canadense já instituído há vários anos; o programa americano possui diversos componentes: uma série de princípios guia, seis códigos, um júri público consultivo e grupos executivos de liderança.

Iniciativas como o *Responsible Care* existem em aproximadamente 30 países (além de EUA e Canadá). No Reino Unido, as associações nacionais de distribuidores químicos têm adotado programas similares à este; na França, 360

companhias representando 90% das vendas químicas básicas e 70% das vendas químicas específicas já estão se voltando para o *Responsible Care*. A associação da indústria química alemã construiu seu primeiro *Responsible Care Workshop* em novembro de 1993; e embora a indústria dinamarquesa tenha rejeitado, num primeiro momento, tal programa, a mesma está agora adotando-o (Nash e Ehrenfeld, 1996).

A GEMI (*Global Environmental Management Initiative*) trabalhou juntamente à *International Chamber of Commerce* (ICC) para redigir a carta patente de negócios para o desenvolvimento sustentável (*Business Charter for Sustainable Development*), que encerra 16 princípios voltados às grandes empresas multinacionais. A participação da GEMI garantiu que tal carta patente recebesse o apoio da indústria dos Estados Unidos. Ao contrário das outras organizações discutidas aqui, todavia, a GEMI não obrigou seus membros a adotarem ou implementarem a carta da ICC.

Na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO 92), mais de 100 países identificaram a necessidade da criação de normas internacionais de gestão ambiental, conhecidas atualmente como Normas ISO 14000. Conforme Lora (2000), a norma britânica BS 7750 serviu de “embrião” para as normas ISO 14000, da mesma maneira que as BS 5750 geraram as normas ISO 9000. Especialistas na temática expõem a existência de pontos em comum entre as normas ISO 9000 e as ISO 14000, pelo que as empresas poderiam optar por um sistema de gerenciamento conjunto da qualidade e do meio ambiente. A conclusão de todos os trabalhos de elaboração da ISO 14000 foi prevista para 1998, embora já em 1996 tenham sido publicadas versões definitivas de algumas normas.

As normas ISO 14000 têm como objetivo geral fornecer assistência para as organizações na implantação ou no aprimoramento de um Sistema de Gestão Ambiental (SGA) (Nash e Ehrenfeld, 1996; 1997), ou seja, que uma vez consciente da necessidade de implementar um SGA, a norma proporciona as indicações necessárias e descreve as ferramentas disponíveis. Neste sentido a ISO 14000 prevê a avaliação da organização ou empresa, utilizando como ferramenta

as auditorias ambientais e os critérios de avaliação do desempenho ambiental da organização. A avaliação da empresa não é suficiente para julgar o comportamento ambiental da mesma de uma forma integral, pois os produtos podem ter impactos ambientais negativos nas diferentes etapas do ciclo de vida; assim, um segundo bloco de normas e ferramentas avalia o produto.

As normas ISO 14000 (assim como as ISO 9000) não são de cumprimento obrigatório. Implementar um SGA tem as suas vantagens competitivas, mais não constitui uma obrigatoriedade para a empresa, como é o caso dos padrões de emissão e outros padrões de qualidade ambiental. A ISO 14000 não estabelece requerimentos absolutos de desempenho ambiental, e sim o cumprimento da legislação vigente com a intenção de melhoria contínua (Lora, 2000).

Em junho de 1996 foram definitivamente aprovadas as normas de Gestão (14001 e 14004) (ABNT, 1996a; 1996b) e Auditoria Ambiental (14010, 14011 e 14012). Com relação à certificação ambiental no Brasil, o Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (INMETRO), por delegação do Conselho Nacional de Metrologia (CONMETRO), criou, em setembro de 1995, a Comissão de Certificação Ambiental, no âmbito do Sistema de Certificação.

CAPÍTULO 4 - AS TECNOLOGIAS DE REDUÇÃO/CONTROLE DAS EMISSÕES DE POLUENTES

4.1 - INTRODUÇÃO

No momento da incineração de RSM podem ser produzidos gases que podem conter partículas de matérias orgânicas (dioxinas e furanos), de metais pesados (Cd, Pb e Hg) e de outros compostos químicos como os óxidos de enxofre e de nitrogênio e os ácidos clorídrico e fluorídrico; tais produtos da combustão podem causar a poluição atmosférica nas grandes cidades, além de alguns deles apresentarem potencial efeito carcinogênico ou contribuírem para efeitos locais, como as chuvas ácidas e o *smog* fotoquímico.

Desse modo, faz-se necessário que os gases resultantes da queima do resíduo municipal, em incineradores do tipo grelhas móveis ou forno rotativo, sejam depurados antes mesmo de serem lançados na atmosfera através das chaminés. Dados a ampla faixa e a natureza variante dos poluentes oriundos de um processo de combustão de RSM, não existe, segundo Daskalopoulos, Badr e Probert (1997), uma única tecnologia disponível que controle satisfatoriamente as emissões de todos os poluentes em questão; a tabela 4.1 mostra, de forma generalizada, as tecnologias mais utilizadas para cada tipo de poluente.

Kilgroe (1996) afirma que nos combustores dos EUA o que se faz é o emprego do lavador a seco (*dry scrubber*) seguido por filtro de mangas ou precipitador eletrostático, ao passo que na grande maioria dos incineradores de lixo existentes nos países da Europa a limpeza dos gases é realizada pelo precipitador eletrostático ou filtro de mangas seguido por lavador a úmido (*wet scrubber*) (PRODAM, 1999). É interessante dizer que na primeira configuração, denominada de processo semi-úmido¹, pode-se adicionar mais uma etapa de lavagem (úmida) na busca de maior eficiência; a segunda configuração, chamada

¹ Neste sistema, que é utilizado para o tratamento de gases com alta concentração de ácidos, a reação da polpa de cal com o gás de escape acontece num secador *spray*; adiciona-se no gás carvão ativado para a separação das dioxinas, furanos e o mercúrio no filtro de mangas ou no precipitador eletrostático.

de processo úmido², é aquela que agrega um filtro de mangas após o lavador e, assim como a primeira, também faz a injeção de carvão ativado para a remoção de dioxinas, furanos e mercúrio.

Tabela 4.1 - Tecnologias para a redução das emissões provenientes da incineração de RSM

Poluente	Opções tecnológicas de controle
Material particulado	Separação centrífuga; precipitação eletrostática; filtração utilizando o filtro de mangas ou lavagem através do lavador a úmido
Ácido clorídrico (HCl)	Lavagem através do lavador a úmido
Ácido fluorídrico (HF)	Lavagem através do lavador semi-seco
Dióxido de enxofre (SO ₂)	Lavagem através do lavador a úmido ou a seco
Monóxido de carbono (CO)	Oxidação catalítica
Óxidos de nitrogênio (NO _x)	Redução seletiva catalítica ou não-catalítica
Mercúrio (Hg), cádmio (Cd) e chumbo (Pb)	Igual à material particulado
Outros metais pesados	Igual à material particulado
Bifenóis policlorados	Lavagem através do lavador semi-seco ou a seco
Dioxinas e furanos	Igual à material particulado ou à bifenóis policlorados

Fonte: Daskalopoulos, Badr e Probert (1997)

O controle das emissões pode ser feito também pela escolha de novas tecnologias de geração termelétrica com cunho ambiental intrínseco, como é o caso dos ciclos combinados com gaseificação integrada (que apresentam, conforme Balestieri (1994), um potencial de redução das emissões de CO₂) e dos sistemas de *cofiring* ou *reburning*, em que se emprega a queima conjunta de RSM com gás natural ou de carvão com biomassa, por exemplo, para a minimização das emissões de NO_x, SO₂, CO₂ e dioxinas (Otoma et al., 1997; Tillman, 2000).

Este capítulo procura elencar e analisar do ponto de vista dos custos de investimento e operacional e da eficiência de eliminação dos poluentes quais são as tecnologias ambientais mais recomendáveis na atual conjuntura energética; é

² Este é o procedimento de maior eficiência, especialmente em incineradores de grande capacidade. A remoção dos produtos sólidos da reação que acontece no lavador, assim como do carvão ativado injetado antes do filtro de mangas, é realizada neste equipamento.

importante destacar que alguns dos valores apresentados são assumidos a título de referência, não consistindo em valores absolutos a serem considerados em projetos específicos de incineração de RSM.

4.2 - TECNOLOGIAS QUE ATUAM DIRETAMENTE NA FONTE GERADORA

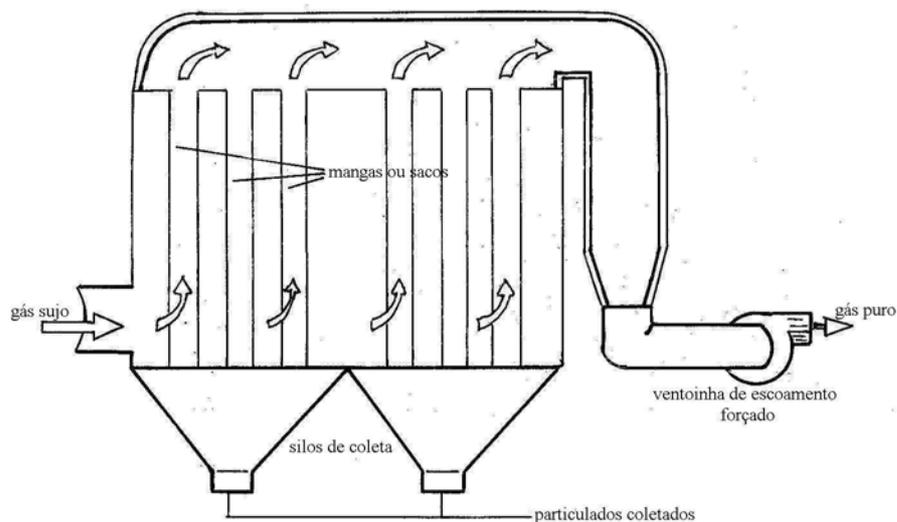
4.2.1 - Material particulado e metais pesados (Cd, Pb e Hg)

As emissões de material particulado, Cd e Pb são eficientemente coletadas nos dispositivos que dependem de forças eletrostáticas (precipitador eletrostático) ou de filtração física (filtro de mangas). Já o Hg, que normalmente encontra-se em forma de vapor na temperatura de purificação do gás de escape, precisa de métodos especiais para a sua redução (isto é, a remoção efetiva do Hg, assim como para dioxinas e furanos, necessita do resfriamento do gás de escape num lavador de gás eficiente, além de um filtro de mangas ou de um precipitador eletrostático). Lora (2000) afirma, para o caso das dioxinas e furanos em particular, que é explicitamente significativo realizar o *quench* (ou seja, o resfriamento rápido do gás de escape num secador *spray*) antes mesmo da injeção de carvão ativado, porque cerca de 62-82% das dioxinas e furanos são emitidos na forma de vapor e se a temperatura do gás diminui rapidamente até 110°C, tais emissões podem ser reduzidas em até 98%.

O filtro de mangas (FM), ou *baghouse*, ou ainda *fabric filter*, (figura 4.1) é um sistema amplamente aceito para o controle de particulados e traços de metais pesados com diâmetro $> 0,3 \mu\text{m}$; dentre os seus componentes básicos pode-se destacar um meio filtrante (sacos tubulares de um determinado tecido), uma armação (em forma de gaiola) sustentadora das mangas e um mecanismo de remoção das partículas que ficam acumuladas no pano das mangas.

Normalmente, o gás sujo, que entra pela parte inferior do FM próxima aos silos de coleta, se faz passar através das mangas, ficando as partículas contaminantes retidas no tecido das mesmas. Após vários ciclos de operação e limpeza, uma fração dos particulados fica retida permanentemente no tecido

formando o denominado *cake* (torta de filtro), que constitui o meio filtrante definitivo (tecido+*cake*). Este fenômeno, segundo Bacon, Li e Liang (1997), constitui a causa da alta eficiência dos FMs durante a filtração de pequenas partículas (maior que 99-99,9%).



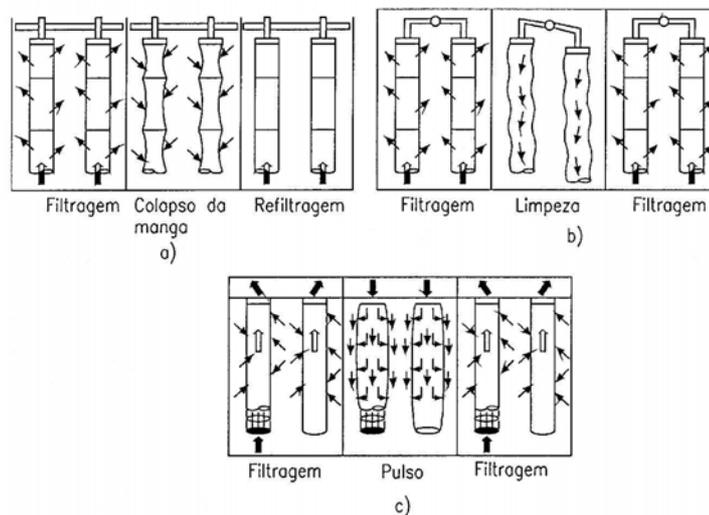
Fonte: McInnes, Jameson e Austin (1992)

Figura 4.1 - O filtro de mangas pode alcançar eficiências de redução elevadas

De acordo com os estudos realizados por McInnes, Jameson e Austin (1992), os FMs podem-se classificar da seguinte maneira: atendendo à forma de limpeza das mangas, de acordo com a direção do fluxo de gás (desde o interior da manga para fora e vice-versa) e atendendo à localização do ventilador do sistema (a sucção ou a pressão). O consumo de energia do filtro destina-se a vencer a resistência aerodinâmica total, composta pela resistência das mangas, do *cake* de partículas e dos dutos correspondentes; os valores típicos da queda de pressão estão na faixa de 1-5 kPa.

Uma das questões mais importantes a considerar em qualquer FM é a limpeza. Uma limpeza deficiente provoca o acréscimo da queda de pressão e a perda da capacidade de filtração; por outro lado, uma limpeza muito vigorosa pode danificar o filtro, reduzindo, assim, o período de vida útil do mesmo. Atendendo ao sistema de limpeza utilizado, os FMs podem ser classificados como: FMs com limpeza por fluxo reverso de gás (FMLFRG), FMs com limpeza

por sacudimento mecânico (FMLSM) e FMs com limpeza por jato pulsante (FMLJP), conforme figura 4.2 (Gregg e Griffin, 1991; Lora, 2000).



Fonte: Lora (2000)

Figura 4.2 - Tipos de sistemas de limpeza dos filtros de mangas: a) limpeza por fluxo revertido de gás, b) limpeza por sacudimento mecânico, c) limpeza por jato pulsante

Atualmente os FMLJP são os mais utilizados, atendendo às suas relativamente pequenas dimensões e custo reduzido em comparação com os FMs convencionais. De acordo com Lora (2000) é possível dizer que, para o caso de uma planta de potência igual à 250 MW, o custo de um FMLJP é 22% menor que o custo de um precipitador eletrostático e 35% menor que o de um FMLFRG. Em termos absolutos, ao FMLJP corresponde um investimento de US\$ 49,49 por kW de potência elétrica instalada, ao FMLFRG um de US\$ 76,57/kW e ao precipitador eletrostático um de US\$ 63,75/kW. O FMLJP de maior capacidade existente está acoplado à uma unidade de 670 MW e processa 1177 m³/s de gases de combustão.

Nas avaliações feitas pela U.S. EPA (2002a; 2002b; 2002c), segundo valores ilustrados na tabela 4.2, estimam-se os custos de capital, de operação e

manutenção, de controle³ (*cost-effectiveness*) e anualizado para os FMs classificados anteriormente.

Tabela 4.2 - Valores de custos para filtros de mangas

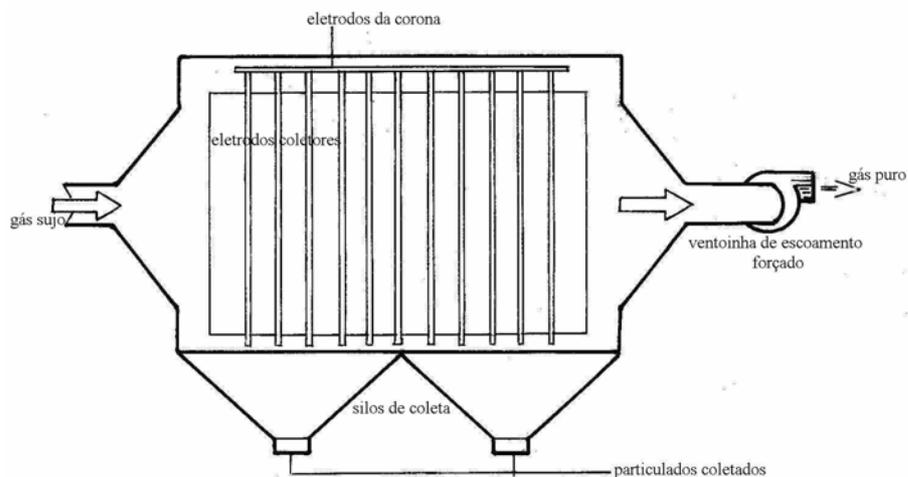
Tipo de filtro	Custo de capital (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de operação e manutenção (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de controle (US\$/ton. poluente removido)	Custo anualizado (US\$/m ³ /s/ano)
FMLFRG	19000-178000	14000-58000	58-372	16000-106000
FMLJP	13100-54900	11200-51700	46-293	13100-83400
FMLSM	16000-150000	9300-51000	41-334	11000-95000

Fontes: U.S. EPA (2002a; 2002b; 2002c)

As principais vantagens oferecidas por esta tecnologia de redução de particulados e metais pesados são: um rendimento que é independente da taxa de fluxo e uma eficiência de coleta que é tanto uniforme sobre uma extensa faixa de tamanhos de partícula quanto independente da resistividade do particulado. No que se refere às desvantagens conferidas pelos FMs, tem-se: o entupimento do meio filtrante devido à condensações no fluxo gasoso e as excursões de altas concentrações de particulados quando uma manga (ou saco) se rompe (McInnes, Jameson e Austin, 1992).

O separador ou precipitador eletrostático (PE) é um equipamento voltado para a redução das mesmas emissões controladas pelo FM (só que com diâmetro entre 0,5-20 µm), que utiliza forças elétricas para movimentar as partículas desde o fluxo de gases até os eletrodos coletores (ver figura 4.3). O precipitador é o único dispositivo de controle de particulados no qual as forças de remoção atuam só sobre as partículas e não sobre todo o fluxo de gás. Isto garante uma alta eficiência de separação (99,5%) com uma pequena queda de pressão do gás, de aproximadamente 5 polegadas de H₂O.

³ O custo do controle ambiental representa o custo monetário da redução da poluição ou da mitigação dos danos ambientais e sociais.



Fonte: McInnes, Jameson e Austin (1992)

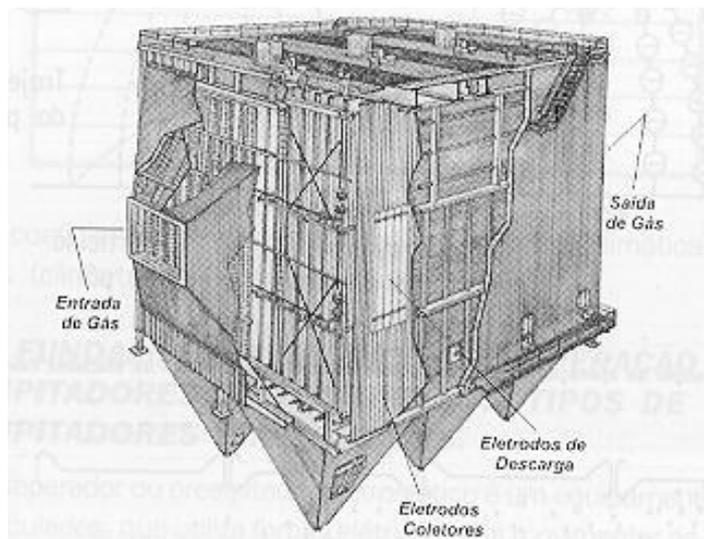
Figura 4.3 - Precipitador eletrostático

Em resumo, a sua operação se processa da seguinte maneira: primeiramente dá-se uma carga elétrica às partículas, forçando-as a passar através de uma corona (região de ionização do gás); o efeito corona é produzido pelos eletrodos de descarga, mantidos com alta voltagem no centro do fluxo de gás. Após a deposição das partículas nos eletrodos coletores, faz-se a remoção das mesmas por sacudimento dos eletrodos ou lavagem com água. Os tipos de PEs mais difundidos, nas visões de McInnes, Jameson e Austin (1992) e Lora (2000), são os que segue: de placa e arame, de placas planas e úmido.

A primeira configuração (PEs de placa e arame) (figura 4.4) é utilizada numa ampla variedade de aplicações industriais: caldeiras para carvão, fornos de cimento, incineradores de resíduos sólidos, caldeiras recuperativas de plantas de papel, etc. Nestes PEs, o fluxo de gás passa entre placas metálicas paralelas e os arames suspensos entre as mesmas constituem os eletrodos de descarga de alta voltagem; os eletrodos normalmente recebem uma polaridade negativa, já que uma corona negativa suporta uma voltagem maior que uma positiva. Os íons gerados na corona seguem as linhas do campo elétrico desde os arames até as placas coletoras; assim, cada arame estabelece uma zona de carga através da qual passam as partículas, absorvendo parte dos íons.

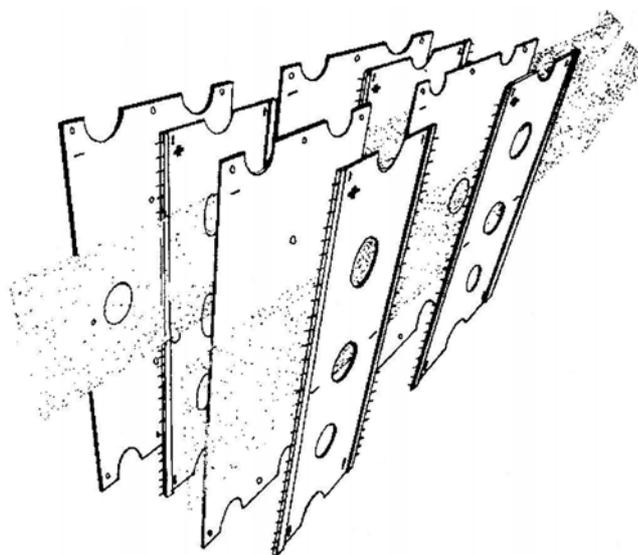
Já os PEs de placas planas são geralmente usados em aplicações de pequena escala ($50-100 \text{ m}^3/\text{s}$) e para partículas de alta resistividade com

dimensões de 1-2 mm. Ambas as espécies de placas estão carregadas com polaridade oposta e localizadas à menor distância entre elas (ver figura 4.5), ao contrário do que ocorre nos PEs de placas planas convencionais.



Fonte: Lora (2000)

Figura 4.4 - Precipitador eletrostático de placa e arame

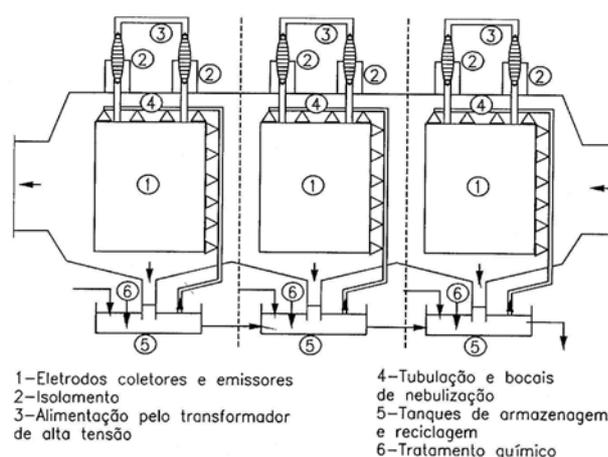


Fonte: Lora (2000)

Figura 4.5 - Disposição dos eletrodos no coletor de placas

O método de remoção úmida (PEs úmidos) (figura 4.6) é efetivo para partículas com características aglomerantes. Neste processo, a água é nebulizada sobre o fluxo de gás para resfriá-lo e condensar a maioria dos poluentes; as

partículas sólidas condensadas recebem uma carga elétrica e são, por sua vez, coletadas nas placas bipolares. Segundo Bacon, Li e Liang (1997), tais precipitadores permitem aumentar a eficiência de separação das partículas de poeira, já que estas agrupam-se por causa da umidade; além disso, permitem também remover alguns compostos solúveis e metais pesados junto com as gotículas de água. A principal desvantagem é que os eletrodos precisam de um revestimento especial a fim de evitar a corrosão, o que de certa forma aumenta o preço do equipamento. Uma análise econômica feita por esses autores revelou que o custo da compra⁴ de um PE úmido e os custos de capital instalado⁵, de capital anualizado⁶, de operação anual⁷ e total anualizado⁸ giram em torno de US\$ 304000, US\$ 535000, US\$ 161000, US\$ 51000 e US\$ 212000, respectivamente (admitiu-se uma vazão volumétrica de fluxo residual de 4,7 m³/s).



Fonte: Lora (2000)

Figura 4.6 - Esquema de um precipitador eletrostático tipo úmido indicando a disposição dos bocais de nebulização da água

Com base nos relatos apresentados por U.S. EPA (2002d; 2002e), a tabela 4.3 agrupa os custos de capital, de operação e manutenção, de controle e anualizado estimados tanto para PE seco quanto para PE úmido.

⁴ Conforme estimado pelo vendedor.

⁵ Admite-se como sendo o custo de compra do equipamento mais 75% desse mesmo valor. O custo instalado não engloba quaisquer modificações feitas no sistema de exaustão já existente.

⁶ O custo de capital anualizado equivale à 30% do custo de capital instalado. Aqui se inclui: depreciação (10%), atratividade (10%); taxas, seguro e encargos administrativos (5%) e manutenção e mão-de-obra (5%).

⁷ O custo de operação anual abrange o consumo de energia de ventoinhas e bombas além de algumas outras despesas elétricas; não se assume aqui o custo de uso da água.

⁸ O custo total anualizado é formado pela soma do custo de capital anualizado com o custo de operação anual.

Tabela 4.3 - Valores de custos para precipitadores eletrostáticos seco e úmido

Tipo de precipitador eletrostático	Custo de capital (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de operação e manutenção (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de controle (US\$/ton. poluente removido)	Custo anualizado (US\$/m ³ /s/ano)
Seco (<i>Dry</i>)	65000-400000	10000-20000	55-950	20000-75000
Úmido (<i>Wet</i>)	125000-640000	15000-25000	90-950	32000-125000

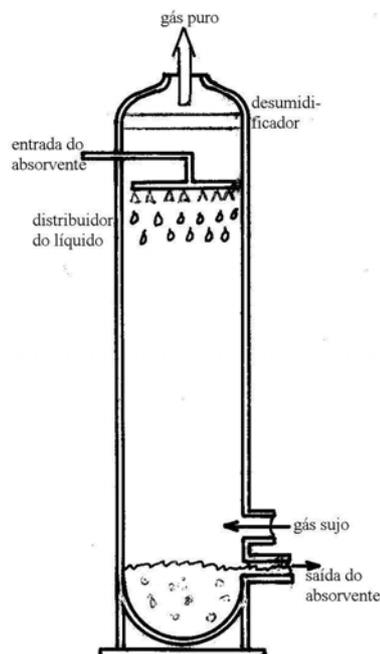
Fontes: U.S. EPA (2002d; 2002e)

Uma confiabilidade alta, os poucos requisitos com manutenção, uma eficiência de redução alta sobre uma extensa faixa de tamanhos de partícula e a capacidade de lidar com fluxos gasosos relativamente úmidos são algumas das vantagens apresentadas pelos PEs. Contudo, tais dispositivos também encerram desvantagens, a saber: mudanças nas propriedades do gás e nas distribuições de tamanho de partícula irão perturbar a eficiência de coleta e os PEs devem ser aquecidos no início e no final da operação com o intuito de se evitar a corrosão por causa da condensação de gases ácidos (McInnes, Jameson e Austin, 1992).

4.2.2 - Gases ácidos (SO₂, HCl e HF)

Os gases ácidos são, por sua vez, controlados num lavador a seco ou a úmido pela injeção de um reagente a base de cálcio ou de sódio (calcário (CaCO₃), cal hidratada (Ca(OH)₂), cal (CaO) ou soda caustica (NaOH)) diretamente no gás de escape para converter SO₂, HCl e HF em compostos sólidos que podem ser coletados depois num FM ou PE.

Existem, de acordo com McInnes e Royen (1990), vários tipos de lavadores a úmido disponíveis para a redução dos gases ácidos (alguns deles são até capazes de remover simultaneamente materiais particulados); dentre estes se inclui: as torres de nebulização (ou câmaras de *spray*), os lavadores de bandejas e as instalações de leito empacotado (ou torres compactas). No primeiro tipo (ver figura 4.7), a pressão da bomba juntamente com os bocais de nebulização atomizam o líquido de lavagem ou absorvente. Para se produzir uma gotícula muito fina, e conseqüentemente uma área superficial de contato ampla, é necessário operar os bocais numa pressão elevada; isto significa que o absorvente tem de estar livre de compostos sólidos impedindo assim possíveis entupimentos.



Fonte: McInnes e Royen (1990)

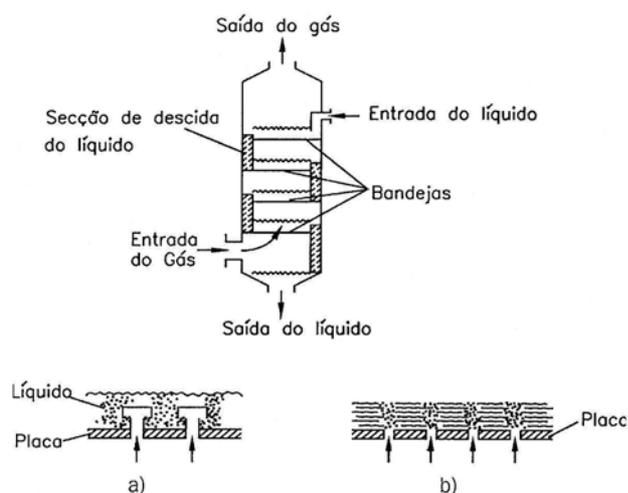
Figura 4.7 - Câmara de *spray*

As câmaras de *spray*, em comparação aos outros sistemas, podem remover uma quantidade maior de SO_2 , enquanto usam também menos energia; porém, tais lavadores têm uma eficiência de controle de particulados extremamente baixa e não são eficazes na captura de partículas com um diâmetro menor que $5 \mu\text{m}$.

Nos lavadores de bandejas (ver figura 4.8), o gás de escape passa através de muitos orifícios pequenos encontrando, assim, os pratos (ou bandejas) de colisão. Estes lavadores apresentam uma vantagem em potencial, ou seja, eles provêem uma alta eficiência de redução de gases ácidos e particulados numa única etapa de lavagem ($> 95\%$). Como desvantagens tem-se que os orifícios pequenos estão sujeitos ao entupimento e as bandejas de colisão devem ser móveis no intuito de se adequarem às variações das taxas de fluxo gasoso.

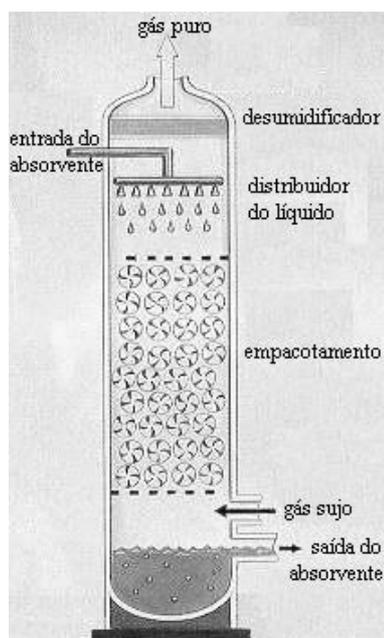
As instalações de leito empacotado (figura 4.9) geralmente são torres de leito compacto com fluxo vertical e que operam contracorrente, isto é, os produtos da combustão entram no absorvedor e ascendem através da zona de absorção, onde contatam com a polpa ou solução alcalina que movimenta-se contracorrente; o gás passa, na seqüência, por um separador de umidade e sai já limpo do

absorvedor. O empacotamento fornece a área superficial necessária para que os gases ácidos contatem mais intimamente o absorvente; este tipo de lavador, conforme McInnes e Royen (1990), também não é muito apropriado para a remoção de particulados, mas é utilizado principalmente no controle isolado de SO_2 , HCl e HF .



Fonte: Lora (2000)

Figura 4.8 - Configuração esquemática de um lavador de bandejas: a) bandeja com *bubblecaps*, b) bandeja perfurada



Fonte: McInnes e Royen (1990)

Figura 4.9 - Torre compacta

A tabela 4.4 apresenta valores dos custos de capital, de operação e manutenção e anualizado para três lavadores a úmido.

Tabela 4.4 - Custos para lavadores a úmido

Tipo de lavador a úmido	Custo de capital (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de operação e manutenção (US\$/m ³ /s/ano)	Custo anualizado (US\$/m ³ /s/ano)
Câmaras de <i>spray</i>	1800-8000	2800-101000	3000-102000
Lavador de bandejas	4500-25000	5200-148000	5900-151000
Torres compactas	22500-120000	33500-153000	36000-166000

Fontes: U.S. EPA (2002f; 2002g; 2002h)

É recomendável, na maioria das vezes, o emprego de um sistema de lavagem a úmido com duplo estágio, visando garantir uma elevada remoção tanto de SO₂ quanto de particulados; tais esquemas consistirão de um lavador Venturi (*sprays* pré-formados e nebulizados por gás) seguido por uma câmara de *spray*, ou um lavador de bandejas ou uma torre compacta. Na prática industrial, os tipos de lavadores a úmido mais utilizados são os lavadores de bandejas e as diferentes variantes existentes dos lavadores Venturi (Lora, 2000).

A respeito do lavador Venturi, pode-se dizer que é usado principalmente no controle de material particulado e sua eficiência de remoção varia de 80% à 99%; a tabela 4.5 mostra os custos de capital, de operação e manutenção, de controle e anualizado para o mesmo.

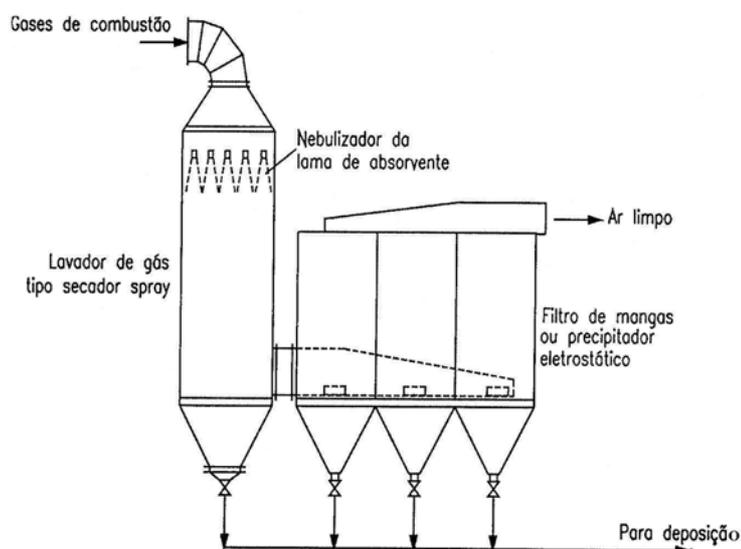
Tabela 4.5 - Valores de custos para o lavador tipo Venturi

Custo de capital (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de operação e manutenção (US\$/m ³ /s/ano)	Custo de controle (US\$/ton. particulados removidos)	Custo anualizado (US\$/m ³ /s/ano)
6700-59000	8700-250000	84-2300	9700-260000

Fonte: U.S. EPA (2002i)

Numa análise econômica feita por Bacon, Li e Liang (1997), verificou-se que o custo da compra de um lavador Venturi e os custos de capital instalado, de capital anualizado, de operação anual e total anualizado são de US\$ 182000, US\$ 316000, US\$ 95000, US\$ 142000 e US\$ 237000, respectivamente (admitiu-se uma vazão volumétrica de gases de exaustão de 4,7 m³/s).

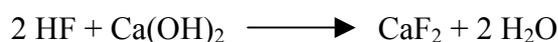
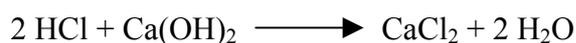
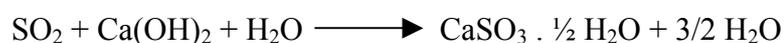
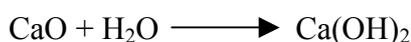
O secador *spray* ou *spray dryer* (SD), que é um lavador a seco, (figura 4.10) nebuliza uma lama de cal sobre os produtos da combustão; as gotículas de reagente absorvem o SO₂ e outros gases ácidos, evaporando, finalmente, em virtude do calor do gás de escape, a água que se faz presente na lama. As partículas sólidas são capturadas, em seguida, num FM ou PE conectado ao próprio SD.



Fontes: McInnes e Royen (1990); Lora (2000)

Figura 4.10 - Secador *spray* (SD)

As reações químicas que têm lugar num SD são:



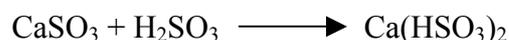
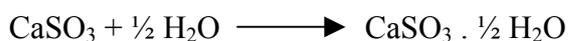
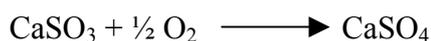
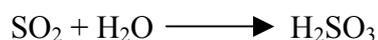
As eficiências de remoção de SO₂, HCl, HF, particulados e alguns metais pesados no SD apresentam-se na tabela 4.6.

Tabela 4.6 - Eficiências de redução de alguns contaminantes pelo processo de absorção com *spray dryer*

Poluente	Eficiência de controle (%)
HCl	98,0
SO ₂	90,0
HF	96,0
Particulados	99,8
Pb + Zn	99,5
Cd	99,2
Hg	89,2

Fonte: Lora (2000)

Pode-se dizer que entre a dessulfurização por calcário e a por cal hidratada o primeiro método é o mais usado na atualidade; além de atender altas eficiências de remoção dos óxidos de enxofre (até 98%), apresenta também melhores indicadores econômicos que a dessulfurização com cal hidratada (Lora, 2000). As reações químicas mais importantes que ocorrem durante a dessulfurização com calcário são:



A tabela 4.7 mostra valores sobre o custo total de investimento (CTI) e o custo total anual (CTA) de diferentes sistemas de dessulfurização, correspondentes a uma usina termelétrica de 1000 MW que queima carvão mineral com 4% de enxofre (a eficiência do processo de dessulfurização é de 90%).

Tabela 4.7 - Custos estimados de sistemas de dessulfurização de gases

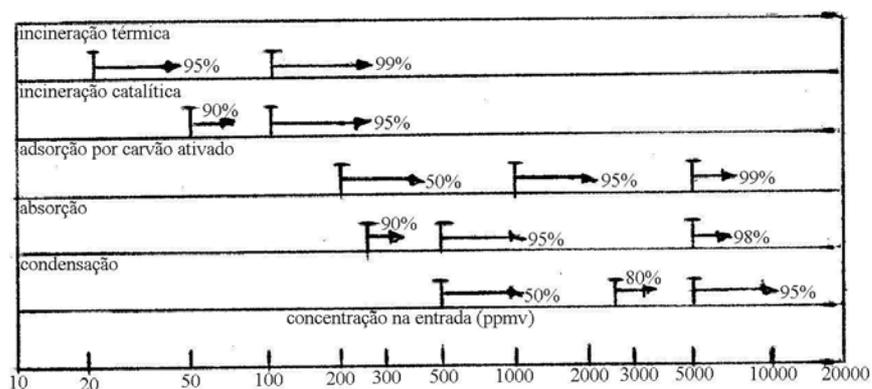
Processo de dessulfurização	CTI (US\$/kW)	CTA (10^{-1} centavos de dolar/kWh)
Com calcário	165	6,7
Com cal hidratada	188	10,0
Secador <i>spray</i> com cal	125	3,8

Fonte: Lora (2000)

No que diz respeito ao custo de controle de SO_2 para os lavadores a úmido (em geral) e para o secador *spray*, Roe et al. (1998) determinaram que tais valores ficariam entre US\$ 300-800/tonelada de SO_2 capturado e US\$ 300-500/tonelada de SO_2 capturado, respectivamente.

4.2.3 - Compostos orgânicos voláteis, dioxinas e furanos

Várias tecnologias podem ser empregadas no controle das emissões de compostos orgânicos voláteis (VOCs - benzeno, tolueno e outros), sendo que as mais comuns, na visão de McInnes, Jelinek e Putsche (1990), são: as incinerações (ou oxidações) térmica e catalítica, a adsorção por carvão ativado, a condensação e a absorção. A escolha é muitas vezes determinada pela concentração de VOCs no fluxo que se está controlando, pois a eficiência de redução é algo dependente da quantidade destes poluentes (figura 4.11).

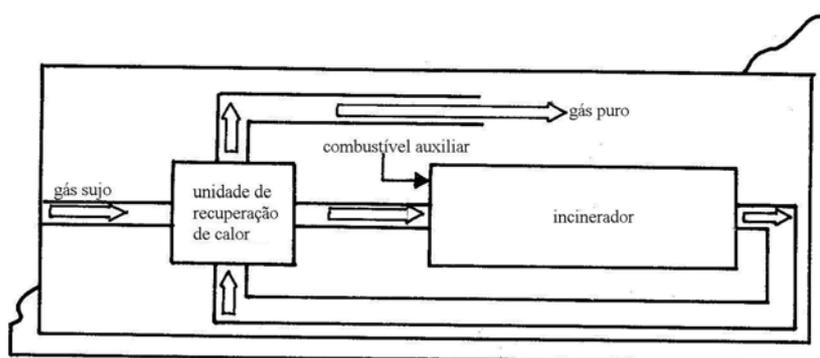


Nota: acima de 10000 ppmv, algumas considerações de segurança (como explosividade) devem ser observadas.

Fonte: McInnes, Jelinek e Putsche (1990)

Figura 4.11 - Eficiência de redução de VOCs

Os incineradores térmicos dependem sobretudo do contato entre os VOCs e a chama de combustão à uma temperatura alta para efetuarem a oxidação destes contaminantes. Um sistema de incineração térmica (figura 4.12) geralmente encerra uma câmara revestida com material refratário, um ou mais queimadores, um dispositivo de controle da temperatura e equipamento de recuperação de calor.



Fonte: McInnes, Jelinek e Putsche (1990)

Figura 4.12 - Incineração térmica para destruição de VOCs

A operação se processa de maneira bem simples: os VOCs são coletados por um sistema de captura e deixados na entrada do pré-aquecedor, onde são aquecidos pelo contato indireto com os escapes quentes vindos do incinerador. Na seqüência, os VOCs são totalmente misturados com a(s) chama(s) do(s) queimador(es) passando, dessa forma, através da zona de combustão onde o processo de incineração é completado.

Em geral, faz-se necessária a utilização de um combustível auxiliar, tal como gás natural ou óleo destilado, e dependendo do grau de recuperação de calor empregado isto pode ser traduzido em um custo de operação anual significativo. Para um sistema com taxa de fluxo de $9,5 \text{ m}^3/\text{s}$ este custo anualizado, incluindo as despesas operacionais indiretas, pode ficar próximo dos US\$ 430000.

O(s) tipo(s) de queimador(es) empregado(s) e seu(s) arranjo(s) afeta(m) tanto as taxas de combustão quanto o tempo de residência; para uma incineração mais eficiente é importante manter um maior contato entre a chama e os VOCs e um menor tempo de residência. Nestes incineradores este tempo é da ordem de

0,5-1,0 segundo, trabalhando numa faixa de temperatura que vai de 649°C à 871°C (McInnes, Jelinek e Putsche, 1990).

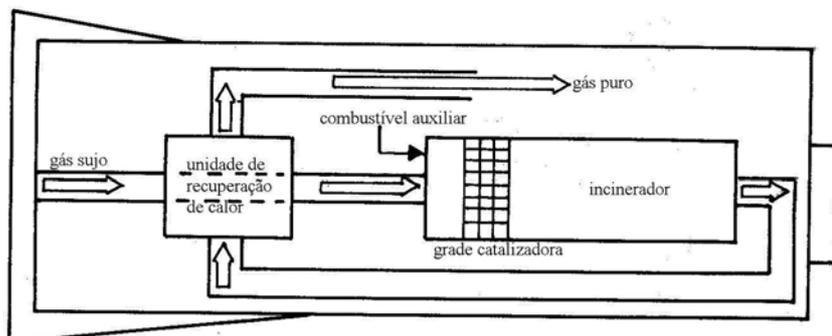
Dentre as vantagens da oxidação térmica pode-se destacar a quase completa destruição dos VOCs, a não geração de resíduos sólidos ou líquidos, os poucos requisitos com manutenção e um custo de capital relativamente baixo. Para um sistema com taxa de 9,5 m³/s, o custo com equipamentos se situa entre US\$ 200000-250000, com o custo de capital instalado variando de US\$ 380000 à US\$ 480000 (McInnes, Jelinek e Putsche, 1990).

A principal desvantagem dessa tecnologia está nos altos gastos com combustíveis; para um sistema com taxa de 9,5 m³/s tal custo encontra-se situado entre US\$ 25000-225000 por ano (dependendo da quantidade de VOCs no fluxo de saída de uma central termelétrica, do esquema operacional e do grau de recuperação de calor) (McInnes, Jelinek e Putsche, 1990). A instalação de um ou mais pré-aquecedores de ar pode auxiliar na minimização deste custo.

Quando os incineradores térmicos são empregados na destruição de compostos orgânicos halogenados (dioxinas e furanos), requer-se muitas vezes a aquisição de materiais de construção especiais e o emprego de um lavador de gases para minimizar as emissões de ácidos halogenados (HCl e HF). No entanto, devido à fatores como ruídos, a presença de uma chama visível, a falta de recuperação de calor e outros mais sua utilização para o controle destes poluentes orgânicos é bem menos comum.

Na incineração catalítica, um catalisador abaixa a energia de ativação do processo de oxidação fazendo com que a combustão aconteça por volta de 395°C (uma temperatura significativamente menor do que a da incineração térmica). Num sistema deste tipo (ver figura 4.13), o fluxo de VOCs pré-aquecido passa por um leito catalítico onde o próprio catalisador inicia e promove a oxidação dos contaminantes sem sofrer alterações.

O catalisador consiste num material ativo (platina, cromo, manganês, níquel ou óxido de cobre) sobre um substrato inerte (cerâmica na forma de favos de mel) e para que a reação de catálise seja eficaz, os locais ativos no catalisador onde os VOCs reagem devem estar acessíveis.



Fonte: McInnes, Jelinek e Putsche (1990)

Figura 4.13 - Incineração catalítica

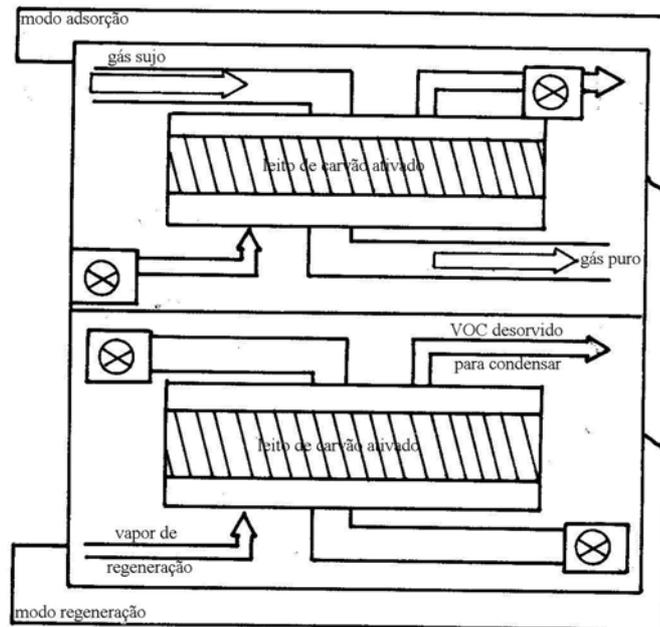
Pode-se incluir dentre as vantagens da oxidação catalítica uma destruição quase que completa dos VOCs, a não geração de resíduos e o baixo custo de manutenção. Para um sistema com taxa de $9,5 \text{ m}^3/\text{s}$ este custo é da ordem de US\$ 15000/ano (excluindo a reposição do catalisador) (McInnes, Jelinek e Putsche, 1990).

Como desvantagens tem-se o custo de capital instalado 40% maior do que o da incineração térmica, a desativação do catalisador com o passar do tempo e a incapacidade de lidar com os compostos orgânicos halogenados. Finalmente, requisita-se aqui também o uso de um combustível auxiliar, embora a baixa temperatura operacional resulte num decréscimo de consumo quando comparado ao da outra incineração.

A adsorção é um processo pelo qual os VOCs ficam retidos na superfície de sólidos granulares; as partículas do adsorvente são altamente porosas e apresentam razões do tipo superfície/volume muito altas. Materiais tais como carvão ativado, sílica-gel ou alumina podem ser usados como adsorventes, sendo o primeiro o mais comum para a remoção de compostos orgânicos.

Os sistemas regenerativos de adsorção por carvão ativado (figura 4.14) podem operar de duas maneiras - adsorção e desorção, sendo que a primeira é rápida e remove todos os VOCs presentes no fluxo. Eventualmente, o adsorvente torna-se saturado com os vapores e as quedas de eficiência do sistema; mas quando isto acontece, o fluxo contaminado é desviado para um outro leito contendo o adsorvente regenerado e o leito saturado é, por sua vez, levado à

regeneração. Embora seja possível operar um sistema de adsorção não-regenerativo (ou seja, o carvão saturado é descartado e um novo é colocado no leito), muitas das aplicações, especialmente aquelas com volumes altos de VOCs, são regenerativas.



Fonte: McInnes, Jelinek e Putsche (1990)

Figura 4.14 - Adsorção para a destruição de VOCs

Uma consideração importante a ser feita na construção de sistemas de adsorção por carvão ativado está voltada para a temperatura do fluxo de VOCs. A capacidade de adsorção diminui com o aumento da temperatura, que não deve exceder os 37,8°C; senão, o gás tem de ser resfriado num trocador de calor antes mesmo de passar pelo adsorvedor. A umidade relativa do fluxo gasoso, que não deve ultrapassar os 50%, também pode afetar a capacidade operacional do carvão ativado.

A condensação é uma técnica básica de separação em que o fluxo de gás contaminado é, primeiramente, trazido à saturação e na seqüência os poluentes são condensados. A conversão da fase vapor para a líquida pode ser realizada tanto por aumento da pressão com temperatura constante quanto por redução da

temperatura com pressão constante; geralmente os sistemas de condensação são operados com pressão constante.

A eficiência de redução do condensador vai de 50% à 95% e é influenciada pela pressão parcial dos VOCs, que, por sua vez, é uma função da concentração de orgânicos no fluxo gasoso e da temperatura do próprio condensador. Para uma dada temperatura, as máximas eficiências de controle são alcançadas com as maiores concentrações iniciais. De acordo com McInnes, Jelinek e Putsche (1990), a condensação tem sido muito empregada como um pré-tratamento dos fluxos de VOCs antes mesmo da adsorção por carvão ativado ou da oxidação (térmica ou catalítica).

A absorção é definida como a transferência de massa de componentes selecionados de um fluxo gasoso para um líquido não-volátil. Tais sistemas são, tipicamente, classificados pelo absorvente empregado (água ou um líquido orgânico) e a escolha deste depende da solubilidade dos VOCs e do custo do próprio absorvente.

A eficiência da absorção depende de fatores como a solubilidade dos VOCs no solvente, a concentração de orgânicos no fluxo gasoso, a temperatura, o valor da razão líquido/gás e a área superficial de contato. Os melhores sistemas de absorção são caracterizados por baixas temperaturas operacionais, áreas superficiais de contato amplas, altas razões líquido/gás e altas concentrações de VOCs. Entretanto, a absorção pode ser também eficiente para fluxos dilutos (os quais são providos de compostos orgânicos voláteis altamente solúveis no absorvente) e remoções da ordem de 90% podem ser alcançadas para concentrações tão baixas quanto 300 ppmv. As instalações de leito empacotado (*packed towers*) e as torres de nebulização (*spray chambers*) são adotadas na prática dessa técnica.

Dempsey e Oppelt (1993) e Kilgroe (1996) declaram que boas práticas de combustão e técnicas de lavagem a seco empregando o FM (SD/FM) podem ser usadas para reduzir para menos do que 20 ng/Nm³ as emissões de dioxinas e furanos, ao passo que aquelas que empregam o PE (SD/PE) no lugar do FM, são menos efetivas e conseguem levar tais emissões para menos do que 75 ng/Nm³.

A injeção de carvão ativado, que é necessária para controlar as emissões de Hg (levando-as para menos do que $0,08 \text{ mg/Nm}^3$) em sistemas como os já explicitados acima, pode melhorar ainda mais a eficiência de captura de dioxinas e furanos nessas combinações tecnológicas (SD/FM ou SD/PE). Por fim, é relevante salientar que os VOCs, assim como o CO, também são reduzidos pela adoção de técnicas de boa prática de combustão; entretanto, os VOCs não são efetivamente removidos quando da aplicação dos sistemas SD/FM ou SD/PE (Kilgroe, 1996).

4.2.4 - Óxidos de nitrogênio (NO_x)

Consistindo de NO e NO_2 , as emissões de NO_x são formadas tanto pela oxidação do nitrogênio presente no combustível (NO_x do combustível) quanto pela fixação térmica do nitrogênio atmosférico ao ar de combustão (NO_x térmico). Todavia, Wood (1994) relata a formação rápida de um outro NO_x (NO imediato) cuja importância não é desprezível em relação aos dois anteriores.

A ocorrência do NO_x do combustível depende de alguns fatores como o conteúdo de nitrogênio no combustível, as taxas de ar em excesso e a distribuição do ar de combustão primário e secundário. Já a formação do NO_x térmico é influenciada pela disponibilidade de oxigênio, temperatura, pressão e tempo de residência da unidade de incineração.

Logo, percebe-se que a concepção e a operação dos combustores, assim como as características dos recursos energéticos, ditam as contribuições relativas de cada tipo de NO_x formado e assim apontam quais as técnicas de redução mais adequadas. Um exemplo é que nos ciclos de turbina a gás o conteúdo de nitrogênio no combustível primário é baixo e, por esta razão, o NO_x térmico predomina; as tecnologias de controle objetivarão minimizar a temperatura de chama e a disponibilidade de oxigênio.

Por outro lado, é o NO_x do combustível que se encontra mais presente (75% à 80%) nas emissões de NO_x dos incineradores de RSM; desse modo, o controle será feito visando tanto a redução do conteúdo de nitrogênio no fluxo de

lixo quanto a realização de uma mistura e distribuição de ar favoráveis (McInnes e Wormer, 1990).

Conclui-se que as emissões de NO_x podem ser controladas pelo uso de insumos com baixo teor de nitrogênio (pré-combustão), pela modificação das características operacionais e de projeto das unidades de incineração (durante a combustão) ou pela adoção de dispositivos do tipo *add-on* (pós-combustão), sendo que na segunda opção tem-se a operação com baixo excesso de ar (LEA, *low excess air*), a combustão fora da estequiometria ou estagiada, os queimadores com baixa emissão de NO_x (LNBS, *low- NO_x burners*), a recirculação do gás de escape (FGR, *flue gas recirculation*), a injeção de água e/ou vapor (WSI, *water/steam injection*) e a redução da temperatura de pré-aquecimento do ar (RAPHT, *reduced air preheat*) e para a terceira opção a redução seletiva catalítica (SCR, *selective catalytic reduction*) e a não-catalítica (SNCR, *selective noncatalytic reduction*).

É interessante, ainda, destacar que o NO_x do combustível é mais sensível às condições estequiométricas do que às térmicas e, por isso, os tratamentos térmicos tradicionais como a FGR e a WSI não reduzem efetivamente as emissões de NO_x da incineração de combustíveis sólidos e líquidos.

De todas as tecnologias citadas anteriormente a mais simples é a LEA, que opera reduzindo o nível de ar em excesso ao ponto de alguma restrição (como, por exemplo, a formação de CO, o comprimento e a estabilidade da chama, etc). Infelizmente, ela apresenta um baixo potencial de controle (1-15%) apesar de ter como vantagens uma modificação operacional fácil e uma aplicabilidade para todos os combustíveis (Wood, 1994).

Os LNBS, por sua vez, ajudam a controlar tanto a formação de NO_x do combustível quanto de NO_x térmico; geralmente neles os fluxos de ar e combustível são divididos e controlados no intuito de se alcançar uma razão ar/combustível desejável (reduzindo, assim, a formação de NO_x e resultando numa combustão mais completa dentro do forno). Existem vários tipos de queimadores disponíveis, como o de baixo excesso de ar, o de ar estagiado e o de combustível estagiado, e a tabela 4.8 ilustra suas diferentes eficiências de redução.

Tabela 4.8 - Faixa de eficiência de queimadores de baixo NO_x

Tipo de LNB	Eficiência de controle (%)
LNB de ar estagiado	40-65
LNB de combustível estagiado	50-70
LNB de baixo excesso de ar	10-25
LNB com FGR externa	50-60
LNB com FGR interna	40-50
LNB de ar ou combustível gasoso estagiado com FGR interna	55-75
LNB de ar ou combustível gasoso estagiado com FGR externa	60-80

Fontes: McInnes e Wormer (1990); Garg (1994)

O LNB de baixo excesso de ar fornece uma mistura ótima do combustível com o ar de combustão e é projetado para operar com concentrações de oxigênio no gás da chaminé em torno de 0,5-1,5%, contra 3-6% dos queimadores convencionais.

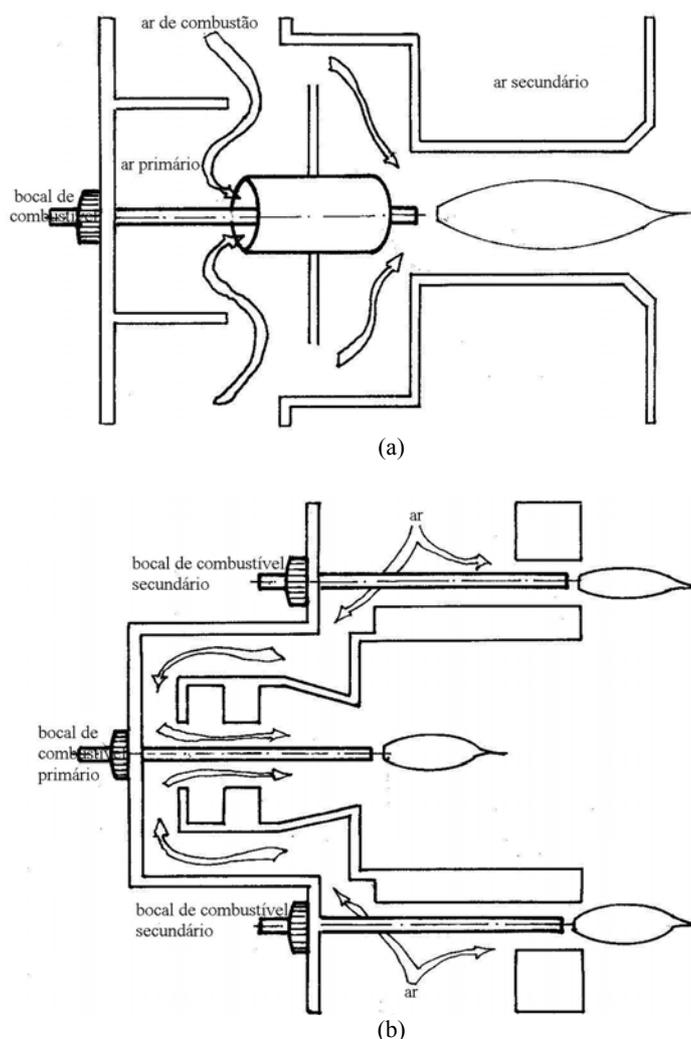
A figura 4.15a ilustra que num típico LNB de ar estagiado, o ar de combustão que entra é dividido nos fluxos primário e secundário. Todo o combustível é injetado para dentro do queimador e combinado com o ar primário, que, por sua vez, é injetado em quantidades sub-estequiométricas. Nessa zona rica em combustível, o mesmo é parcialmente queimado e o nitrogênio, então, convertido para amônia, cianeto de hidrogênio e óxidos de nitrogênio, os quais são posteriormente reduzidos à nitrogênio elementar (baixando as emissões de NO_x do combustível).

A temperatura de chama é abaixada na zona primária de combustão enquanto o calor gerado se dissipa rapidamente para os tubos da caldeira, e a recirculação dos produtos da combustão dentro do próprio queimador também reduz a temperatura de chama e a concentração de oxigênio, controlando, dessa forma, as emissões de NO_x térmico. Na zona secundária, o ar adicional é injetado para completar o processo de incineração.

O LNB de ar estagiado é simples, barato e freqüentemente requisitado para o controle de NO_x em caldeiras ou incineradores. Sua principal desvantagem está na criação de chamas maiores do que as dos queimadores convencionais; tais chamas extensas podem causar tanto um *stress* térmico quanto uma fadiga

metálica, especialmente em caldeiras readaptadas (*retrofits*) com limitada área de transferência de calor.

No LNB de combustível estagiado (ver figura 4.15b), uma parte do combustível é injetada no ar de combustão e queimada numa zona muito pobre (rica em ar) e o restante do insumo é incinerado numa zona secundária. Conforme acontece com o LNB de ar estagiado, esta combustão pobre também reduz a temperatura de chama (baixando, assim, o NO_x térmico). Este queimador pode operar com um comprimento de chama menor, o que minimiza as preocupações relacionadas à fadiga metálica.



Fonte: McInnes e Wormer (1990)

Figura 4.15 - LNBs (a) de ar estagiado e (b) de combustível estagiado

O custo de capital instalado para se readaptar um sistema de combustão depende de alguns fatores como a configuração, o tamanho e o tipo de queimador. McInnes e Wormer (1990) informam que o custo da readaptação para uma caldeira de 15 MW é de aproximadamente US\$ 30000, sendo US\$ 18000 para a aquisição do queimador e de alguns materiais refratários novos e o restante (US\$ 12000) para o trabalho de instalação.

Quanto à substituição total de acessórios em *retrofits*, unidades pré-montadas podem ser compradas e adaptadas como uma peça única em caldeiras. O custo total, incluindo o da instalação, se situa entre US\$ 73000-78000 para as caldeiras de 7,3 MW, de US\$ 93000-100000 para as de 14,6 MW e de US\$ 135000-165000 para as de 44 MW.

Nos LNBs com FGR, de 15% à 25% do gás de escape quente (148,9-260°C) é recirculado com o ar de combustão; tal gás age como um diluente, baixando a temperatura de chama e reprimindo a pressão parcial do oxigênio (reduzindo, assim, a formação de NO_x). A FGR externa pode ser utilizada com queimadores que operam num escoamento natural, embora seja empregada em queimadores de ar pré-aquecido que trabalham em escoamento forçado.

De acordo com Garg (1994) vários projetos de ultra-LNBs já se encontram a disposição, os quais combinam duas etapas de redução de NO_x num único queimador e sem qualquer equipamento externo; eles tipicamente incorporam o estagiamento do ar ou do combustível com FGR interna; na primeira concepção, o combustível é misturado com parte do ar de combustão e a atomização do próprio recurso energético à uma pressão elevada cria a FGR. O ar secundário é, então, direcionado por meio de tubos ao queimador para completar a incineração e otimizar o perfil da chama.

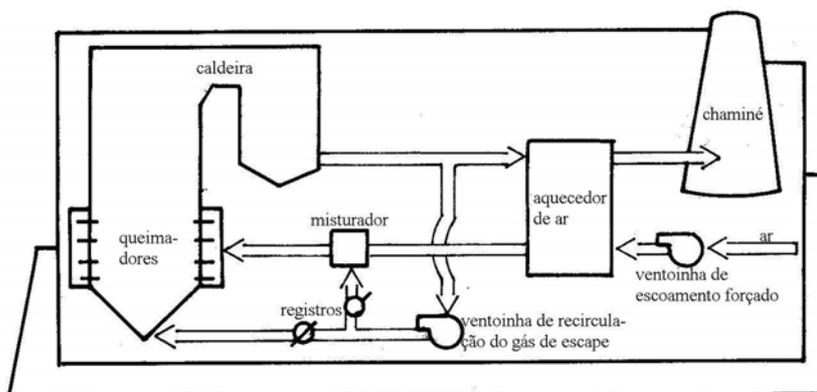
No queimador de combustível gasoso estagiado com FGR interna, a pressão do gás cria a FGR originando, assim, uma zona pobre e uma redução na pressão parcial do oxigênio. A concepção anterior pode ser empregada com combustíveis líquidos ao passo que este último é primordialmente usado em aplicações envolvendo combustíveis gasosos. É importante salientar que as pesquisas feitas por Halkos (1998), Roe et al. (1998) e U.S. EPA (1999) revelam

que o custo operacional dos LNBs é desprezível, embora o custo de controle fique entre US\$ 240-4300 por tonelada de NO_x capturada.

A combustão de ar estagiado (SAC, *staged air combustion*), ou fora da estequiometria, é uma técnica que opera utilizando os mesmos princípios do LNB de ar estagiado, com a exceção de que nela se faz o emprego de todo o sistema de incineração. Na SAC, uma parcela do ar de combustão é desviada dos queimadores e injetada no forno (localizado após os queimadores); isto produz uma região de combustão rica em combustível e, ao mesmo tempo, inibe a formação de NO_x .

Reduções da ordem de 60-70% nas emissões de óxidos de nitrogênio são possíveis quando se incinera gás natural, ao passo que eficiências de 40-50% estão sendo observadas nas unidades com queima de carvão ou óleo; o custo de capital instalado para se readaptar adequadamente uma caldeira existente pode, contudo, ser significativo.

Tanto a FGR quanto a WSI controlam a formação de NO_x térmico reduzindo a temperatura de combustão por meio da introdução de um diluente. Na FGR (ver figura 4.16), uma parcela do gás de escape é extraída e retornada ao forno pela entrada do queimador (o que de certa forma provoca uma diluição da combustão); a adição deste gás de escape também diminui o conteúdo de oxigênio, limitando assim a quantidade de O_2 disponível no ar de combustão para reagir com o nitrogênio.



Fonte: McInnes e Wormer (1990)

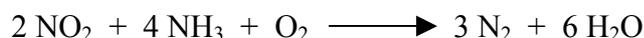
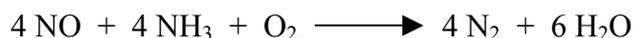
Figura 4.16 - Recirculação do gás de escape (FGR)

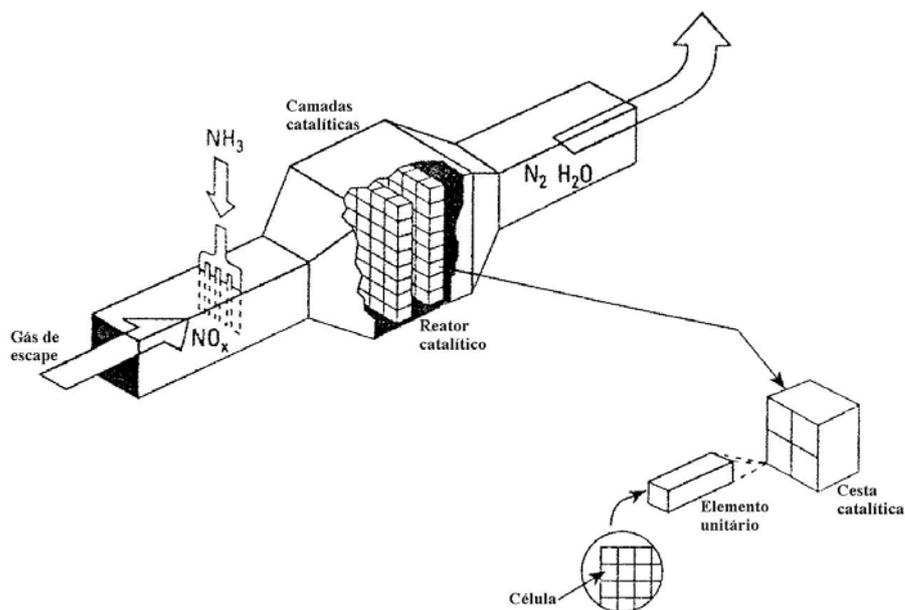
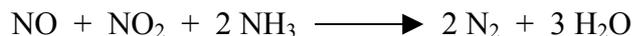
Um aumento na taxa de recirculação geralmente corresponde a um aumento da eficiência de redução; essas taxas ultrapassam os 15% nas unidades com queima de gás natural, resultando numa eficiência máxima de controle de 80%. Para as caldeiras que incineram óleo destilado elas vão até 12%, conferindo-lhes reduções de NO_x mais baixas.

O custo de capital anualizado da FGR pode ser alto, especialmente quando se trata de *retrofits*. McInnes e Wormer (1990) estimam que o custo de capital instalado para se readaptar uma caldeira aquatubular de 102,5 MW gira em torno de US\$ 875000; desta quantia, o queimador e equipamentos relacionados totalizam US\$ 225000, a instrumentação de controle da combustão uns US\$ 160000, o sistema de proteção da chama mais ou menos US\$ 71000 e a instalação e a mão-de-obra aproximadamente US\$ 419000. Já para as caldeiras menores (7 MW-44 MW), também readaptadas, este custo de capital encontrar-se-á compreendido entre US\$ 100000-340000.

O custo operacional mais significativo na FGR é o da eletricidade adicional usada pela ventoinha de recirculação do gás de escape; as requisições do motor da ventoinha correspondem à um custo anual com eletricidade que vai de US\$ 2000 à US\$ 22000.

Uma das tecnologias mais eficazes para o controle de NO_x é a SCR (ver figura 4.17), em que uma mistura gasosa de amônia (anidra ou aquosa) com ar comprimido é injetada no gás de escape numa localização acima de um reator catalítico. O NO_x e a amônia (NH₃) combinam-se na superfície do catalisador formando um sal de amônio intermediário que se decompõe para produzir N₂ e H₂O_(v).





Fonte: Cho (1994)

Figura 4.17 - Redução seletiva catalítica (SCR)

O reator catalítico é o centro do sistema e se resume, basicamente, num recipiente que aloja o catalisador; este, por sua vez, é uma reunião de cestas catalíticas cada qual contendo elementos cerâmicos quadrados (tipo células catalíticas homogêneas). Estão disponíveis também catalisadores não-homogêneos como os dos tipos placa e circular; o tamanho das células pode variar de 3,7 mm à 7,5 mm.

Na SCR, as reações de controle do NO_x ocorrem apenas numa faixa de temperatura estreita (geralmente entre 232,2-398,9°C) dependendo do tipo de catalisador. A operação conduzida acima da temperatura máxima resulta na oxidação da amônia ou para NO_x , ou para nitrato e nitrito de amônio; já aquela realizada abaixo da faixa ótima não fornece a energia necessária para iniciar a reação.

Vários fatores, além da temperatura operacional, afetam o rendimento da SCR: o tipo de catalisador, a área da superfície catalítica exposta ao gás de escape, o tempo de residência do gás no reator, o projeto ou a concepção do sistema de

injeção de amônia, a quantidade de amônia injetada, o grau e a eficiência da mistura da amônia com o gás e o conteúdo de enxofre e metais no combustível.

Segundo McInnes e Wormer (1990) e Cho (1994), em algumas aplicações da SCR observou-se um certo número de problemas como o entupimento, a erosão e o envenenamento do catalisador e a conversão de SO_2 para SO_3 , resultando nas formações de sulfato e bissulfato de amônio. As soluções empregadas para a minimização deste último problema centram-se na idéia de redução da quantidade de amônia injetada (isto é, diminuir para menos de 5 ppm o excesso de amônia que passa direto sem reagir) e no uso de catalisadores de titânio ou vanádio.

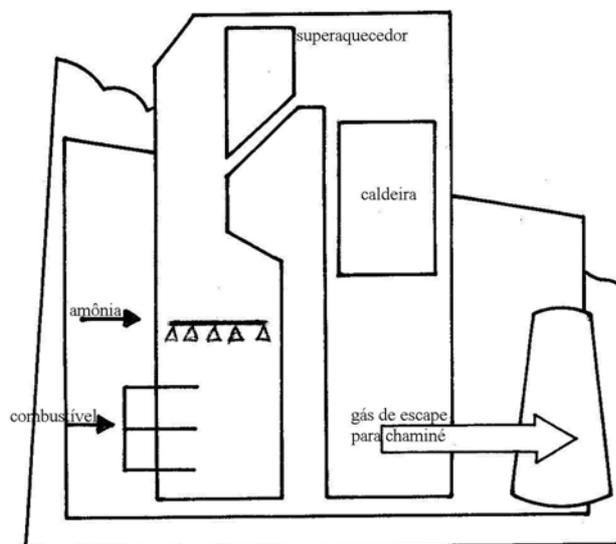
Cho (1994) também fala sobre os dois tipos de sistemas de injeção de amônia que existem, sendo o tradicional aquele que opera com amônia anidra (pura) e o alternativo aquele que trabalha com uma solução aquosa de amônia (aproximadamente 27% de amônia e 73% de água). Isto porque a amônia pura é tida como tóxica e perigosa, tornando assim o seu transporte menos desejável do ponto de vista da segurança ambiental.

A SCR é uma das técnicas mais caras de controle de NO_x ; o custo operacional ligado à disposição e reposição do catalisador, ao consumo de amônia e ao uso da eletricidade é de aproximadamente US\$ 0,2/kWh. O custo de capital instalado da readaptação de caldeiras industriais queimando óleo está em US\$ 1,5 milhões para um sistema de 14,6 MW e em US\$ 5 milhões para um de 102,5 MW. No boletim técnico emitido pela U.S. EPA (1999) falou-se que o custo de capital da SCR, para o ano de 1999, permaneceria entre US\$ 50-80/kW.

Halkos (1998), Roe et al. (1998) e U.S. EPA (1999) apontam em seus trabalhos que o custo de controle da SCR limita-se entre US\$ 820-2000 por tonelada de NO_x seqüestrado. É relevante acrescentar que, embora dispendiosa, a SCR alcança eficiências de redução de NO_x muito altas (80-90%).

A SNCR (figura 4.18) é um método de controle pós-combustão que reduz as emissões de NO_x via injeção de amônia ou de uréia na câmara de combustão ou numa outra região termicamente favorável. Pelo fato de não se

fazer uso de catalisador, a SNCR é empregada somente em temperaturas elevadas e, assim, não é muito utilizada nos ciclos a gás.



Fonte: McInnes e Wormer (1990)

Figura 4.18 - A SNCR ocorre em temperaturas maiores do que as da SCR

A temperatura do gás de escape é crítica para se obter uma redução de NO_x bem sucedida; para uma incineração convencional, a faixa ótima no caso da injeção de amônia está entre 870°C - 955°C e para o caso da uréia vai de 538°C à 1038°C . À medida que esta temperatura sobe, a amônia ou a uréia reage mais com o oxigênio do que com o NO e oxigênio juntos (formando, então, mais NO); quando tal valor localiza-se abaixo da faixa ótima, a taxa de reação da amônia ou da uréia declina, provocando, assim, um certo aumento na quantidade de amônia não reagida e consequentemente um controle reduzido do NO_x .

As desvantagens da SNCR são semelhantes às da SCR; sais de amônio (sulfato e bissulfato de amônio) podem se formar caso a amônia não utilizada venha reagir com o ácido sulfúrico originado, previamente, na reação do SO_3 com a água. Ainda que a injeção de uréia não tenha sido empregada tão extensamente quanto a de amônia, ela já está ganhando uma maior atenção por ser uma tecnologia intrinsecamente segura; a eficiência desses métodos de controle encontra-se compreendida entre 60-80%.

Os custos de capital e operacional da SNCR são, por sua vez, menores do que os da SCR, principalmente por não precisar de um catalisador. Com base nos relatos apresentados por McInnes e Wormer (1990), o custo de capital instalado de um sistema *Thermal DeNO_x* (SNCR com injeção de amônia) para uma central de co-geração de 300 MW com queima de carvão pulverizado foi estimado em US\$ 7/kW. O custo de capital para a injeção de uréia limita-se entre US\$ 5-15/kW. O custo operacional da SNCR foi avaliado para ser menor do que US\$ 0,0035/kWh; Halkos (1998), Roe et al. (1998) e U.S. EPA (1999) apresentam o custo de controle da SNCR na faixa entre US\$ 680 e US\$ 1420 por tonelada de NO_x seqüestrado.

Pickens (1996) estimou os custos da aplicação de um sistema patenteado como *NO_xOUT* (SNCR com injeção de uréia) relativamente a dois incineradores de RSM típicos (ver dados da tabela 4.9).

Tabela 4.9 - Custos da aplicação do sistema *NO_xOUT* à dois combustores de RSM

Tipo de variável	Incinerador de RSM	
Capacidade (t/dia)	360	720
Calor de entrada (MW)	44	88
NO _x controlado (ppmv) - a 7% de O ₂	120	120
Redução de NO _x (%)	50	50
Fator de capacidade (%)	85	85
NO _x reduzido (t/ano)	115	230
<i>Custo total para NO_xOUT</i>	<i>US\$ 537000,00</i>	<i>US\$ 803000,00</i>
Custo operacional (US\$/ano)		
<i>Custos de O e M</i>		
Energia a US\$ 0,04/kWh	5000,00	10000,00
Químico	53860,00	107594,00
Manutenção	11000,00	11000,00
<i>Subtotal</i>	<i>US\$ 698600,00</i>	<i>US\$ 128594,00</i>
Custo de capital anualizado*	61755,00	92310,00
Custo no primeiro ano, total	131615,00	220904,00
<i>Custo por tonelada de NO_x seqüestrado</i>	<i>US\$ 1144,00</i>	<i>US\$ 960,00</i>

Nota: considerando 15 anos de vida útil e 8% de taxa de retorno sobre o capital.

Fonte: Pickens (1996)

Por fim, a mais avançada tecnologia de controle de NO_x em uso nos Estados Unidos é a SNCR (Kilgroe, 1996), embora a SCR tenha sido

frequentemente empregada pelos americanos em seus ciclos de turbina a gás (McInnes e Wormer, 1990). Os japoneses e europeus utilizam, por sua vez, sem particularizar a adoção uma destas duas técnicas em qualquer uma de suas centrais de co-geração com RSM (McInnes e Wormer, 1990).

4.3 - TECNOLOGIAS DE GERAÇÃO TERMELÉTRICA COM CUNHO AMBIENTAL INTRÍNSECO

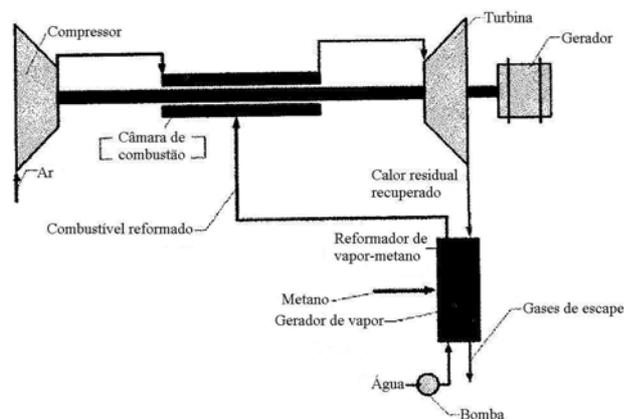
Este item foi desenvolvido tomando-se por base a discussão de Balestieri (2001) acerca da tecnologia Brayton. Numa revisão crítica acerca das turbinas a gás em ciclos avançados, Heppenstall (1998) descreve uma taxonomia particular para esses conjuntos e faz a distinção entre os ciclos de recuperação e ciclos *bottoming*, sendo que o calor recuperado é empregado no mesmo conjunto a gás⁹ nos primeiros ou de forma independente do ciclo de potência para os segundos.

Dentre os ciclos de recuperação, faz menção às seguintes estruturas:

- turbina a gás com recuperação térmica;
- turbina a gás com injeção de vapor;
- turbina a gás evaporativa (ciclo de ar úmido);
- turbina a gás com recuperação química.

De acordo com Abdallah e Harvey (2001), as turbinas a gás com recuperação química (CRGT, *chemically recuperated gas turbine*) constituem um dos conceitos de ciclos avançados que contam com grande interesse em sua avaliação. Do ponto de vista operacional, gás natural é misturado ao vapor gerado e levado para o reformador, onde a mistura é aquecida pelos gases de exaustão da turbina a gás e uma reação exotérmica ocorre entre o metano e o vapor (ver figura 4.19).

⁹ Denomina-se “conjunto a gás”, neste texto, ao sistema resultante do acoplamento de compressor, câmara de combustão e turbina a gás, simplesmente referido em literatura como “turbina a gás”.



Fonte: Abdallah e Harvey (2001)

Figura 4.19 - Turbina a gás com recuperação química (CRGT)

Um aspecto interessante apresentado por esses autores, (Abdallah e Harvey, 2001), diz respeito à necessidade de a reação exotérmica em questão necessitar da presença de níquel como catalisador, tendo por resultado CO, CO₂, H₂, vapor excedente e metano não convertido. Conforme Carcasci, Facchini e Harvey (1998), a completa conversão do metano pode aumentar o poder calorífico efetivo do combustível em até 30%; dessa forma, a mistura vapor-metano¹⁰ absorve calor termicamente, resultando em um potencial de recuperação energética superior ao procedimento convencional.

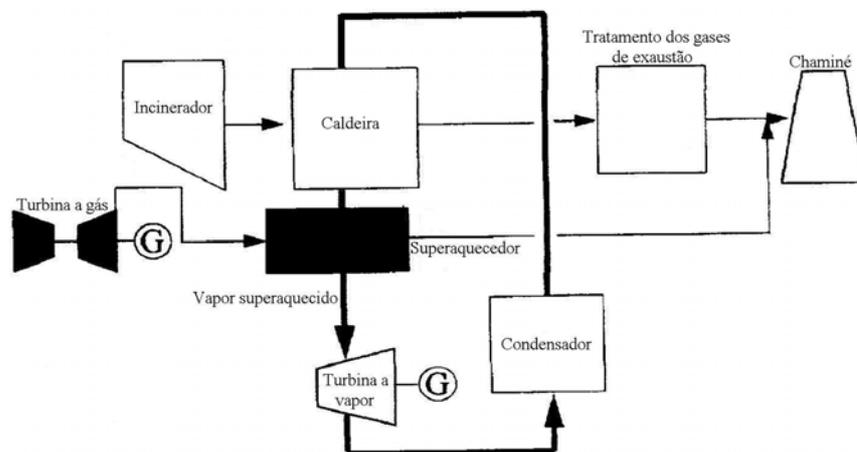
Ainda na visão de Carcasci, Facchini e Harvey (1998), os ciclos CRGT são uma extensão do conceito de turbina a gás com injeção de vapor (STIG, *steam injection gas turbine*), no qual o calor dos gases de exaustão é usado para aumentar a produção de vapor que será subsequente injetado na câmara de combustão da turbina a gás; a seção de superaquecimento da caldeira de recuperação é trocada pelo reformador de vapor e metano.

Para Heppenstall (1998), os ciclos CRGT são aqueles que podem superar as dificuldades geradas pelo fato de, em sistemas práticos, o calor latente dos gases de escape limitar o desempenho do sistema, conseguindo isso essencialmente pelo emprego do calor de exaustão para produzir seu próprio combustível, rico em hidrogênio, a partir do metano; desse modo, apesar de ser

¹⁰ A taxa típica vapor-metano está na faixa entre 3 e 5 mol H₂O/mol CH₄ para reformadores de vapor industriais, largamente utilizados para produção de hidrogênio para síntese de amônia ou metanol (Carcasci, Facchini e Harvey, 1998).

um ciclo complexo, tem a possibilidade de alcançar eficiências de até 60% com reduzidas emissões para a atmosfera - a produção e uso do combustível rico em hidrogênio é muito importante neste caso porque, podendo ser queimado com menores temperaturas que o metano, apresenta menor propensão para a produção de NO_x (algo em torno de 1-3 ppm).

Sabendo-se, então, da existência de possíveis variações atualmente contempladas no aspecto de desenvolvimento tecnológico das turbinas a gás, e considerando a discussão acerca do uso de biomassas¹¹, analisam-se na seqüência oportunidades de seu emprego para algumas vertentes tecnológicas. A associação de conjuntos a gás com caldeiras convencionais tendo por fornalha um incinerador de RSM, de acordo com a análise de Otoma et al. (1997), é uma possibilidade a ser considerada. A base para a propositura de tal configuração está no ciclo combinado gás-vapor, sendo que a caldeira de recuperação deste é substituída pela estrutura de geração de vapor composta de incinerador/caldeira/superaquecedor daquele, conforme figura 4.20 (denominado de sistema de *repowering*).



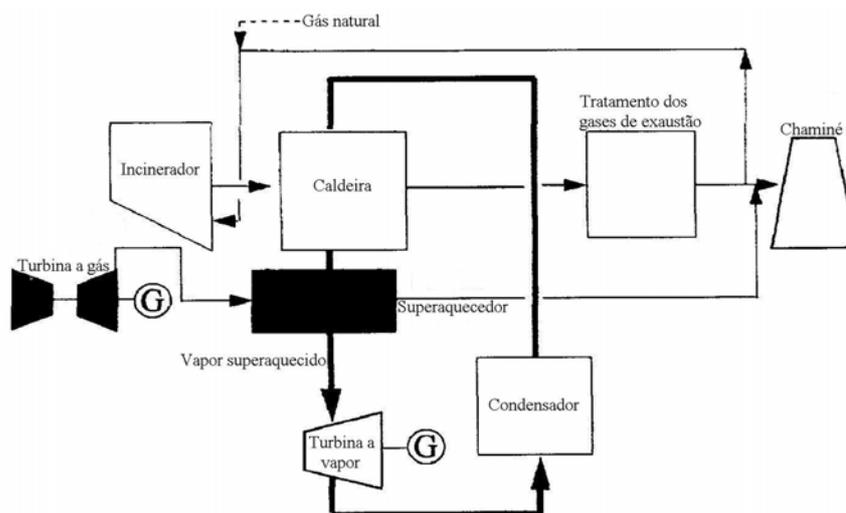
Fonte: Otoma et al. (1997)

Figura 4.20 - Configuração de ciclo combinado com queima de RSM (sistema de *repowering*)

Numa proposta alternativa (chamada de sistema de *repowering/reburning*) emprega-se estrutura similar, porém com a inclusão do recurso da queima

¹¹ O argumento mais forte, segundo Balestieri (2001), para o emprego da biomassa está no fato de se constituir em fonte imediata e relativamente barata de energia, com forte conteúdo ambiental em alguns casos e razoável poder calorífico inferior (algo em torno de 15000 kJ/kg (para resíduos industriais) e 20000 kJ/kg (para muitas espécies vegetais)).

compartilhada¹² (*cofiring*) de gás natural (ver figura 4.21); para ambos os casos, os autores verificaram a possibilidade de emprego de turbinas a gás nas condições expressas na tabela 4.10.



Fonte: Otoma et al. (1997)

Figura 4.21 - Configuração de ciclo combinado com queima de RSM e *cofiring* de gás natural (sistema de *repowering/reburning*)

Tabela 4.10 - Características dos sistemas de geração com RSM

Potência da turbina a gás (MW)	Pressão do vapor (MPa)	Temperatura do vapor (°C)
6	3,2	320
15	4,8	370
40	6,2	420

Fonte: Otoma et al. (1997)

Os processos de gaseificação se traduzem, em termos tecnológicos, em sistemas conhecidos na literatura como IGCC ou ciclo combinado com gaseificação integrada (*integrated gasification combined cycle*) (Balestieri, 2001). A gaseificação associada a tais ciclos tem sido conduzida principalmente para biomassas (vegetais ou resíduos) e carvão, o primeiro por sua característica de fonte energética renovável e o segundo pela sua abundância e emprego extensivo nos Estados Unidos, dando origem aos termos derivados BIGCC (*biomass*) e CIGCC (*coal*).

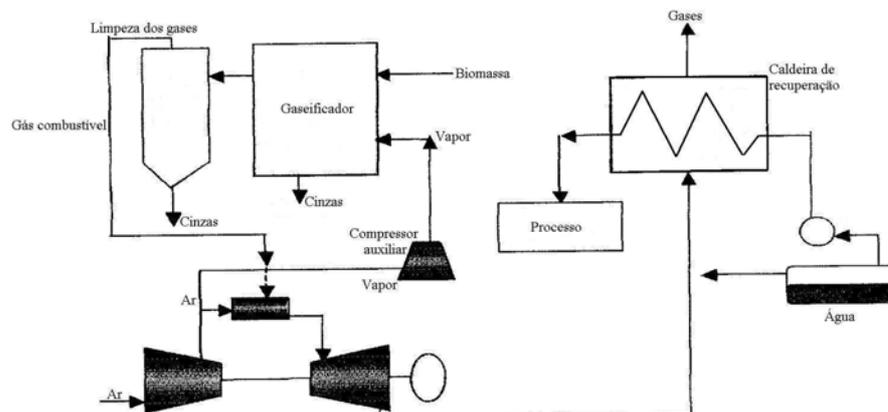
¹² No entender de Tillman (2000), a queima compartilhada é a prática de suplementar um combustível tomado por base do sistema térmico com outro combustível não similar.

De acordo com Joshi e Lee (1996), nos ciclos CIGCC o gaseificador recebe tanto o carvão enviado pelo sistema de preparação e moagem quanto o oxidante, cedido pela unidade de tratamento de ar, e o gaseifica por processo de oxidação e redução, que envolve também uma parcela de vapor. O gás ali produzido apresenta temperatura entre 537°C e 1427°C e deve ser tratado para remoção de particulados e resíduos de enxofre face à presença desse elemento em uma grande diversidade de carvões; a limpeza dos gases pode ser com resfriamento (CGCU, *cooling gas clean up*) ou sem resfriamento (HGCU, *hot gas clean up*). Um lavador de enxofre remove esse elemento do gás produzido e o processa para que se torne um produto a ser comercializado. Se comparada às unidades convencionais a vapor com queima de carvão, a tecnologia CIGCC apresenta vantagens quanto à limpeza de gases por ser mais fácil a remoção dos resíduos de enxofre de um fluxo de gás pressurizado do que na condição atmosférica. Como não se injeta calcário no sistema CIGCC para remoção de enxofre, os resíduos sólidos do gaseificador podem ser comercializados; a eficiência nesse ciclo está na ordem de 46% (Lozza, Chiesa e Devita, 1996).

No sistema de gaseificação de biomassas, Larson (1993) assinala o fato de o sistema pressurizado gerar um gás com temperatura na ordem de 900°C, o qual é parcialmente resfriado e limpo por meio de filtros cerâmicos ou sinterizados antes de ser enviado para queima; a gaseificação pressurizada evita perdas energéticas associadas à compressão do gás resultante do processo, e sua limpeza em temperaturas entre 300°C e 400°C (para condensar vapores de álcalis) evita as penalidades de custo e eficiência que um lavador a úmido de gases poderia adicionar.

Por outro lado, a alimentação de biomassa no gaseificador em um sistema pressurizado apresenta dificuldades maiores que em condições atmosféricas. Balestieri (2001) sinaliza para experiências que vêm sendo conduzidas com sistema de gaseificação atmosférica em associação com turbinas a gás de até 50 MW de potência elétrica, apresentando perda de eficiência que pode ser compensada pela facilidade operacional e redução nos custos de investimento com tal alternativa. Em associação com turbinas a gás, o sistema de

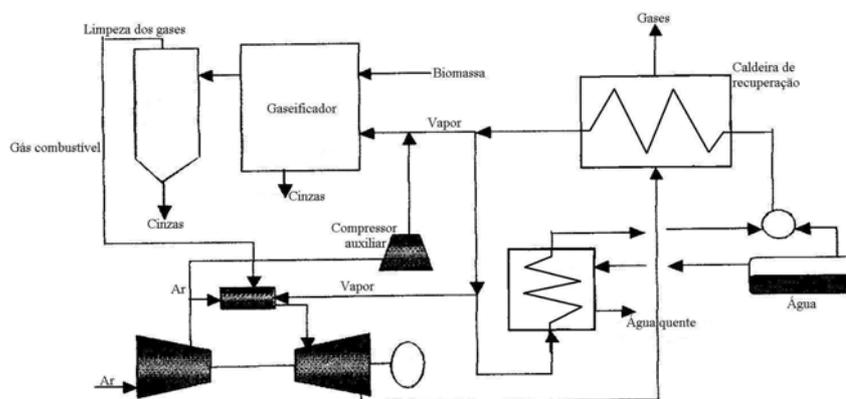
gaseificação recebe a sigla CIGGT (*coal integrated gasification gas turbine*) ou BIGGT (*biomass integrated gasification gas turbine*); a figura 4.22 ilustra este último conceito.



Fontes: Larson (1993); Balestieri (2001)

Figura 4.22 - Ilustração de ciclo BIGGT

A composição do sistema BIGGT com o STIG resulta no sistema BIG-STIG, tecnologia esperada para um horizonte de médio prazo (Larson e Williams, 1990), cuja ilustração consta da figura 4.23; um sistema equivalente, imaginado para longo prazo, seria o BIG-ISTIG, com resfriamento intermediário. De acordo com Larson (1993), os sistemas BIG-STIG são caracterizados pela elevada eficiência e baixo custo esperado de investimento na faixa entre 5 e 100 MW, ou ao menos competem com sistemas a vapor convencionais operando em modo de co-geração; a tabela 4.11 reproduz os resultados apresentados por Larson (1993) acerca das características técnicas e econômicas de sistemas que empregam conjuntos a gás à disposição no mercado, comparativamente com ciclo a vapor de condensação e extração (CEST, *condensing extraction steam cycle*), os quais demonstram tal afirmação.



Fonte: Larson e Williams (1990)

Figura 4.23 - Unidade BIG-STIG

Tabela 4.11 - Características de sistemas de geração empregando biomassa

Sistemas	Desempenho no modo de co-geração:				Desempenho para máxima capacidade de produção elétrica		Custo de investimento instalado (1990 - US\$/kW)
	Eletricidade		Máxima produção de vapor		potência elétrica (MW)	eficiência	
	potência elétrica	eficiência	vazão de vapor	eficiência			
	(MW)	(%)	(kg/h)	(%)	(MW)	(%)	
	15% de umidade no combustível						
BIG-ISTIG							
(LM 8000)	97	37,9	76200	25,4	111,2	42,9	910
BIG-STIG							
(LM 5000)	39	31,3	47700	30	51,5	35,6	1170
(LM 1600)	15	29,8	21800	33,8	20	33	1440
(LM 38)	4	29,1	5700	32,4	5	33,1	1920
	50% de umidade no combustível						
BIG-STIG	38,3	29,5	47700	28,9	50,8	33,5	1271
CEST	37	10	319000	52,1	77	20,9	1580

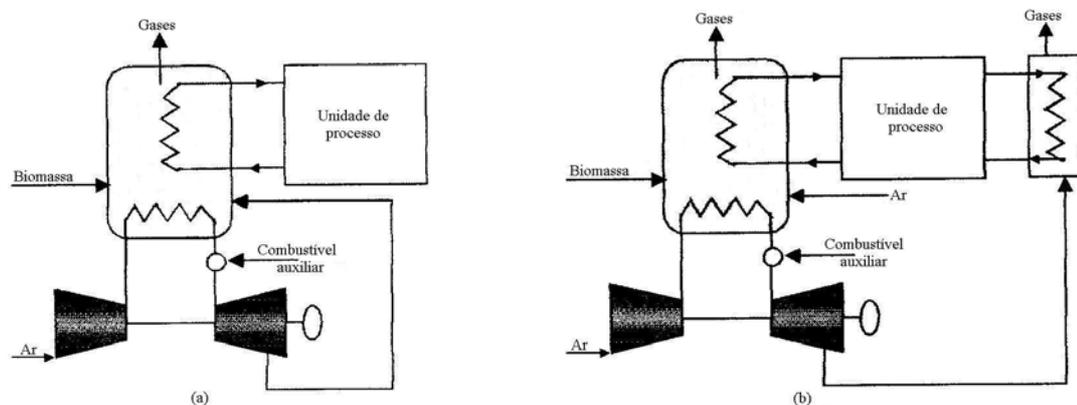
Nota: eficiências relativas ao poder calorífico superior dos combustíveis.

Fonte: Larson (1993)

A proposta contida no trabalho de Eidensten, Yang e Svedberg (1996) pode ser entendida como um contraponto ao sistema de gaseificação de carvão ou biomassas anteriormente apresentado; com essa alternativa, uma unidade de combustão atmosférica e um trocador de calor para fluidos com elevada temperatura são responsáveis pela transferência de calor para o fluido de trabalho, em substituição à câmara de combustão do conjunto a gás convencional ou em ciclo aberto, o que se traduz em elevada flexibilidade para queima de múltiplos combustíveis.

Segundo os mesmos autores, a gaseificação com queima externa não demanda o emprego de HGCU para proteção dos componentes da turbina a gás dos elementos corrosivos e abrasivos presentes no combustível; nessa tecnologia, a turbina a gás opera com ar limpo e aquecido, nunca exposto aos gases eliminados pela conversão do combustível na unidade de combustão. O trocador de calor existente na unidade de combustão eleva a temperatura do ar até a temperatura de entrada da turbina a gás (TIT, *turbine inlet temperature*).

As duas configurações apresentadas na figura 4.24 são aquelas assumidas como adequadas para a associação dessa tecnologia à prática da co-geração; caso a temperatura do ar não alcance o nível esperado para a TIT, um combustor auxiliar pode ser acionado, queimando gás natural ou GLP (gás liquefeito de petróleo) até que a malha de controle de temperatura identifique a nova condição. Para a co-geração, o calor dos gases de escape pode ser recuperado na forma de vapor para uso em uma unidade consumidora ou para acionar uma turbina a vapor (figura 4.24a), assim como se pode gerar água quente na unidade paralela para emprego em aquecimento distrital (figura 4.24b).



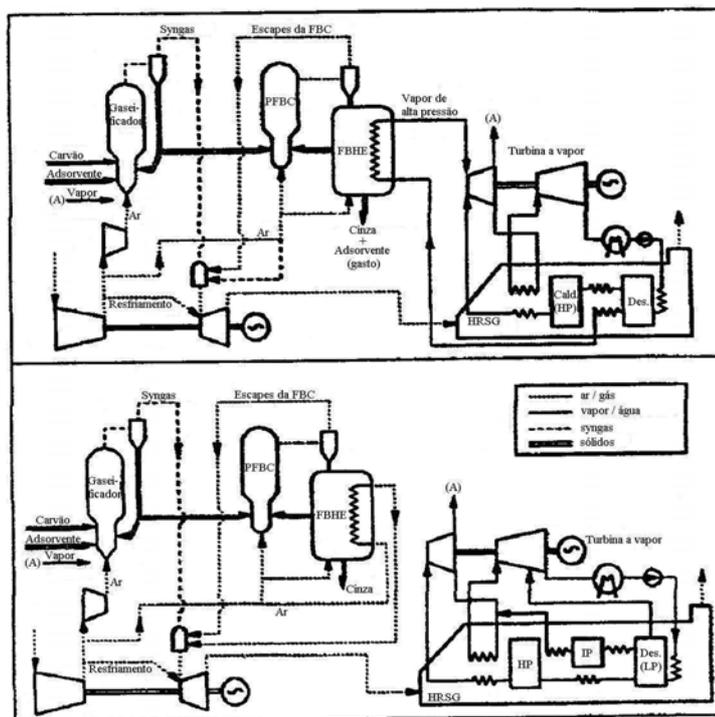
Fonte: Eidensten, Yang e Svedberg (1996)

Figura 4.24 - Unidade de gaseificação externa: (a) serial e (b) paralela

Uma outra abordagem a ser incluída neste item é a proposta de gaseificação parcial associada à combustão em leito fluidizado (PGFBC, *partial gasification fluidized bed combustion*) apresentada por Lozza, Chiesa e Devita (1996); com base nesse conceito, um combustível sintético é gerado por

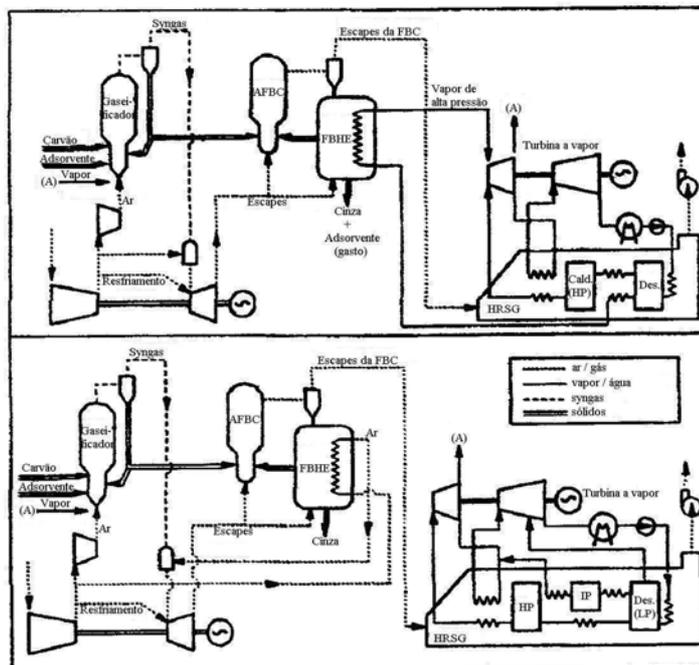
gaseificação parcial e enviado para um combustor, o que permite o emprego de conjuntos a gás avançados, e os resíduos de carvão não-convertido da gaseificação parcial são enviados para a caldeira de leito fluidizado, fornecendo calor para o ar de combustão ou para o vapor.

Para a análise desta configuração, o parâmetro “taxa de conversão de carvão no gaseificador”, GCCR (*gasification carbon conversion ratio*), é um importante elemento; definido como a razão (em peso) entre o carvão convertido no gaseificador nos componentes do gás (*syngas*), em especial CO e CO₂, e o total de carvão fornecido, esse valor varia de 0 para a unidade de leito fluidizado pressurizado (PFBC) à 1 para IGCC, com valores intermediários para o sistema PGFBC. De acordo com os autores, os sistemas de gaseificação parcial, mesmo quando incluem ciclos a vapor ou baixo GCCR, podem superar a eficiência prevista para o ciclo IGCC, podendo alcançar até 52%. As figuras 4.25 e 4.26 ilustram os esquemas da tecnologia PGFBC, respectivamente, para sistemas pressurizados e atmosféricos, resfriados a ar ou a vapor.



Fonte: Lozza, Chiesa e Devita (1996)

Figura 4.25 - Sistema PGFBC com caldeira pressurizada (superior: resfriado a vapor; inferior: resfriado a ar)



Fonte: Lozza, Chiesa e Devita (1996)

Figura 4.26 - Sistema PGFBC com caldeira atmosférica (superior: resfriado a vapor; inferior: resfriado a ar)

As conclusões de Lozza, Chiesa e Devita (1996) acerca da viabilidade da tecnologia PGFBC são positivas, com eficiência de conversão significativamente maior (5% à 6% superior) que o ciclo IGCC, que por sua vez é mais eficiente que os sistemas que envolvem ciclos de baixa temperatura, como centrais térmicas com carvão pulverizado e unidades PFBC sem gaseificação. As razões para essa superioridade seriam a redução ou eliminação de perdas típicas dos ciclos IGCC, como a separação de ar e resfriamento do gás gerado. Além disso, acreditam os autores que o ciclo IGCC permanecerá como um dos mais atrativos para combustíveis de baixa qualidade, em especial por sua capacidade de retenção de enxofre.

Na seqüência da classificação estabelecida por Heppenstall (1998), destacam-se agora os ciclos com turbinas a gás que são classificados pelo autor como *bottoming*, quais sejam:

- ciclos combinados¹³;
- ciclo Kalina.

O ciclo Kalina, por sua vez, consiste em um sistema com múltiplos componentes no que diz respeito ao fluido de trabalho, em que água e amônia circulam juntas em um mesmo fluxo; de acordo com Heppenstall (1998), esse sistema seria o arranjo com possibilidade de superar as limitações termodinâmicas e de transferência de calor da eficiência das caldeiras de recuperação do ciclo STIG pelo emprego de uma mistura água e amônia.

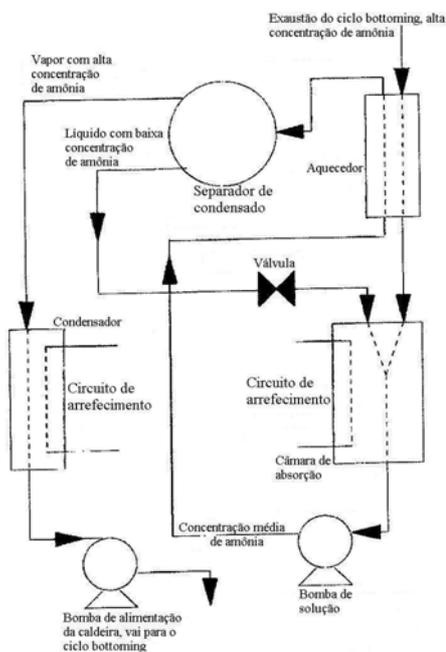
Conforme a figura 4.27, há dois estágios de condensação: no primeiro estágio, o fluxo de gases de exaustão de uma turbina a gás é completamente absorvido em base contínua por um fluido secundário na fase líquida e o calor de absorção é dissipado na água de resfriamento do condensador. O fluido secundário é uma mistura água-amônia de composição diferente daquela do fluxo de saída da turbina; seguindo o processo de absorção, a mistura do fluido secundário mais o fluxo de saída da turbina é pressurizada. Como fase líquida está sendo comprimida, pouca potência de bombeamento é necessária; o fluido pressurizado é aquecido pelo fluxo de saída da turbina e leva o fluido de trabalho da mesma à ebulição.

Pela proposta de Ibrahim e Kovach (1993), os gases de exaustão de uma turbina a gás são utilizados para o superaquecimento da mistura água-amônia em uma caldeira de recuperação (ver figura 4.28); comentários acerca de seu funcionamento são descritos na seqüência.

Um fluxo rico em água, oriundo do separador, é injetado na linha de retorno da turbina a vapor, antes do condensador, reduzindo o conteúdo de amônia com o conseqüente aumento da temperatura do ponto de ebulição do fluido de trabalho. As vantagens relativas entre o ciclo Kalina descrito e um ciclo a vapor convencional seriam o aumento entre 10% e 20% na eficiência termodinâmica, considerando operação em condições similares; possível redução na emissão de

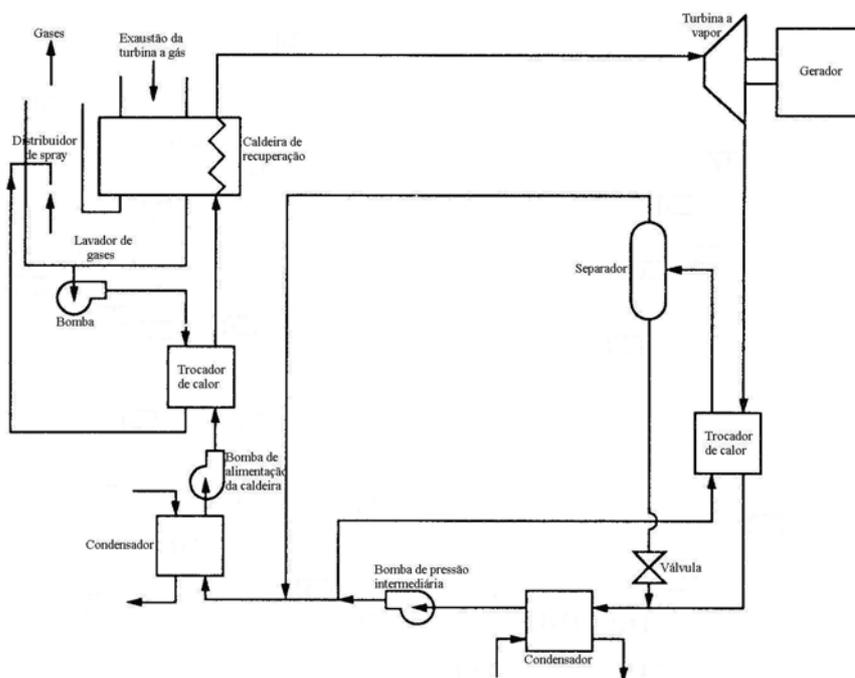
¹³ O termo ciclo combinado é um termo genérico que diz respeito à associação de dois sistemas de geração em cascata, sendo uma unidade superior *topping* responsável pela entrega de parcela aproveitável de energia para a unidade superior *bottoming* (Balestieri, 2001).

sub-produtos do processo de combustão, como o SO_2 ; redução da poluição térmica da água de circulação nos condensadores.



Fonte: Heppenstall (1998)

Figura 4.27 - O arranjo da condensação num ciclo Kalina



Fonte: Ibrahim e Kovach (1993)

Figura 4.28 - Ciclo Kalina proposto para geração de energia

De acordo com Heppenstall (1998), a eficiência suposta para o ciclo Kalina é da ordem de 58,8%, o que viria a ser cerca de 2% melhor que os melhores ciclos a vapor; o possível competidor para este ciclo seria o ciclo combinado gás-vapor. Como os menores custos de investimento em geral apresentam maior ênfase do que elevadas eficiências, além do fato de o ciclo Kalina apresentar uma elevada complexidade mecânica, o ciclo STIG pode ser favorecido para sistemas de baixa capacidade, comparativamente ao ciclo Kalina, apesar de as vantagens econômicas permanecerem com os ciclos combinados.

CAPÍTULO 5 - PROPOSIÇÃO DE UM MODELO PARA O CÁLCULO DE CUSTOS AMBIENTAIS

5.1 - INTRODUÇÃO AO ESTUDO DA OTIMIZAÇÃO

5.1.1 - Um breve histórico

As usinas termelétricas, de uma forma ou de outra, têm sido construídas por mais de um século; entretanto, no começo não havia qualquer preocupação na alteração de parâmetros de projeto ou operacionais no intuito de se buscarem as melhores condições para a resolução (otimização) de certos problemas.

Segundo Frangopoulos (1983), as primeiras publicações sobre otimização de sistemas energéticos apareceram na década de 1940. Tal demora, no entanto, atribui-se a várias razões, sendo talvez as mais importantes:

- a abundância de recursos (combustíveis) com baixos preços;
- a complexidade das usinas termelétricas;
- a falta de modelos matemáticos adequados para a otimização de sistemas complexos;
- a não-disponibilidade de computadores capazes de trabalhar com o enorme número de variáveis envolvidas.

Mesmo assim, somente o aumento do preço do barril de petróleo, há três décadas, e o despertar da conscientização de que os combustíveis fósseis seriam recursos finitos foram razões suficientes para forçar uma tentativa mais sistemática de emprego da otimização em prol de alguma melhoria no sistema que se está analisando. Como resultado, nas três últimas décadas muitos pesquisadores abordaram esse tema e um número significativo de artigos foi publicado, sendo que a maioria desses autores tinha por propósito vencer as principais dificuldades encontradas na tentativa de se otimizar sistemas energéticos, quais sejam:

- como lidar com os sistemas complexos que apresentam centenas de componentes interdependentes e milhares de variáveis;

- qual é o modelo matemático que representa de forma mais apropriada o desempenho do sistema;
- como avaliar rápida e precisamente o efeito de um certo parâmetro sobre o desempenho do sistema, sem resolver o problema de otimização por inteiro.

Este capítulo, primeiramente, revisa alguns modelos de otimização envolvidos ou não diretamente com o cálculo (e/ou “internalização”) de custos ambientais, para em seguida, através de uma reflexão mais apurada, se propor um modelo que avalie, no Capítulo 6 e dentro de uma análise de cenários, perspectivas de se fazer a co-geração com RSM sob a ótica da gestão ambiental, utilizando, assim, os elementos e as tecnologias antipoluição encerrados nos Capítulos 3 e 4 desta Tese de Doutorado, respectivamente.

5.1.2 - Modelos de otimização

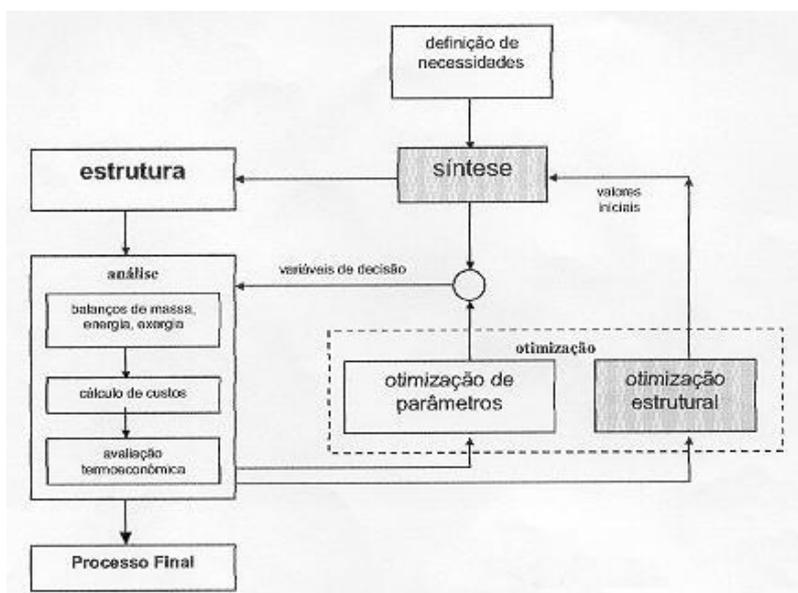
Os modelos de otimização constituem uma importante contribuição para a geração de alternativas de configurações e para a interpretação das relações que se estabelecem entre os componentes. A modelagem de sistemas energéticos a partir das equações básicas da Termodinâmica permite a simulação operacional de tais unidades numa faixa de valores pertinente para os parâmetros assumidos como variáveis de decisão. Esta abordagem pode ou não estar associada ao emprego de modelos de otimização, caso no qual pode ter por objetivo minimizar os custos operacionais ou as irreversibilidades do sistema como um todo, assim como pode primar pela maximização do benefício líquido do projeto. A análise por meio da 2^a Lei da Termodinâmica, associada à análise econômica, ganhou difusão nas últimas duas décadas e é hoje conhecida como análise termoeconômica ou exergoeconômica.

De acordo com Balestieri et al. (1999), os modelos de otimização conduzem a solução do problema a resultados ótimos que, no entanto, dependerão da função objetivo definida, assim como das restrições estipuladas. A complexidade da solução será maior se múltiplos objetivos, conflitantes, são definidos; a escolha do modelo mais adequado para cada problema depende de suas características e dos objetivos perseguidos. Os autores comentam também

acerca da necessidade de uma distinção entre sua aplicação no projeto e na operação (conforme figura 5.1):

- *otimização estrutural ou de projeto*: a relação dos equipamentos selecionados na fase de síntese e/ou suas interconexões são alteradas de modo a se obter um projeto superior;

- *otimização de parâmetros*: as variáveis de interesse na análise, assim como as variáveis de decisão de vários pontos do sistema são determinadas, ao menos aproximadamente, com a intenção de se satisfazer certos objetivos.



Fontes: Bejan, Tsatsaronis e Moran (1996); Balestieri (2001)

Figura 5.1 - Estruturação dos modelos termoeconômicos

Aplicado aos sistemas energéticos de co-geração, quer seja no âmbito do projeto quanto da operação, verifica-se a existência de duas vertentes, sendo a dos modelos termoeconômicos aquela que maior destaque vem apresentando no meio acadêmico, talvez devido a sua maior difusão. Uma distinção deve, portanto, ser feita entre essas duas categorias de modelos de otimização, que se classificam como de otimização matemática e termoeconômica (Balestieri, 2001).

Os modelos de otimização matemática são de conceito mais amplo e se prestam à solução de uma grande variedade de problemas, os quais devem ser

equacionados de acordo com as restrições físicas e termodinâmicas, dentre outras, as quais podem interferir no comportamento do objeto de estudo. Aplicados ao projeto de sistemas de co-geração, os modelos de otimização matemática permitem buscar a configuração mais adequada para um certo problema, na fase de síntese do projeto, do ponto de vista de um conceito ótimo (quando há uma função objetivo) ou eficiente (múltiplas funções objetivo), identificando soluções a serem consideradas num estudo mais aprofundado, com a necessária análise para adequação à realidade física (escolha de máquinas comerciais, custos de instalação ou operação mínimos, por exemplo), assim como na seleção e definição das condições operacionais ótimas das centrais de geração disponíveis.

Na análise termoeconômica, as metodologias até então desenvolvidas podem ser classificadas em dois grupos, de acordo com seus objetivos (Valero et al., 1994; Balestieri, 2001):

- *otimização dos parâmetros de projeto*: desenvolvida principalmente por Tribus, Evans e seguidores, como Frangopoulos e von Spakovsky, é destinada a buscar a otimização de variáveis importantes do projeto de sistemas energéticos a partir de uma configuração (estrutura produtiva) previamente definida, com o propósito de encontrar os valores (ótimos) para as variáveis de projeto (temperaturas, pressões, composição química dos fluxos; tipo, forma e tamanho de equipamentos, materiais, etc) que minimizem os custos dos produtos finais;

- *alocação de custos para fluxos internos e produtos*: proposta por Valero, Lozano e Tsatsaronis com vistas a determinar a partição dos custos de produção das diversas formas de energia por critérios qualitativos, através da 2ª Lei da Termodinâmica. Esta abordagem também requer, explícita ou não, a definição de uma estrutura produtiva.

5.2 - O ESTADO DA ARTE

5.2.1 - Metodologias exergoeconômicas

De acordo com Balestieri (2001), a Termoeconomia é um tema da Engenharia Térmica que envolve análise termodinâmica baseada na 2ª Lei (a

análise exergetica), princípios de análise econômica e fundamentos de otimização matemática (quase sempre apresentada sob a ótica da programação não-linear), de modo a prover ao projetista ou operador do sistema informações não disponíveis por meio das análises energética e econômica convencionais. El-Sayed e Evans (1970) atribuem à Tribus e Evans o primeiro emprego do termo “termoeconomia” em trabalho da década de 1960.

Realmente, a história moderna da termoeconomia começa no final da década de 1950 com os trabalhos pioneiros de M. Tribus e R. B. Evans, da Universidade da Califórnia em Los Angeles (EUA), e de R. A. Gaggioli e de E. F. Obert, da Universidade de Wisconsin em Madison (EUA). Em 1970, um trabalho de Y. M. El-Sayed (então professor da Universidade Assiut, no Egito) e R. B. Evans constituiu-se na primeira formulação matematicamente rigorosa da termoeconomia (Cerqueira, 1999).

As décadas de 1980 e 1990 representam um período de florescimento da área, com o desenvolvimento e a aplicação de metodologias termoeconômicas à análise, projeto e otimização de sistemas térmicos. Nesta fase, destacam-se os trabalhos de A. Valero e M. A. Lozano, na Universidade de Zaragoza (Espanha), G. Tsatsaronis, na Universidade do Tennessee (EUA) e posteriormente na Universidade Tecnológica de Berlim (Alemanha), C. A. Frangopoulos na Universidade Nacional Técnica de Atenas (Grécia) e M. R. von Spakovsky na Escola Politécnica Federal de Lausanne (Suíça) e posteriormente no Instituto Politécnico de Virginia (EUA).

Com isso, as análises puramente exergeticas têm cedido espaço para os modelos termoeconômicos; de acordo com Tuna¹ (apud Balestieri, 2001), as primeiras propostas de análise de sistemas energéticos, baseadas em métodos exergeticos, remontam à década de 1920, com o trabalho de Goodenough intitulado *Lost Kilowatts*, apesar de o trabalho de Keenan, de 1932, que adotava o conceito de exergia (disponibilidade) para análise de custos, ter contado com

¹ TUNA, C. E. **Um método de análise exergoeconômica para otimização de sistemas energéticos**. 1999. 151f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá apud BALESTIERI, J. A. P. **Avaliação tecnológica e metodológica para o planejamento de centrais de co-geração**. 2001. 154f. Relatório (Pós-Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

maior aceitação e praticamente resgatar o trabalho anterior. O termo exergia foi introduzido por Rant em 1956, na Alemanha, sendo que Evans e seguidores utilizaram o termo essergia num contraponto ao termo alemão (Evans, 1980; Frangopoulos, 1987a).

A associação de fundamentos de 2ª Lei e elementos de análise econômica deu origem à análise termoeconômica, também chamada de exergoeconômica, por parte de muitos autores. Esta abordagem pode estar ou não associada ao emprego de modelos de otimização, caso no qual pode ter por objetivo minimizar os custos operacionais, os valores das externalidades ambientais e sociais, os custos de redução das emissões de poluentes ou as irreversibilidades do sistema como um todo, assim como pode primar pela maximização do benefício líquido do projeto ou sua confiabilidade.

5.2.1.1 - As análises pelo custo exerético

Segundo Bejan, Tsatsaronis e Moran (1996), a contabilidade de custos em uma empresa está relacionada com a determinação do valor real dos custos de produtos e serviços, ao estabelecimento de uma base racional para a definição dos preços dos mesmos produtos e serviços, a definição de uma forma de alocação e controle dos gastos e a provisão de informações para avaliação e tomada de decisões. Isso é feito com base no balanço de custos, formulado para um sistema geral operando em regime permanente:

$$\dot{C}_{P,\text{total}} = \dot{C}_{F,\text{total}} + \dot{Z}_{I,\text{total}} + \dot{Z}_{OM,\text{total}} \quad (5.1)$$

sendo P os produtos (*products*), F os insumos (*fuels*), I os custos de investimentos e OM os custos de operação e manutenção.

Como a exergia mede o valor termodinâmico real de seus efeitos e os custos somente podem ser associados à *commodities* de valor, seu emprego é mais correto como base de custos; sejam:

$$\dot{C}_s = c_s \dot{E}x_s = c_s \left(\dot{m}_s \text{exe}_s \right) \quad (5.2)$$

$$\dot{C}_e = c_e \dot{E}x_e = c_e \left(\dot{m}_e \text{exe}_e \right) \quad (5.3)$$

$$\dot{C}_w = c_w \dot{W} \quad (5.4)$$

$$\dot{C}_q = c_q \dot{E}x_q \quad (5.5)$$

O balanço de custos se reduz a: “a soma dos custos associados aos fluxos de exergia que saem é igual à soma dos custos associados aos fluxos de exergia que entram com os custos de investimento e operação/manutenção”, isto é:

$$\sum_s \dot{C}_s + \dot{C}_w = \dot{C}_q + \sum_e \dot{C}_e + \dot{Z}_I + \dot{Z}_{OM} \quad (5.6)$$

Fazendo $SC = \dot{Z}_I + \dot{Z}_{OM}$, para o k-ésimo componente ter-se-á:

$$\sum_s c_{s,k} \dot{E}x_{s,k} + c_{w,k} \dot{W}_k = c_{q,k} \dot{E}x_{q,k} + \sum_e c_{e,k} \dot{E}x_{e,k} + SC \quad (5.7)$$

A aplicação do balanço de custos recai na tomada de decisões acerca da partição de custos, principalmente nos sistemas de co-geração, que geram dois produtos distintos, calor e eletricidade, em que a maior ou menor valorização de cada um deles pode ou não viabilizar sua produção para venda. As análises pelo custo exergético e pelo custo exergoeconômico, segundo Balestieri (2001), apresentam uma “fotografia” da configuração proposta, em termos de custos de cada fluxo, que não representam os melhores valores (ou ótimos), mas apenas a realidade expressa por um certo conjunto de condições impostas ao problema.

Há diversos critérios para partição de custos, dos quais apresentar-se-á apenas os que são considerados mais adequados em termos de aderência da formulação ao problema real (Balestieri, 2001; Holanda e Balestieri, 2001):

- *método de extração*: neste método se supõe que toda a exergia cedida pelo vapor que entra na turbina (ou pelos gases de escape, numa turbina a gás) deve ser atribuída integralmente à parcela de calor que dela se extrai; em outras palavras, como o objetivo da turbina é gerar potência, a eletricidade é responsável pelo

custo do equipamento e pela variação dos fluxos de exergia entre as seções de entrada e saída.

- *método da igualdade*: neste método se supõe que o custo exergético unitário da parcela eletromecânica seja equivalente ao da parcela de calor que dela se extrai.

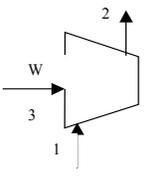
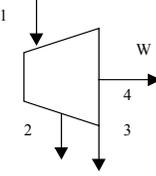
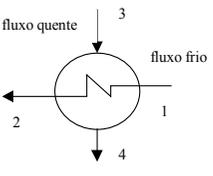
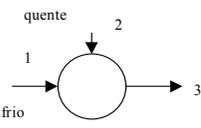
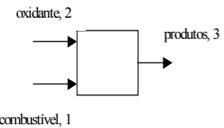
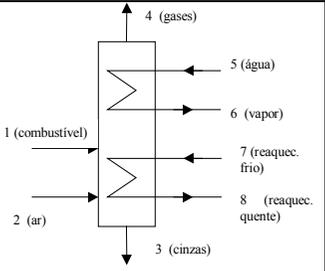
Para o cálculo dos valores de exergia e de custo exergético associados a cada um dos componentes deve-se proceder de antemão uma análise energética e exergética; os custos de investimento e de operação/manutenção de cada um dos componentes podem ser calculados com base em diversas equações propostas na literatura.

A tabela 5.1 apresenta as relações de custo exergético do produto e do insumo e as relações auxiliares para alguns componentes selecionados, para operação em regime permanente; tais relações são importantes para a aplicação dos vários métodos de análise termoeconômica, ainda que com distinções em termos de atribuição de custos, considerando-se que todos mantenham igualdade de abordagem no aspecto exergético.

Pela Teoria do Custo Exergético (TCE), elaborada pelos Professores Antonio Valero e Miguel Lozano, da Universidade de Zaragoza (Espanha), pode-se obter o custo de todos os fluxos que se inter-relacionam com uma estrutura formada por um certo sistema, cujos limites tenham sido definidos e com um nível de agregação que especifica os subsistemas que o compõe. A relação entre os fluxos (m fluxos) e componentes (n componentes) se estabelece mediante uma matriz de incidência A (n,m); os elementos a_{ij} da matriz A assumem valores $+1$ quando o fluxo j entra no subsistema i , -1 quando o abandona e 0 quando não existe relação física entre eles (Lozano e Valero, 1993).

Conforme a TCE, dada uma certa configuração proposta a título de atendimento das necessidades energéticas de um certo processo, as etapas para que sejam avaliados os custos exergéticos e exergoeconômicos são (Valero e Lozano, 1994):

Tabela 5.1 - Taxas de exergia e relações auxiliares de custo para componentes selecionados

Componente	compressor, bomba ou ventilador	turbina ou expansor	trocador de calor	unidade de mistura	gaseificador ou câmara de combustão	caldeira
Esquema						
Exergia dos Insumos (F)	W	$Ex_1 - Ex_2 - Ex_3$	$Ex_3 - Ex_4$	$Ex_1 + Ex_2$	$Ex_1 + Ex_2$	$(Ex_1 + Ex_2) - (Ex_3 + Ex_4)$
Exergia dos Produtos (P)	$Ex_2 - Ex_1$	W	$Ex_2 - Ex_1$	Ex_3	Ex_3	$(Ex_6 - Ex_5) + (Ex_8 - Ex_7)$
Custo dos Insumos	$C_2 - C_1$	C_W	$C_2 - C_1$	C_3	C_3	$(C_6 - C_5) + (C_8 - C_7)$
Custos dos Produtos	C_W	$C_1 - C_2 - C_3$	$C_3 - C_4$	$C_1 + C_2$	$C_1 + C_2$	$(C_1 + C_2) - (C_3 + C_4)$
Relações adicionais	----	$c_2 = c_3 = c_1$	$c_4 = c_3$	----	----	$\frac{C_6 - C_5}{Ex_6 - Ex_5} = \frac{C_8 - C_7}{Ex_8 - Ex_7}$
Variável calculada pelo balanço de custo	c_2	c_W	c_2	c_3	c_3	c_6 ou c_8

Nota: para simplificar apresentaram-se os elementos de exergia e de custo sem anotação da unidade de tempo.

Fontes: Bejan, Tsatsaronis e Moran (1996); Balestieri (2001)

A) *definição da estrutura lógica da instalação*: esta etapa compreende:

- elaborar diagrama de fluxos com desagregação em subsistemas ou equipamentos;
- determinar a matriz de incidência A (n,m) associada a esse diagrama;
- definir o conceito de eficiência pela construção da tabela de insumos (F - *fuels*), produtos (P - *products*) e perdas (L - *losses*) que se tem em cada componente em função de suas características e do papel que desempenha no processo construtivo global (consultar sempre que necessário a tabela 5.1). Os insumos são os elementos que se fornece aos componentes para que os mesmos possam gerar um produto (logo, os produtos são os elementos que se deseja obter dos componentes); as perdas são os fluxos que não têm serventia e são eliminados (gases de chaminé, calor perdido, por exemplo).

B) *cálculo das exergias de todos os fluxos*: se o objetivo da análise é realizar uma auditoria do funcionamento real da instalação, deverão ser medidas/estimadas as propriedades necessárias (vazões, pressões, temperaturas, potências e calores cedidos) para calcular a exergia dos fluxos;

C) *aplicação das regras de associação de custos exergéticos*: com elas se obtém a matriz de custos \underline{A} do sistema e o vetor de valores externos \underline{Y}^* ; pela multiplicação da matriz inversa \underline{A}^{-1} pelo vetor \underline{Y}^* obtém-se os custos exergéticos;

D) *aplicação das regras de associação de custos exergoeconômicos*: com base na mesma matriz \underline{A} e no vetor de custos externos \underline{Z}^* pode-se calcular os custos exergoeconômicos multiplicando-se a matriz inversa \underline{A}^{-1} pelo vetor \underline{Z}^* .

Para a aplicação da TCE, devem ser efetuados inicialmente os balanços de massa, de energia e de exergia, que na forma de matrizes se expressam conforme abaixo indicado:

$$A M = 0 \quad (5.8)$$

$$A E = 0 \quad (5.9)$$

$$A B = 1 \quad (5.10)$$

Obtida a matriz de incidência modificada \underline{A} , a partir do emprego das Proposições que serão apresentadas a seguir, podem ser montadas as expressões matriciais que permitem o cálculo dos custos exergéticos B^* e exergoeconômicos Π :

$$\underline{A}B^* = 0 \Rightarrow \begin{pmatrix} \underline{A} \\ \alpha \end{pmatrix} B^* = \begin{pmatrix} 0 \\ \omega \end{pmatrix} = \underline{Y}^* \Rightarrow B^* = \underline{A}^{-1} \underline{Y}^* \quad (5.11)$$

$$\underline{A}\Pi = \underline{Z} \Rightarrow \begin{pmatrix} \underline{A} \\ \alpha \end{pmatrix} \Pi = \begin{pmatrix} -\underline{Z} \\ \omega_z \end{pmatrix} = \underline{Z}^* \Rightarrow \Pi = \underline{A}^{-1} \underline{Z}^* \quad (5.12)$$

Como a matriz de incidência A (n,m) nunca será uma matriz quadrada (isto é, não haverá possibilidade de operar-se a sua inversão para o cálculo dos custos), devem ser aplicadas as regras de associação de custos; para a execução de tal tarefa, empregam-se 5 proposições (Lozano, Serra e Valero, 1993; Balestieri, 2001):

- *proposição 1*: o custo exergético de um fluxo B^* , insumo F^* ou produto P^* é a quantidade de exergia necessária para produzi-lo, sendo portanto uma propriedade conservativa. Esta proposição permite que sejam formuladas tantas equações de balanço de custo exergético quantos componentes compuserem a instalação. De modo matricial, tem-se:

$$A B^* = 0 \quad (5.13)$$

Se existem m fluxos, são necessárias m equações independentes para encontrar uma solução de compromisso entre as variáveis; como a instalação conta com n componentes, com a proposição (1) já se dispõe de n equações independentes, sendo necessárias $(m-n)$ equações adicionais para a solução.

- *proposição 2*: o custo exergético dos fluxos de entrada da instalação (combustível, ar, água, etc.) é igual à sua exergia.

- *proposição 3*: se um ou mais fluxo(s) de saída de um componente faz(em) parte do mesmo insumo F , deve-se considerar que sua(s) exergia(s) não está(ão) em

jogo e, portanto, seu(s) custo(s) exergético(s) unitário(s) (B^*/B) é(são) idêntico(s) ao custo exergético unitário do fluxo de entrada que o(s) precede(m).

- *proposição 4*: se um componente tem um mesmo produto P formado por vários fluxos, deve-se associar a estes fluxos o mesmo custo exergético unitário. Isto se explica pelo fato de que se dois ou mais produtos podem ser identificados em um mesmo equipamento, seus processos de formação são indistintos no nível de agregação considerado e, portanto, deve-se associar um custo exergético proporcional à exergia que contém.

- *proposição 5*: na ausência de valores externos aos fluxos de perdas (calor cedido ao meio, gases de chaminé, etc) deve-se atribuir custo exergético nulo, já que não apresentam utilidade posterior.

5.2.1.2 - A Exergoeconomia

A metodologia aqui denominada exergoeconômica foi desenvolvida em uma série de trabalhos publicados por G. Tsatsaronis e seus colaboradores a partir da década de 1980 (Tsatsaronis e Winhold, 1985a; 1985b; Tsatsaronis, 1993; Tsatsaronis, Lin e Pisa, 1993; Tsatsaronis et al., 1994; Tsatsaronis e Pisa, 1994; Bejan, Tsatsaronis e Moran, 1996).

Tal como os métodos de análise descritos anteriormente, a metodologia exergoeconômica requer em um primeiro passo a execução das análises termodinâmica e econômica do sistema. Destas análises resultam a identificação e determinação dos fluxos exergéticos, energéticos e materiais e dos custos associados à aquisição e manutenção dos equipamentos; estas informações são utilizadas para construir balanços de custos para cada unidade.

O segundo passo da metodologia consiste em definir se serão utilizadas correntes de exergia totais ou parciais (térmica, mecânica, química), o que depende basicamente do propósito do estudo. A utilização de correntes de exergia totais leva a uma estrutura produtiva mais simples, enquanto a consideração de correntes parciais, além de ser necessária em certos sistemas, fornece um resultado mais detalhado.

No terceiro passo são estabelecidas as equações auxiliares. Observa-se, então, uma evolução ao longo dos anos do método utilizado pelo autor; a metodologia é apresentada a seguir na forma utilizada na análise do problema CGAM (Tsatsaronis, 1993; Tsatsaronis e Pisa, 1994) e duas vertentes metodológicas são abordadas: **custo médio** e **custo específico**.

Ambas as vertentes têm em comum o tratamento dado aos custos dos insumos usados e das perdas. Para o primeiro, considera-se simplesmente o custo de aquisição do insumo; para as perdas, três procedimentos são estabelecidos de acordo com o objetivo da análise:

- *cálculo dos custos dos produtos do sistema*: o método mais simples é assumir que o custo das perdas é zero. Caso haja a necessidade de tratamento posterior dos efluentes (como na dessulfurização de gases de escape) o custo deste pode ser cobrado fixando-se o custo do efluente, que será então negativo.

- *para entender o processo de formação e a distribuição dos custos no sistema*: o custo das perdas é calculado normalmente, para ser utilizado como subsídio na escolha de procedimentos de redução de perdas. Este custo deve, ao final dos procedimento, ser distribuído aos diversos produtos.

- *para otimizar o sistema*: neste caso o custo das perdas é igualado a zero, exceto quando uma corrente deixa o sistema através de uma unidade; aí o custo da perda também deve ser distribuído aos diversos produtos.

Dentre os vários procedimentos possíveis para distribuir custos de perdas entre os produtos do sistema, dá-se preferência à distribuição proporcional ao conteúdo exergético dos produtos. Na análise do problema CGAM, este procedimento é adotado mesmo para o cálculo dos custos dos produtos.

Algumas definições também comuns às duas vertentes são introduzidas aqui por conveniência. O custo específico em base exergética do insumo, custo pelo qual a exergia é fornecida à unidade, e o custo específico em base exergética do produto da unidade k , custo da exergia cedida pela unidade, são determinados através das seguintes expressões:

$$c_{F,k} = \frac{\dot{C}_{F,k}}{\dot{EX}_{F,k}} \quad (5.14)$$

$$c_{P,k} = \frac{\dot{C}_{P,k}}{\dot{EX}_{P,k}} \quad (5.15)$$

A diferença de custo relativa (dcr_k) entre os custos do insumo e do produto de uma unidade k é utilizada para identificar as origens dos custos adicionados na própria unidade, que são o custo da irreversibilidade ($\dot{C}_{Irv,k}$) e o custo de investimento (\dot{Z}_k), que engloba os custos de capital, manutenção e operação dos componentes do sistema. Logo, tem-se que:

$$dcr_k = \frac{c_{P,k} - c_{F,k}}{c_{F,k}} = \frac{\dot{C}_{Irv,k} + \dot{Z}_k}{c_{F,k} \dot{EX}_{P,k}} \quad (5.16)$$

Na determinação do custo da irreversibilidade ($\dot{C}_{Irv,k}$) deve-se utilizar o custo específico do produto, caso o produto da unidade seja fixo, e o custo do insumo, caso este seja estabelecido.

O fator exergoeconômico ($fexerg_k$) é a razão entre o custo de investimento e o custo total de um componente k e, assim, também expressa a porcentagem de contribuição do custo de investimento à diferença de custo relativa (tal fator, segundo Cerqueira (1999), é usado na técnica de aperfeiçoamento exergoeconômico de sistemas energéticos). Desse modo, vem que:

$$fexerg_k = \frac{\dot{Z}_k}{\dot{Z}_k + \dot{C}_{Irv,k}} \quad (5.17)$$

Com relação à vertente do custo médio, não é estabelecida uma metodologia rigorosa para a definição das equações auxiliares. Estas são

diretamente apresentadas, para cada unidade do sistema, levando a resultado análogo ao encontrado pela Teoria do Custo Exergético (Lozano e Valero, 1993).

A vertente do custo específico (Tsatsaronis, 1993; Tsatsaronis e Pisa, 1994), previamente denominada LIFO (*last in, first out*), baseia-se em princípios de contabilidade e procura acompanhar o processo de formação dos custos. Sua denominação original **o último a entrar é o primeiro a sair** resume simplificadamente a regra fundamental da metodologia.

5.2.2 - Os modelos de otimização termoeconômicos e “environômicos”

O modelo termoeconômico proposto por Frangopoulos (1983; 1987a; 1987b; 1990; 1994) está mais perto da realidade por levar em consideração as irreversibilidades decorrentes das perdas de carga entre os principais pontos. Como um crescente da otimização termoeconômica desenvolvida por Tribus, Evans e El-Sayed, a Análise Funcional Termoeconômica (*Thermoeconomic Functional Analysis* - TFA) apresenta duas relevantes contribuições: estende a decomposição do sistema (El-Sayed e Evans, 1970) ao definir a Análise Funcional de sistemas térmicos e aplica o método dos Multiplicadores de Lagrange à sistemas térmicos complexos.

Na TFA uma instalação térmica complexa é entendida como um sistema composto por unidades interrelacionadas; cada unidade tem uma única função (ou produto) que determina sua relação com as demais unidades e com o meio. As unidades podem representar equipamentos, conjunto de equipamentos ou ainda serem virtuais. Dois tipos especiais de unidades virtuais são definidas: as **junções**, em que se agrupam os produtos de duas ou mais unidades, e as **partições**, em que o produto de uma unidade é distribuído à outras unidades.

Os conceitos da TFA se baseiam no estabelecimento: 1) do diagrama funcional²; 2) das relações pertinentes aos componentes; e 3) na formulação da função objetivo e de suas restrições, bem como sua solução. As bases para a construção de diagramas funcionais termoeconômicos estão anunciadas em Balestieri (2001) no que é transcrito abaixo:

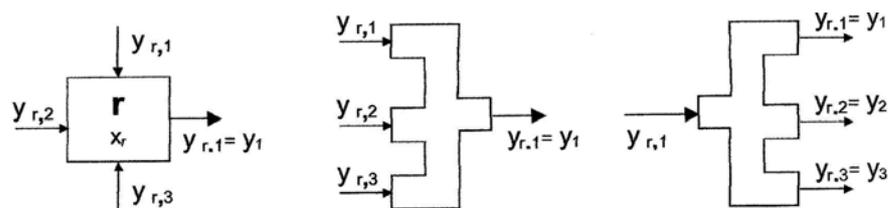
“Na TFA, cada componente de conversão de energia tem uma e apenas uma função primária. (...) Com poucas exceções, a função principal de cada componente de conversão de um sistema térmico é óbvia e um certo número de componentes internos do sistema (não incluindo os componentes de transmissão) será, ao menos inicialmente, consistente com um produto primário por componente de conversão. Este número inicial cresce quando certas características físicas operacionais do sistema térmico requerem um estágio. Entende-se por estágio que um componente, com uma função primária, deve ser decomposto em múltiplos componentes, cada qual com um produto primário, sendo que a soma de todos deve ser igual ao componente original”. Como ilustração, seja uma turbina a vapor com extrações: seu produto primário será a potência de eixo e o fluxo de vapor na entrada e cada uma das saídas de extração será produto secundário.

Uma vez que os componentes do sistema, suas funções e produtos primários são determinados, os próximos dois passos na análise funcional de um sistema térmico requerem a separação dos produtos secundários dos componentes das funções primárias e a determinação dos insumos necessários para cada operação termoeconômica dos componentes. A separação dos produtos secundários pode ser generalizada para o **uso de partições**, uma vez que é preciso que cada componente apresente sua identidade própria; inserindo-se partições com saídas individuais para cada produto secundário, cada um deles fica separado de suas funções. Dessa forma, cada componente do sistema em estudo fica representado por suas funções, os produtos de suas funções e os insumos necessários para o desempenho de suas funções.

O próximo passo consiste em estabelecer interconexões entre todos os componentes do sistema. Tais interconexões introduzem o **uso de junções** auxiliares para agrupar os diferentes insumos para o desempenho de cada função. Como parte deste passo, a vazão em massa principal do sistema térmico, com seus custos associados, é tomada com base para as interações entre os componentes. O resultado de todas as partições e junções está nas interconexões dos componentes, representado pela vazão em massa do fluxo principal, com a vazão em massa dos fluxos secundários sendo apresentada como uma entidade separada das funções dos componentes e de seus insumos e produtos - as partições e junções simplesmente relacionam entidades distintas.

² É tido como a representação gráfica do sistema, elaborada a partir das regras da análise funcional. Neste diagrama, as unidades são representadas por figuras geométricas conectadas por linhas que representam os produtos (com setas indicando sua direção).

A figura 5.2 mostra os três componentes básicos da TFA, isto é, as unidades, as junções e as partições de fluxos; observe que é utilizado o “ponto” para a notação de produto³ e a “vírgula” para a notação de insumo ou entrada de um fluxo.



Fontes: Frangopoulos (1983; 1987a; 1987b; 1994)

Figura 5.2 - Representação de unidades, junções e partições

A composição do diagrama funcional que se apresenta a seguir na figura 5.3, a título de exemplo, é baseada em Frangopoulos (1987b) referente ao ciclo a vapor representado no estudo de caso; sua construção se pauta na condição de impor 4 blocos, um para cada componente principal (1 - caldeira; 2 - turbina a vapor; 3 - condensador e 4 - bomba), 2 junções (5 e 6) e 2 partições (7 e 8), que são necessárias pelo fato de os blocos poderem apresentar apenas uma saída.

Para o estabelecimento das relações entre os componentes do sistema, observe que:

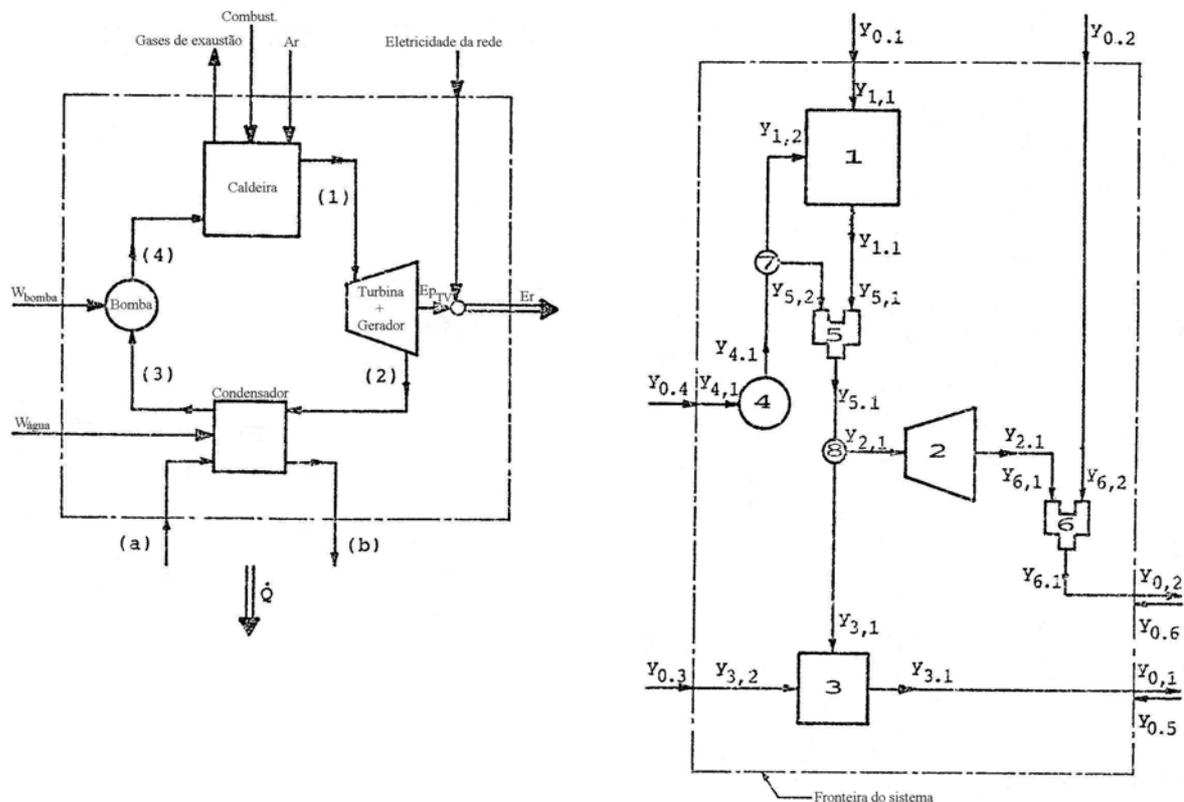
- a prioridade para a caldeira é a geração de vapor vivo, assim como para a turbina a vapor é a geração de potência líquida; para a bomba o mais importante é recalcar água para a caldeira e para o condensador retirar o calor do ciclo. Desse modo:

$$y_{1,1} = \dot{m}_v [\psi_1 - \psi_4 + v_{14} (P_4 - P_1)] \quad (5.18)$$

$$y_{2,1} = E p_{TV} = \dot{m}_v (h_1 - h_2) \eta_{M2} \quad (5.19)$$

$$y_{3,1} = \dot{Q} = \dot{m}_{\text{água}} (h_b - h_a) = \dot{m}_v (h_2 - h_3) = \dot{m}_v T_2 (s_2 - s_3) \quad (5.20)$$

³ Os produtos podem representar correntes (materiais ou não), mas podem também representar encargos devidos à serviços como, por exemplo, a dessulfurização dos gases de escape de uma caldeira.



Fonte: Frangopoulos (1987b)

Figura 5.3 - Diagrama funcional referente ao ciclo a vapor

$$y_{4,1} = \dot{m}_v (\psi_4 - \psi_3) \tag{5.21}$$

$$y_{5,1} = \dot{m}_v (\psi_1 - \psi_3) \tag{5.22}$$

$$y_{6,1} = E_r \tag{5.23}$$

- a primeira parcela de $y_{1,1}$ corresponde à variação de exergia entre a bomba e a caldeira, ao passo que a segunda parcela corresponde à perda de carga entre esses mesmos pontos; as equações referentes as entradas nos diversos componentes são, então, apresentadas:

$$y_{1,1} = \varepsilon_r^{ch} = \frac{\psi_1 - \psi_4}{B \cdot \eta_{III}} \cdot y_{1,1} \tag{5.24}$$

$$y_{1,2} = \dot{m}_v v_{14} (P_4 - P_1) = \frac{v_{14} (P_4 - P_1)}{B} \cdot y_{1,1} \tag{5.25}$$

$$y_{2,1} = \dot{m}_v(\psi_1 - \psi_2) = \frac{1}{\eta_{M2} \cdot \eta_{II2}} \cdot y_{2,1} \quad (5.26)$$

$$y_{3,1} = \dot{m}_v(\psi_2 - \psi_3) = \left(1 - \frac{T_o}{T_2}\right) y_{3,1} \quad (5.27)$$

$$y_{3,2} = \dot{m}_{\text{água}} v_{\text{água}} \text{fcap}_{\text{bomba}} (P_a - P_b) = \frac{v_{\text{água}} \text{fcap}_{\text{bomba}} (P_a - P_b)}{cp_{\text{água}} (T_b - T_a)} \cdot y_{3,1} \quad (5.28)$$

$$y_{4,1} = \dot{W}_{\text{bomba}} = \frac{\dot{m}_v (h_4 - h_3)}{\eta_{M4}} = \frac{1}{\eta_{M4} \cdot \eta_{II4}} \cdot y_{4,1} \quad (5.29)$$

$$y_{5,1} = \dot{m}_v [\psi_1 - \psi_4 + v_{14} (P_4 - P_1)] = \frac{B}{\psi_1 - \psi_3} \cdot y_{5,1} \quad (5.30)$$

$$y_{5,2} = \dot{m}_v [\psi_4 - \psi_3 - v_{14} (P_4 - P_1)] = \frac{\psi_4 - \psi_3 - v_{14} (P_4 - P_1)}{\psi_1 - \psi_3} \cdot y_{5,1} \quad (5.31)$$

$$y_{6,1} = E_{p_{TV}} = R \cdot y_{6,1} \quad (5.32)$$

$$y_{6,2} = E_r - E_{p_{TV}} = (1 - R) y_{6,1} \quad (5.33)$$

Nas expressões anteriores, ψ é o fluxo exergético por unidade de massa:

$$\psi = h - h_o - T_o (s - s_o) \quad (5.34)$$

enquanto que, por conveniência, os símbolos

$$R = \frac{E_{p_{TV}}}{E_r} = \frac{\dot{m}_v (h_1 - h_2) \cdot \eta_{M2}}{E_r} = \frac{\dot{Q}}{E_r} \cdot \frac{(h_1 - h_2) \cdot \eta_{M2}}{h_2 - h_3} \quad (5.35)$$

e

$$B = \psi_1 - \psi_4 + v_{14} (P_4 - P_1) \quad (5.36)$$

são introduzidos.

Note ainda que não há necessidade de existência de uma linha de conexão entre os componentes 3 e 4 para que sejam estabelecidas as relações

pertinentes à análise; nas equações acima, $fcap_{bomba}$ corresponde ao fator de capacidade da bomba e o subscrito M diz respeito à forma de energia mecânica.

Uma vez disponíveis as relações entre os componentes do sistema, pode-se proceder à otimização dos parâmetros envolvidos em cada configuração a partir da definição das variáveis de decisão. Uma primeira análise é feita considerando a função objetivo mais ampla, correspondente à minimização do custo total:

$$\text{Min}_x \dot{F} = \sum_{r=1}^{\sigma} \dot{Z}_r + \sum_{k=1}^{l_0+m_0} \dot{\Gamma}_{0,k} \quad (5.37)$$

sendo \dot{F} o custo de aquisição e operação do sistema como um todo, \dot{Z}_r o custo de amortização (incluindo custos fixos - depreciação e impostos - e manutenção) e $\dot{\Gamma}_{0,k}$ o preço associado com $y_{0,k}$ que, para $1 \leq k \leq l_0$, corresponde ao custo dos insumos comprados do meio ambiente (taxas ou encargos relativos à poluição ambiental podem ser incluídos neste caso, se devidamente quantificados) e, para $l_0 + 1 \leq k \leq l_0 + m_0$, corresponde à receita obtida na venda dos produtos do sistema. O primeiro termo da equação (5.37) representa, portanto, o custo total das unidades reais (unidades virtuais têm custo nulo) e o segundo termo o balanço entre o custo dos insumos adquiridos e a receita dos produtos vendidos.

Assim como na otimização termoeconômica proposta por El-Sayed e Evans (1970), estabelecem-se aqui as funções matemáticas que permitem a determinação numérica das variáveis acima definidas:

$$\dot{Z}_r = Z_r(x_r, y_{r,1}) = Z_r \quad (5.38a)$$

$$\dot{\Gamma}_{0,k} = \Gamma_{0,k}(y_{0,k}) = \Gamma_{0,k} \quad (5.38b)$$

$$\dot{F} = F(x, y) = F \quad (5.38c)$$

onde x_r é o conjunto das variáveis de decisão correspondentes à unidade (real) r , $x = (x_1, x_2, \dots, x_r, \dots, x_\sigma)$ é o vetor das variáveis independentes e y o vetor que contém todas as relações entre as unidades e entre o sistema e o ambiente.

Por causa das equações (5.38a,b,c), a função objetivo toma a seguinte forma:

$$\text{Min}_{x,y} F = \sum_{r=1}^{\sigma} Z_r(x_r, y_{r,1}) + \sum_{k=1}^{l_0+m_0} \Gamma_{0,k}(y_{0,k}) \quad (5.39)$$

O autor utiliza somente restrições de igualdade na forma básica da Análise Funcional, visando manter a simplicidade, embora ressalte que a introdução de restrições de desigualdade não alteraria os princípios básicos do método. As restrições são:

$$y_{r,j} = Y_{r,j}(x_r, y_{r,1}) = Y_{r,j} \quad \begin{cases} r = 0, 1, \dots, \omega \\ j = 1, 2, \dots, m_r \end{cases} \quad (5.40)$$

$$y_{r',k} = y_{r,j} \quad \begin{cases} r', r = 0, 1, \dots, \omega \\ k = 1, 2, \dots, l_{r'} \end{cases} \quad (5.41)$$

As restrições oriundas da equação (5.40) fornecem os insumos requeridos pela unidade r como função das variáveis independentes locais e do produto da própria unidade; as restrições formadas a partir da equação (5.41) impõem a igualdade entre os produtos fornecidos pela unidade r' à unidade r e os insumos requeridos por esta última (representam, assim, as interconexões entre as diversas unidades do sistema).

O problema de otimização é resolvido através do método dos Multiplicadores de Lagrange, para o que se determina o Lagrangiano:

$$L = \sum_{r=1}^{\sigma} Z_r + \sum_{k=1}^{l_0+m_0} \Gamma_{0,k} + \sum_{r=0}^{\omega} \sum_{j=1}^{m_r} \lambda_{r,j} (Y_{r,j} - y_{r,j}) + \sum_{r'=0}^{\omega} \sum_{k=1}^{l_{r'}} \lambda_{r',k} (y_{r,j} - y_{r',k}) \quad (5.42)$$

As condições necessárias de otimalidade são:

$$\nabla_x L(x, y, \lambda) = 0 \quad (5.43a)$$

$$\nabla_y L(x, y, \lambda) = 0 \quad (5.43b)$$

$$\nabla_{\lambda} L(x, y, \lambda) = 0 \quad (5.43c)$$

Uma das conseqüências da condição (5.43b) é a igualdade:

$$\lambda_{r,k} = \lambda_{r,j} \quad (5.44)$$

ou seja, o multiplicador de Lagrange $\lambda_{r,j}$ associado com uma entrada $y_{r,j}$ é igual ao multiplicador de Lagrange $\lambda_{r,k}$ associado com aquela saída $y_{r,k}$ que supre $y_{r,j}$. Dessa forma, a seguinte notação é introduzida:

$$y_{0,k} = y_{0,j} \quad k = l_0 + j \quad (5.45a)$$

$$\lambda_{0,k} = -\lambda_{0,j} \quad k = l_0 + j \quad (5.45b)$$

$$\Gamma_r = Z_r + \sum_{j=1}^{m_r} \lambda_{r,j} Y_{r,j} \quad (5.46)$$

sendo Γ_r a soma dos custos de amortização e manutenção e dos custos relativos à aquisição de insumos da unidade r . Contudo, Z_r será nulo quando $r = \sigma + 1, \sigma + 2, \dots, \omega$, ou seja, não há custo de capital associado com junções e partições; assim, o Lagrangiano pode ser reescrito na forma que segue:

$$L = \sum_{r=1}^{\omega} \left(\Gamma_r - \sum_{k=1}^{l_r} \lambda_{r,k} y_{r,k} \right) + \sum_{k=1}^{l_0+m_0} (\Gamma_{0,k} - \lambda_{0,k} y_{0,k}) \quad (5.47)$$

Observe ainda que o primeiro termo da equação (5.47) representa o somatório dos balanços entre os custos e as receitas obtidas por cada unidade, real ou virtual, e o segundo termo o somatório dos custos dos insumos externos adquiridos pelo sistema.

A condição expressa pela equação (5.43c) reproduz as restrições de igualdade e das condições expressas nas equações (5.43a,b) obtém-se:

$$\frac{\partial}{\partial x_{ri}} \left(\sum_{r=1}^{\sigma} \Gamma_r \right) = 0 \quad \begin{cases} r = 1, 2, \dots, \sigma \\ i = 1, 2, \dots, n_r \end{cases} \quad (5.48)$$

$$\frac{\partial \Gamma_{0,k}}{\partial y_{0,k}} - \lambda_{0,k} = 0 \quad k = 1, 2, \dots, l_0 + m_0 \quad (5.49)$$

$$\frac{\partial \Gamma_r}{\partial y_{r,k}} - \lambda_{r,k} = 0 \quad \begin{cases} r = 1, 2, \dots, \omega \\ k = 1, 2, \dots, l_r \end{cases} \quad (5.50)$$

O conjunto de equações derivadas da aplicação das condições necessárias de otimalidade (equações (5.43a,b,c)) ao Lagrangiano na forma da equação (5.47) é utilizado para a solução do problema de otimização. A interpretação econômica dos multiplicadores de Lagrange como custos marginais dos produtos correspondentes é apontada pelas equações (5.49) e (5.50).

A metodologia até aqui apresentada é utilizada quando são conhecidos os preços dos produtos do sistema e se deseja determinar a quantidade a ser produzida. Algumas adequações são necessárias se, pelo contrário, os custos são desconhecidos, mas é conhecida a demanda pelos produtos:

$$y_{0,k} = \hat{y}_{0,j}, \quad \begin{cases} k = l_0 + j \\ j = 1, 2, \dots, m_0 \end{cases} \quad (5.51)$$

Neste caso, a função objetivo que também corresponde à minimização do custo total do sistema adquire a seguinte forma:

$$\text{Min}_{x,y} F = \sum_{r=1}^{\omega} Z_r(x_r, y_{r,1}) + \sum_{k=1}^{l_0} \Gamma_{0,k}(y_{0,k}) \quad (5.52)$$

Diferentemente do caso anterior (ver equação (5.39)), o segundo termo aqui representa apenas o somatório dos custos dos insumos adquiridos pelo sistema. O Lagrangiano, neste caso, se torna:

$$L = \sum_{r=1}^{\omega} \left(\Gamma_r - \sum_{k=1}^{l_r} \lambda_{r,k} y_{r,k} \right) + \sum_{k=1}^{l_0} \left(\Gamma_{0,k} - \lambda_{0,k} y_{0,k} \right) + \sum_{j=1}^{m_0} \lambda_{0,j} \hat{y}_{0,j} \quad (5.53)$$

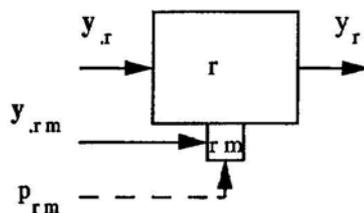
Também aqui, assim como no caso anterior, o primeiro termo da equação (5.53) representa o somatório dos balanços entre os custos e as receitas obtidas por cada unidade (real ou virtual). Já o segundo termo representa apenas o somatório dos custos dos insumos externos adquiridos pelo sistema e o terceiro o dos produtos fornecidos pelo sistema ao ambiente. O procedimento de solução é o mesmo do caso anterior.

Dois outros desenvolvimentos posteriores ao de Frangopoulos, que neste trabalho de pesquisa serão apenas referenciados, são a Análise Funcional de Engenharia (von Spakovsky e Evans, 1989; 1990) e a Otimização Termoeconômica Direta (Agazzani e Massardo, 1997); o primeiro apresenta como contribuição principal o estudo das condições de desacoplamento do sistema (isolamento termoeconômico), nas quais a otimização em separado das unidades constitutivas conduz à otimização global; o segundo, por sua vez, faz uso de uma abordagem direta original (não emprega, portanto, o método dos multiplicadores de Lagrange e sim as próprias definições de custo marginal) para realizar a otimização. Na determinação da estrutura funcional ambos recorrem às regras da TFA (diagrama funcional), ao passo que no cálculo do custo marginal dos produtos, só o primeiro é realmente igual ao modelo de Frangopoulos.

O termo “environômico”, na opinião de Balestieri (2001), é uma aberração, dado que deriva de *environment* e econômico, este último aqui empregado mais propriamente no contexto dos aspectos de Termoeconomia; entretanto, o mesmo tem sido utilizado com frequência crescente no meio acadêmico.

O modelo termoeconômico ambiental (ou “environômico”) proposto por Frangopoulos (1991; 1992) é uma extensão da TFA; nas palavras desse autor: *“em adição aos fluxos de energia, exergia e custos, fluxos de poluentes entram no plano de ação. A degradação do meio ambiente pode ser considerada tomando-o por um recurso consumível”*.

De forma paralela à TFA, o diagrama funcional é também aqui empregado para estabelecer as relações entre as unidades, bem como entre o sistema e o ambiente. Cada poluente p_{rm} emitido pela unidade r é sinalizado por uma linha tracejada com a seta apontando para a própria unidade (ver figura 5.4), indicando que p_{rm} é uma função do produto (saída) da unidade r e das características técnicas da mesma, além de ser algo que em geral deve ser pago pelo sistema (“internalização” de externalidades). Com exceção da emissão de poluentes, outros impactos ambientais e sociais podem ser representados por p_{rm} 's se devidamente quantificados.



Fontes: Frangopoulos (1991; 1992)

Figura 5.4 - Estrutura TFA ambiental de unidade e tecnologia de controle

Se um equipamento para a redução (ou mitigação) do m -ésimo poluente liberado pela unidade r é instalado, um elemento rm é imediatamente anexado à unidade. Neste caso, a quantidade inicial p_{rmi} de poluente antes da mitigação, pela operação da tecnologia de controle rm , é reduzida para p_{rm} ; a efetividade do equipamento rm é dada pelo seu grau de redução (*degree of abatement*), expresso por:

$$\delta_m = \frac{p_{rmi} - p_{rm}}{p_{rmi}} \quad (5.54)$$

A estimativa do termo de poluição (p) pode ser feita tomando-se por referência a exergia, em suas diversas formas, como base; em Frangopoulos (1991; 1992) encontram-se para a poluição térmica e química as seguintes expressões:

$$p_Q = E_Q = \left(1 - \frac{T_o}{T}\right) Q \quad (5.55)$$

$$p_{ch} = E_{ch} = \sum_c (\mu_{co} - \mu_c^o) N_c \quad (5.56)$$

Entretanto, apresenta também uma forma mais simples que a abordagem exérgica e que permite comparação entre a poluição efetuada e os limites ou padrões estabelecidos de forma mais direta ou conveniente:

$$p = \left(\frac{\alpha - \alpha_o}{\bar{\alpha} - \alpha_o} \right) A \quad (5.57)$$

Dessa forma, as equações (5.55) e (5.56) nessa nova abordagem poderiam ser reescritas como:

$$p_Q = \left(\frac{T - T_o}{\bar{T} - T_o} \right) Q \quad (5.58)$$

$$p_{ch} = \left(\frac{\chi - \chi_o}{\bar{\chi} - \chi_o} \right) \chi m = \left(\frac{c - c_o}{\bar{c} - c_o} \right) cV \quad (5.59)$$

Considerações ambientais podem impor limites máximos para os poluentes emitidos:

$$p \leq \hat{p} \quad (5.60)$$

Ainda com relação à figura 5.4, o termo y_r expressa o produto (ou saída) da unidade r enquanto $y_{.r}$ representa os insumos (ou entradas), assim como $y_{.rm}$ expressa os bens e serviços necessários para a operação do equipamento de controle rm , obtidos do ambiente e/ou de outras unidades⁴.

A análise do sistema como um todo dá a relação funcional entre cada entrada para uma unidade e suas saídas, também como suas características operacionais e de projeto:

$$y_{0kr} = Y_{0kr}(x_r, z_r, y_r) \quad (5.61)$$

$$y_{0krm} = Y_{0krm}(x_r, z_r, \delta_{rm}, y_r) \quad (5.62)$$

$$p_{rm} = P_{rm}(x_r, z_r, \delta_{rm}, y_r) \quad (5.63)$$

$$y_{r'r'} = Y_{r'r'}(x_{r'}, z_{r'}, y_{r'}) \quad (5.64)$$

$$y_{r'r'm} = Y_{r'r'm}(x_{r'}, z_{r'}, \delta_{r'm}, y_{r'}) \quad (5.65)$$

Observe que as letras maiúsculas Y e P simbolizam as funções matemáticas, as quais correlacionam as variáveis entre parênteses com y e p , respectivamente. Dado que uma unidade r pode apresentar conexão com outras unidades r' , com

⁴ Por exemplo, uma das técnicas de dessulfurização dos gases de escape consome tanto eletricidade, quanto água e calcário.

tecnologias de controle rm e o ambiente ($r=0$), pode-se aproximar matematicamente isto por:

$$y_r = \sum_{r'=0}^R \left(y_{r'r'} + \sum_{m=1}^{M_r} y_{r'r'm} \right) \quad (5.66)$$

Cabe, assim, ressaltar que uma forma de abordagem alternativa está em considerar o equipamento de redução rm como uma unidade a parte da fonte geradora de poluentes, devendo-se neste caso tratá-lo como qualquer outra unidade do sistema; essa abordagem é seguida pelo autor em posteriores trabalhos de contribuição (Frangopoulos e Caralis, 1997; Agazzani, Massardo e Frangopoulos, 1998). A vertente ambiental do modelo funcional termoeconômico apresentada por Agazzani, Massardo e Frangopoulos (1998) analisa e otimiza o projeto de ciclos combinados, em que são estudadas como alternativas a serem empregadas na redução de NO_x a redução seletiva catalítica e a injeção de vapor, bem como são discutidos os efeitos causados pelas penalidades decorrentes da poluição e pelos limites máximos de emissão impostos por regulamentações. E na análise feita em Frangopoulos e Caralis (1997), a formulação termoeconômica ambiental não considera as penalidades como variáveis de decisão, sendo os valores inseridos como parâmetros iniciais de cálculo.

A otimização termoeconômica ambiental (ou “environômica”) é operada a partir da função objetivo não-linear apresentada na expressão:

$$\begin{aligned} \text{Min } F = & \underbrace{\sum_{r=1}^R \left(Z_r + \sum_{m=1}^{M_r} Z_{rm} \right)}_{\text{custoI}} + \underbrace{\sum_{r=1}^R \left[\sum_{k=1}^{K_r} \left(\int_t \dot{\Gamma}_{0kr} dt \right) + \sum_{m=1}^{M_r} \sum_{k=1}^{K_{rm}} \left(\int_t \dot{\Gamma}_{0krm} dt \right) \right]}_{\text{custoII}} \\ & + \underbrace{\sum_{r=1}^R \sum_{m=1}^{M_r} \left(\int_t \dot{\Gamma}_{rm} dt \right)}_{\text{custoIII}} - \underbrace{\sum_{r=1}^R \left(\int_t \dot{\Gamma}_{r0} dt \right)}_{\text{custoIV}} \end{aligned} \quad (5.67)$$

sendo:

- custo I: o custo de investimento do sistema (com representação explícita do equipamento de controle da poluição);
- custo II: a soma dos custos dos recursos consumidos;

- custo III: os custos ambiental e social (custos externos) devido à emissão de poluentes;
- custo IV: os benefícios do sistema derivados de produtos e serviços que são fornecidos ao ambiente.

Todos os custos (incluindo o de investimento) e benefícios podem ser expressos em unidades monetárias ou físicas (isto é, exergia); o período de tempo da integração na equação (5.67) é o de análise: 1 ano, o tempo de vida do sistema, etc. Desse modo, o problema de otimização é especificado pela função objetivo (equação (5.67)) e pelas restrições: igualdades (equações (5.61-5.66)) e desigualdades na forma geral $g(x, z, w, t) \leq 0$, as quais podem ser impostas pela operabilidade do sistema, por considerações de segurança, por regulações ambientais, etc. Dentre estas, um limite máximo de emissão imposto à p_m pode ser incluído (ver equação (5.60)). Por fim, vale ainda comentar que em Frangopoulos (1992) o autor traz, num estudo de caso, a aplicação desse modelo “envirônico” à um sistema simples de turbina a gás (compressor, câmara de combustão e turbina) ao qual se anexa um equipamento de dessulfurização dos gases de escape - resultados numéricos são obtidos e também comentados.

Uma outra metodologia aqui apresentada é bastante representativa das categorias dos modelos termoeconômicos ambientais (ou “envirônicos”), na medida em que sua proposta é a de propor uma base metodológica que evite considerações políticas no estabelecimento de limites de emissão de CO_2 , na medida em que se passa a dispor de um método para a alocação dos custos desse poluente. No trabalho de Borchellini, Massardo e Santarelli (2000), associa-se um custo à exergia destruída no sistema e outro custo à exergia rejeitada ao ambiente por meio dos resíduos do próprio sistema; tais custos podem ser definidos como uma “penalidade por ineficiência”, que representa uma hipótese de taxas impostas não pela emissão dos poluentes mas sim pela operação pouco eficiente do sistema.

De acordo com esses autores, a literatura relata custos para que o CO_2 seja seqüestrado da atmosfera na ordem de 75% dos custos de investimento, ou ainda maiores, além de representarem uma perda de eficiência para o sistema de

3% à 5%, podendo alcançar 10% em alguns casos. O custo para o seqüestro de CO₂ na forma paramétrica segue uma metodologia de base econômico-financeira, representada por:

$$c_{\text{seqCO}_2} = \frac{\text{FI} \cdot \text{PACR}}{t_{\text{CO}_2} \text{ emitida em 1 ano}} \quad (5.68)$$

na qual FI é um índice fracionário (50%, 100% e 150%) da recuperação de capital anual da planta (PACR). A função objetivo do modelo proposto, sujeita às restrições de igualdade ($h_j(x) = 0$) e de desigualdade ($g_k(x) \leq 0$), fica estabelecida pela expressão:

$$\text{Min}_x F(x) = \text{Min}_x \left(\underbrace{\sum_{i=1}^{N_{\text{componentes}}} Z_i(x)}_{\text{custoI}} + \underbrace{c_f G_f(x) \text{LHV}}_{\text{custoII}} + \underbrace{\sum_{a=1}^{N_{\text{redução}}} Z_a(x)}_{\text{custoIII}} + \underbrace{\sum_{rc=1}^{N_{\text{recursos}}} \Gamma_{rc}(x)}_{\text{custoIV}} + \underbrace{\sum_{p=1}^{N_{\text{poluentes}}} \Gamma_p(x)}_{\text{custoV}} \right) \quad (5.69)$$

sendo:

- custo I: o custo de investimento, depreciação e manutenção dos componentes do sistema;
- custo II: o custo dos combustíveis consumidos;
- custo III: o custo de investimento, depreciação e manutenção dos equipamentos de controle da poluição adotados;
- custo IV: o custo dos recursos utilizados pelos equipamentos de controle (água, calcário, amônia, dentre outros);
- custo V: o custo da poluição do ambiente devido à substância p resultante da operação do sistema.

Observe que a última parcela de custo da equação (5.69) equivale à taxa ambiental, que neste modelo pode ser otimizada; ela representa os custos devidos às ineficiências operacionais e substitui as taxas ambientais normalmente imaginadas para futura atuação sobre a emissão de poluentes. Na forma final para

a simulação de estudo de casos, emprega-se a função objetivo descrita do seguinte modo:

$$\begin{aligned} \text{Min}_x F'(x) = \text{Min}_x & \sum_{i=1}^{N_{\text{componentes}}} Z_i(x) + c_f \cdot G_f(x) \text{LHV} + \sum_{a=1}^{N_{\text{redução}}} Z_a(x) + \sum_{rc=1}^{N_{\text{recursos}}} \Gamma_{rc}(x) + \\ & + I_{\text{CO}_2}^* \cdot \sum_{i=1}^{N_{\text{componentes}}} c_{e_i}(x) [\Psi_e(x) - \Psi_o(x)]_i + I_{\text{CO}_2}^* \cdot \sum_{rs=1}^{N_{\text{resíduos}}} c_{rs}(x) \Psi_{rs}(x) \end{aligned} \quad (5.70)$$

A proposta termoeconômica ambiental consiste, então, em calcular a taxa de CO₂ emitido relativamente à produção de exergia pelo sistema de geração e o custo da tonelada de CO₂ emitido; para tanto, propõem o seguinte algoritmo:

- 1) calcula-se um ponto operacional ótimo de projeto a partir da função objetivo $F'(x)$;
- 2) os custos exergéticos unitários⁵ são obtidos da análise termoeconômica do sistema;
- 3) calcula-se a “penalidade por ineficiência”;
- 4) calcula-se o índice de CO₂ emitido;
- 5) calcula-se a taxa de CO₂;
- 6) calcula-se o custo de CO₂ emitido.

Assim, são empregadas as seguintes expressões desenvolvidas no trabalho em questão, que identificam e definem termos presentes na função objetivo $F'(x)$:

- custo da exergia destruída:

$$c_{e_i} = c_f \cdot \text{UEC} \quad (5.71)$$

- custo exergético residual: (na co-geração há mais de um produto e considera-se o maior valor - no caso, a eletricidade)

$$c_{rs} = c_f \cdot \text{UEC}_{\text{produto}} \quad (5.72)$$

- “penalidade por ineficiência”:

⁵ O custo exergético unitário é a relação entre o custo exergético e a exergia de um fluxo $\left(\text{UEC} = \frac{\Psi^*}{\Psi} \right)$.

$$EP = 3600 \cdot N_{\text{horas}} \left(\sum_{i=1}^{N_{\text{componentes}}} c_{ei} [\psi_e - \psi_o] + \sum_{rs=1}^{N_{\text{resíduos}}} c_{rs} \psi_{rs} \right) \quad (5.73)$$

- índice de CO₂ emitido:

$$I_{\text{CO}_2}^* = \frac{3,67 \cdot [C] \cdot G_f}{G_f \cdot \text{LHV} - \left[\sum_{i=1}^{N_{\text{componentes}}} (\psi_e - \psi_o)_i + \sum_{rs=1}^{N_{\text{resíduos}}} \psi_{rs} \right]} \quad (5.74)$$

(sendo que $(3,67 \cdot [C])$ vale 3,1 para carvão e 2,75 para gás natural)

- taxa de CO₂ emitido:

$$\text{taxa}_{\text{CO}_2} = I_{\text{CO}_2}^* \cdot EP \quad (5.75)$$

- custo de CO₂ emitido:

$$c_{\text{tonCO}_2} = \frac{\text{taxa}_{\text{CO}_2}}{G_{\text{CO}_2}} = I_{\text{CO}_2}^* \cdot \frac{EP}{G_{\text{CO}_2}} \quad (5.76)$$

É relevante ainda acrescentar à este sub-item outra abordagem com vertente ambiental e que também encontra-se envolvida com a otimização termoeconômica, cuja metodologia e aplicação referenciam-se por Curti, von Spakovsky e Favrat (2000a; 2000b).

5.2.3 - As abordagens de programação matemática com vertente ambiental

Bai e Wei (1996) desenvolveram um modelo de programação linear multi-objetivo com o intuito de avaliar-se, numa análise de cenários, as melhores opções para o setor elétrico de Taiwan no sentido de se reduzir ao mínimo a quantidade de CO₂ emitida (para o ano 2000) dentro de um custo mínimo; tal estudo, tendo como ano base (a título de comparação dos resultados) o de 1990⁶, calculou para as novas unidades de geração de energia elétrica tanto o custo do controle quanto a eficiência de redução das emissões de CO₂.

⁶ Isto porque os países membros da OCDE, que também constam do Anexo I do Protocolo de Quioto, deveriam fixar suas emissões totais de CO₂ no ano de 2000 para níveis bem próximos dos praticados em 1990.

As propostas mitigadoras do efeito estufa consideradas nessa análise foram: a substituição de combustíveis, a conservação de energia, a redução da produção no pico, o aumento da eficiência elétrica e a adoção das técnicas de captura e deposição de CO₂; entretanto, os valores das externalidades (na forma de taxas ambientais) e dos padrões de emissão não foram levados em conta pelos autores porque estes elementos, sob os pontos de vista deles, dependem do custo de controle das outras opções.

Vale salientar que mesmo tendo geração de energia por meio de hidrelétricas, solar e eólica, que não emitem CO₂, seria difícil aumentar drasticamente a porcentagem de geração de eletricidade das fontes renováveis num curto período de tempo; por esta razão, os focos principais da substituição de combustível centraram-se na otimização de novas unidades queimando combustíveis fósseis mesmo e na adoção de uma nova usina nuclear de 2000 MW.

Dessa forma, o modelo proposto tem como objetivos minimizar o custo de instalação das novas centrais elétricas e também as emissões de CO₂ do setor elétrico; logo, pode ser escrito da seguinte maneira:

$$\text{Min } Z_1 = \sum_{i=1}^4 \sum_{j=1}^3 C_i N_{ij} \quad (5.77)$$

$$\text{Min } Z_2 = \sum_{i=1}^4 \sum_{j=1}^3 R_i N_{ij} \quad (5.78)$$

com: $i = 1$ (unidade com queima de carvão)
 $i = 2$ (unidade com queima de óleo)
 $i = 3$ (unidade com queima de gás natural)
 $i = 4$ (usina nuclear de 2000 MW)
 $j = 1$ (carga básica)
 $j = 2$ (carga média)
 $j = 3$ (carga de pico)

As duas funções objetivos acima estão sujeitas à algumas restrições, como segue:

- satisfação da demanda elétrica em 2000:

$$\sum_{i=1}^4 \sum_{j=1}^3 (E_{ij} + N_{ij}) + W = D \quad (5.79)$$

sendo: W (porcentagem de geração de energia das hidroelétricas e fontes renováveis - estimada como 10% da geração total de energia nesta análise)

D (demanda de energia elétrica projetada para o ano 2000 em Taiwan - que foi de $14,8 \times 10^{10}$ kWh)

- satisfação dos requisitos de carga básica, média e de pico:

$$T \cdot L_b \leq \sum_{i=1}^4 (e_{i1} + n_{i1}) + W_1 \leq T \cdot U_b \quad (5.80)$$

$$T \cdot L_m \leq \sum_{i=1}^4 (e_{i2} + n_{i2}) + W_2 \leq T \cdot U_m \quad (5.81)$$

$$T \cdot L_p \leq \sum_{i=1}^4 (e_{i3} + n_{i3}) + W_3 \leq T \cdot U_p \quad (5.82)$$

$$T = \sum_{i=1}^4 \sum_{j=1}^3 (e_{ij} + n_{ij} + W_j) \quad (5.83)$$

- satisfação da produção no pico e da margem de reserva:

$$T \geq P \cdot (1 + B) \quad (5.84)$$

sendo: B (porcentagem da margem de reserva - 20% usada neste estudo)

- relação entre a capacidade nominal instalada e a geração de energia:

$$E_i = e_i \cdot h \cdot f_i \quad (5.85)$$

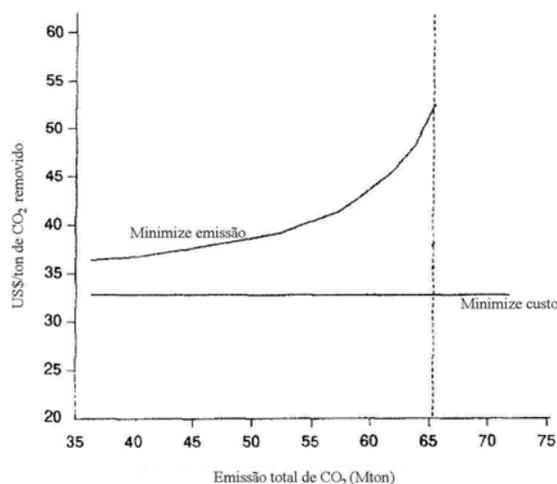
$$N_i = n_i \cdot h \cdot f_i \quad (5.86)$$

com: h (horas por ano = 8760 horas)

- variáveis de decisão não-negativas:

$$N_{ij} \geq 0; n_j \geq 0 \quad (5.87)$$

Os resultados da pesquisa indicaram que a conservação de energia pode significativamente reduzir as emissões de CO₂ quando combinada à redução da produção no pico e ao aumento da eficiência elétrica; foi concluído também (ver figura 5.5) que o uso das técnicas de remoção de CO₂ pode ser uma opção eficaz e ao mesmo tempo econômica.



Fonte: Adaptado de Bai e Wei (1996)

Figura 5.5 - Custo do controle alcançado pelo emprego das tecnologias de remoção de CO₂ no ano 2000

No artigo de Shaban, Elkamel e Gharbi (1997) é apresentado um modelo de programação linear-inteira para a seleção de tecnologias de controle das emissões atmosféricas. Dado que certa fonte de emissão tem à disposição um conjunto de opções tecnológicas para controle, que podem incluir novos equipamentos de controle, *retrofit* de equipamentos de controle e revisão de procedimentos operacionais, cada uma com seu custo e eficiência, o objetivo do modelo proposto é buscar a composição de equipamentos que reduza as emissões à um limite desejável de modo que o custo total do controle (baseado nos custos de investimento e operacional) seja minimizado.

Um aspecto bastante importante deste artigo está no fato de se estabelecerem certas condições tecnológicas básicas no funcionamento desses sistemas, e que devem ser consideradas no modelo de modo a torná-lo mais aderente à realidade física: os tempos de disponibilidade em que uma certa tecnologia de controle *j* está ativa (ou disponível) para atuar sobre uma certa fonte de poluição *i*.

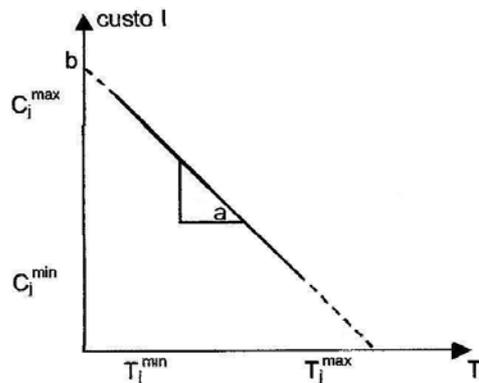
O modelo é assim estruturado:

$$\text{Min} \sum_j \left\{ \underbrace{aT_j + b \sum_{i \in K_j} x_{ij}}_{\text{custoI}} + \underbrace{C_j^0 \sum_{i \in K_j} x_{ij}}_{\text{custoII}} + \underbrace{\sum_{i \in K_j} C_{ij} T_{ij}}_{\text{custoIII}} \right\} \quad (5.88)$$

que corresponde à função objetivo que minimiza os custos totais de poluição. Os termos da expressão (5.88) correspondem às seguintes parcelas:

- custo I: representa parte do custo de investimento expresso pelo tempo de uso do sistema de controle, T_j , que é uma variável de decisão;
- custo II: representa o custo de investimento pela instalação, ponderado pela variável inteira x_{ij} , sendo que esta também está associada à mesma variável (desse modo, ambas as parcelas estão associadas, ou seja, ao se instalar certa capacidade paga-se a instalação, um valor fixo, mais o valor variável pela capacidade);
- custo III: representa o custo operacional do emprego do sistema de controle j na fonte i .

Os parâmetros a e b são, respectivamente, os coeficientes angular e linear da expressão que traduz o custo I em função de T_j (ver figura 5.6):



Fonte: Adaptado de Shaban, Elkamel e Gharbi (1997)

Figura 5.6 - Curva de custo operacional de um sistema de controle

logo, tem-se que:

$$a = - \left(\frac{C_j^{\max} - C_j^{\min}}{T_j^{\max} - T_j^{\min}} \right) \quad (5.89)$$

$$b = \frac{T_j^{\max} C_j^{\max} - T_j^{\min} C_j^{\min}}{T_j^{\max} - T_j^{\min}} \quad (5.90)$$

As restrições do problema de seleção de tecnologias de controle são apresentadas a seguir:

$$x_{ij}(T_j^{\min} - T_i) \leq 0 \quad \forall j, i \in K_j \quad (5.91)$$

$$\sum_{j \in I_i} x_{ij} \leq 1 \quad \forall i \quad (5.92)$$

$$\sum_{i \in K_j} x_{ij} \leq 1 \quad \forall j \quad (5.93)$$

$$M \sum_{i \in K_j} x_{ij} \geq T_j \quad \forall j \quad (5.94)$$

$$T_j - x_{ij} T_i \geq 0 \quad \forall j, i \in K_j \quad (5.95)$$

$$\left(\sum_{i \in K_j} x_{ij} \right) T_j^{\min} \leq T_j \leq \left(\sum_{i \in K_j} x_{ij} \right) T_j^{\max} \quad \forall j \quad (5.96)$$

$$\begin{cases} L_1(1 - x_{ij}) \leq T_{ij} - T + T_j \leq U_1(1 - x_{ij}) \\ L_2 x_{ij} \leq T_{ij} \leq U_2 x_{ij} \end{cases} \quad \forall j, i \in K_j \quad (5.97)$$

$$\sum_j \left\{ \left(a T_j + b \sum_{i \in K_j} x_{ij} \right) + C_j^0 \sum_{i \in K_j} x_{ij} \right\} \leq B \quad (5.98)$$

$$\sum_j \sum_{i \in K_j} R_{ijk} T_{ij} \geq K \quad \forall k = 1, 2, \dots, P \quad (5.99)$$

$$T_{ij} \geq 0 \quad \forall j, i \in K_j \quad (5.100)$$

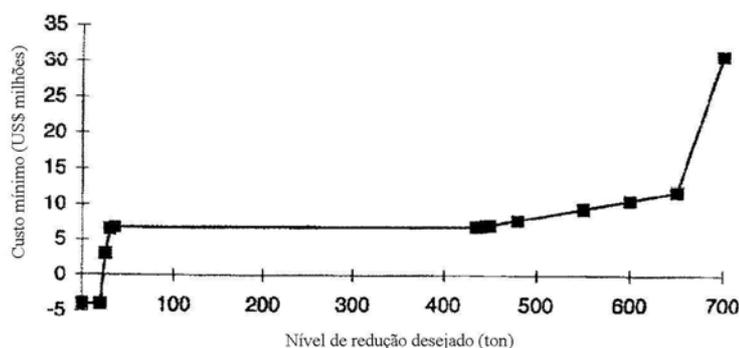
$$T_j \geq 0 \quad \forall j \quad (5.101)$$

$$x_{ij} \in [0, 1] \quad \forall j, i \in K_j \quad (5.102)$$

Tais restrições podem ser descritas por meio dos seguintes comentários, identificados com números iguais aos das equações a que dizem respeito:

- (Equação (5.91)) para cada sistema de controle j selecionado para atuar na fonte i , o tempo T_i de partida da fonte i deve ser superior ao tempo menor de disponibilidade T_j^{\min} do sistema de controle j ;
- (Equação (5.92)) para cada fonte i , no máximo um sistema de controle j pode ser utilizado;
- (Equação (5.93)) cada sistema de controle j pode ser usado no máximo uma vez;
- (Equação (5.94)) se o sistema de controle j não for selecionado para qualquer fonte i , o tempo T_j no qual o controle j está disponível deve ser igual a zero e o sistema de controle j não pode contribuir para o custo total ($M = T_j^{\max}$);
- (Equação (5.95)) se o sistema de controle j é selecionado para a fonte i ($x_{ij} = 1$) o tempo disponível do sistema de controle j deve ser maior que o tempo de partida da fonte i ;
- (Equação (5.96)) para cada sistema de controle j , o tempo disponível T_j está limitado entre um valor mínimo e um máximo, desde que seja selecionado para uso; se não o for, $T_j = 0$;
- (Equação (5.97)) se o sistema de controle j é usado na fonte i , então $T_j \geq T_i$ e o incremento de tempo em que j é usado para i é $T_{ij} = T - T_j$; se j não é usado para a fonte i , $T_{ij} = 0$. A equação $T_{ij} = (T - T_j)x_{ij}$, não linear, é linearizada para as expressões utilizadas, nas quais:
 - L_1 - limite inferior de $T_{ij} - T + T_j$;
 - U_1 - limite superior de $T_{ij} - T + T_j$;
 - L_2 - limite inferior de T_{ij} ;
 - U_2 - limite superior de T_{ij} ;
- (Equação (5.98)) o investimento no desenvolvimento de novos processos de controle não pode exceder a um certo limite imposto B ;
- (Equação (5.99)) é desejável reduzir uma certa descarga de poluentes a certo nível de redução prescrito K .

No propósito de ilustrar o uso do modelo de otimização apresentado logo acima, os autores consideraram num estudo de caso uma planta real de fabricação de uréia; a figura 5.7, gerada a partir dessa análise, vem mostrar a tendência em se tomar decisões em prol do gerenciamento ambiental com base num modelo de otimização matemática.



Fonte: Shaban, Elkamel e Gharbi (1997)

Figura 5.7 - Variação do custo ótimo como uma função do nível de redução de poluição desejado

A abordagem de programação multi-objetiva inter-temporal desenvolvida por Hsu e Chou (2000), integrada com um modelo inter-industrial Leontief, é usada para estimar o custo de redução das emissões de CO₂ defronte a economia de Taiwan e para avaliar o impacto da mitigação de CO₂ sobre o ajustamento industrial.

Um modelo para redução de CO₂, composto por duas funções objetivos e 1340 restrições e abrangendo ainda 33 setores econômicos, é, então, construído para simular cenários alternativos consistindo de Caso I (sem restrição sobre emissões de CO₂), Caso II (considerando os níveis de emissões *per capita* de CO₂ em Taiwan no ano 2000), Case III (considerando os níveis de emissão do Caso II + conservação de energia) e Caso IV (considerando os níveis do Caso II + conservação de energia + aumento da eficiência elétrica). Com base nestas simulações, o custo do controle de CO₂ é estimado e, finalmente, algumas sugestões políticas são apresentadas.

A formulação matemática ambiental propriamente dita desse modelo está representada nas seguintes equações:

- funções objetivos:

$$\text{Max } Z_1 = \sum_t (1 + \rho)^{-t} \sum_n (V_{t,n} \cdot X_{t,n}) \quad (5.103)$$

$$\text{Min } Z_2 = \sum_n (\text{CO}_2 p_n \cdot X_{2020,n}) \quad (5.104)$$

- as restrições:

$$(I - A + M) \cdot X_{t+1} \geq (I - A + M) \cdot X_t \geq \underline{F} \quad (5.105)$$

$$\sum_n (w_n^j \cdot X_{t,n}^j) \leq W^j \quad j=1,2 \quad (5.106)$$

$$\sum_n (l_n^i \cdot X_{t,n}^i) \leq \sum_n (l_n^i \cdot X_{1994,n}^i) \cdot (1 + \gamma_n^i)^t \cdot \bar{B} \quad i=1,2 \quad (5.107)$$

$$\text{LQ94}_n^i \cdot (1 + \gamma_n^i)^t \cdot \underline{b} \leq l_n^i \cdot X_{t,n}^i \leq \text{LQ94}_n^i \cdot (1 + \gamma_n^i)^t \cdot \bar{b} \quad i=1,2 \quad (5.108)$$

$$X_{t-1,n} \cdot ep_L \leq X_{t,n} \leq X_{t+1,n} \cdot ep_U \quad (5.109)$$

$$X_{t,n} \geq 0 \quad (5.110)$$

Pelo emprego do modelo de otimização multi-objetivo ambiental, juntamente com a consideração de que os resultados do Caso I servem de base, os autores puderam calcular os custos de redução de CO₂ para cada alternativa política (ver tabela 5.2); pode-se notar que tal valor para o Caso II (caso controlado) é maior do que aqueles obtidos nos Casos III e IV (casos da conservação e da eficiência, respectivamente).

Tabela 5.2 - Estimativa do custo de controle de CO₂ das alternativas políticas

	Caso II (US\$/ton)	Caso III (US\$/ton)	Caso IV (US\$/ton)
Baseado na diferença entre o Caso Base e Caso Alternativo	404	376	345

Fonte: Hsu e Chou (2000)

A tabela 5.3 também traz informação referente aos custos de redução de CO₂ só que para os segmentos industriais; obviamente, os custos de controle para indústrias com alto valor agregado, tais como a de manufatura (tecnológica) ou a

de serviços, são notavelmente maiores que os das outras empresas também em estudo. Isto mostra que através da conservação de energia, os custos de redução da indústria de manufatura (tecnológica) podem ser baixados em 22,33%, enquanto que os da indústria de serviços seriam reduzidos em 55,90%; no Caso IV, tais custos para a indústria de serviços podem ser minimizados em 72,39%. Os custos de controle para a indústria de transportes não variam muito devido à conservação de energia; contudo, eles ainda cairiam em 8,26% no Caso IV; em contraste, os custos de redução de CO₂ da indústria agrícola aumentariam em 70,72%. Resumindo, por meio da conservação de energia e do aumento da eficiência elétrica, o impacto de se reduzir e/ou controlar as emissões de CO₂ nas atividades industriais seria minimizado. Desse modo, os autores concluem que tanto a conservação de energia quanto o aumento da eficiência elétrica são medidas eficazes para se mitigar o impacto das emissões de CO₂ reduzidas.

Tabela 5.3 - Estimativa do custo de controle de CO₂ para cada atividade industrial

SETOR			Caso II (US\$/ton)	Caso III (US\$/ton)	%	Caso IV (US\$/ton)	%
Agricultura			2256	3852	70,72	3852	70,72
Indústria	Manufatureira	Básica	287	288	0,29	282	-1,70
		Tecnológica	5447	4231	-22,33	3995	-26,65
		Tradicional	254	244	-4,04	229	-9,96
	Energia		716	700	-2,20	709	-1,05
Transporte			256	257	0,24	235	-8,26
Serviços			3488	1538	-55,90	963	-72,39
Total			404	376	-7,07	345	-14,63

Fonte: Hsu e Chou (2000)

Para a finalização deste sub-item, é interessante ainda deixar elencadas mais algumas referências que, de certa forma, contribuirão para aumentar o rol das abordagens de programação matemática com vertente ambiental dessa Tese de Doutorado; inclusive, citando aquelas cujo estudo se baseia na análise de ciclo de vida (*Life Cycle Assessment*), em que se inclui todos os impactos desde a extração dos materiais para a construção da central geradora de energia até sua disposição

final⁷. São elas: Azapagic e Clift (1995; 1999a); Altman et al. (1996); Wang, Jaraiedi e Torries (1996); Schöpp et al. (1999).

5.3 - ESCOLHA DO MODELO A SER UTILIZADO

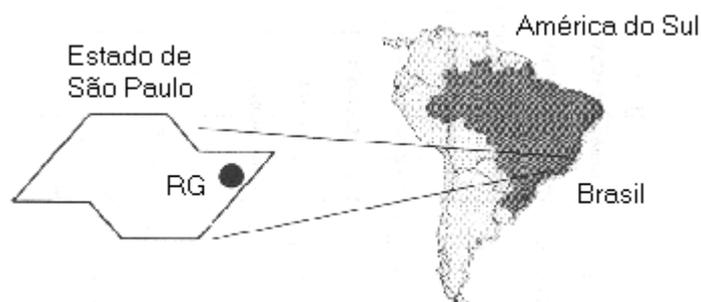
Antes de propor o modelo a ser empregado no cálculo de custos ambientais do próximo capítulo, é relevante frisar que não se tem nenhuma intenção, e nem é o propósito desse trabalho de pesquisa, em formular um novo modelo de otimização com vertente ambiental e sim escolher dentre os estudados um que atenda aos objetivos dessa Tese. Desse modo, após uma reflexão mais apurada, decidiu-se pela utilização das abordagens termoeconômica/vironômica de Frangopoulos associadas à programação inteira (o que de certa forma evidencia uma contribuição interessante dessa Pesquisa), as quais podem calcular, por exemplo, o custo externo anual ótimo de forma a manter o custo da energia elétrica a partir da queima de RSM nos padrões atuais.

⁷ Nas palavras de Azapagic e Clift (1999b), “*from cradle to grave*” ou do berço à lápide.

CAPÍTULO 6 - ESTUDO DE CASOS PARA A REGIÃO DE GUARATINGUETÁ

6.1 - A QUESTÃO DO LIXO NA REGIÃO DE GUARATINGUETÁ

A Região de Guaratinguetá (RG) é um grupo de oito cidades localizadas na Região Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil (ver figura 6.1); as seguintes cidades compõem-na: Guaratinguetá, Cachoeira Paulista, Aparecida, Cunha, Lorena, Piquete, Roseira e Potim. Ela está localizada na parte mais industrializada do Estado de São Paulo; vários setores importantes estão representados nesta Região: indústrias químicas relevantes nas cidades de Guaratinguetá e Piquete, algumas indústrias pesadas em Cruzeiro (papel e produtos afins/indústrias de metais fabricados) e algumas novas indústrias de alimentos já foram instaladas em Lorena (Holanda, 1998; Holanda e Balestieri, 1999a; 1999b).



Fonte: Holanda e Balestieri (2001)

Figura 6.1 - Localização da RG no Estado de São Paulo

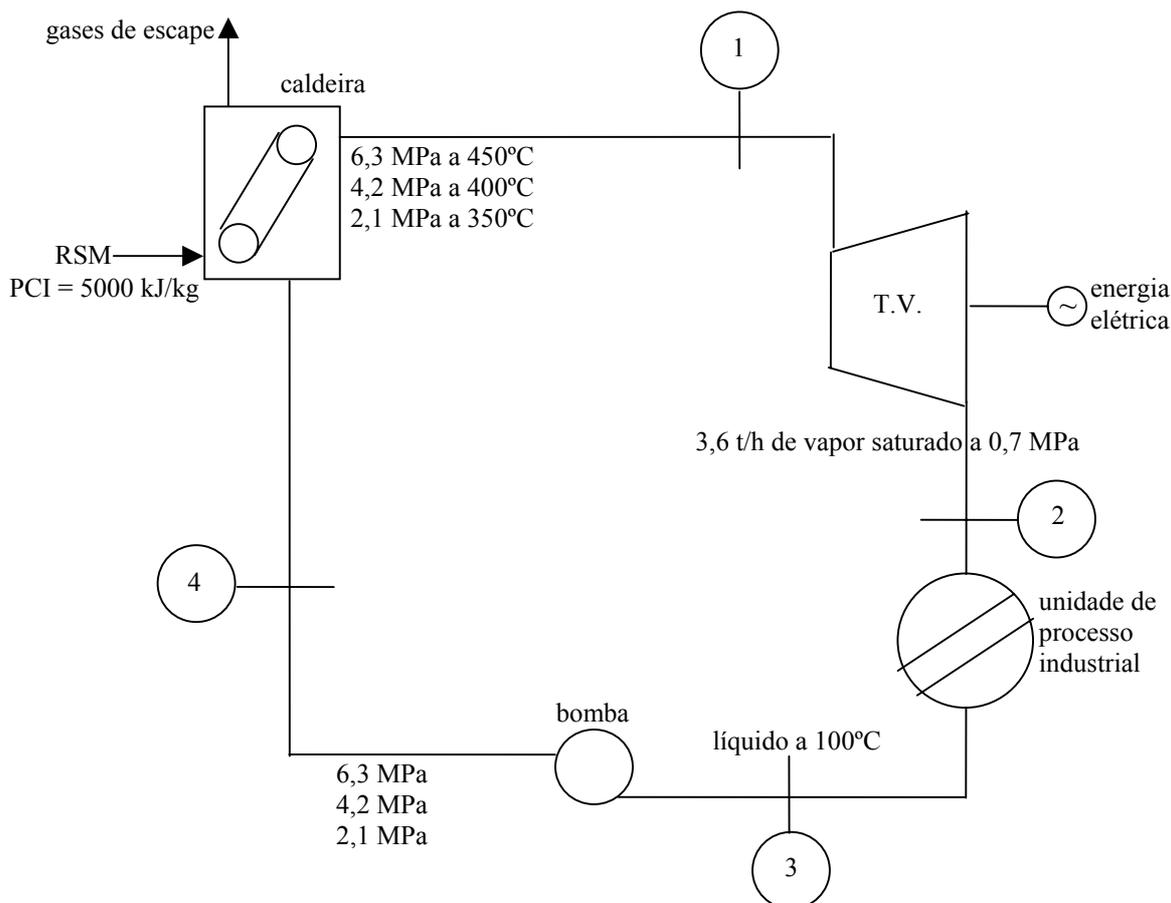
Em 1993, Wehenpohl e Pfaff-Simoneit (1993) analisaram a estrutura da geração de resíduos na Região num programa de cooperação entre a Alemanha e o Brasil; concluíram que são produzidas 66500 t/ano de lixo urbano na RG como um resultado das contribuições comercial, residencial e pública, assim como resíduos provenientes de hospitais. Conforme o relatório elaborado por esses dois pesquisadores, o resíduo sólido ali gerado tem um perfil de 53% de matéria orgânica, 22% de papel e papelão, 10% de plásticos; esses dados podem ser vistos como valores médios, considerando que os autores não analisaram o conteúdo do resíduo municipal durante um longo período de tempo.

Ainda que uma avaliação mais precisa do poder calorífico e do conteúdo de umidade dos RSM na RG não tenha sido feita, foi estimado por amostras coletadas que tais valores giram em torno de 4000-5000 kJ/kg e de 40-50%, respectivamente. Esses autores também concluíram que a incineração não é apropriada para a RG por causa da composição e do baixo poder calorífico do lixo. Apesar de tais conclusões, foi interessante, a nosso ver, considerar em Holanda (1998) o uso de tais resíduos em dois sistemas de aproveitamento energético com co-geração.

Nessa direção, seria oportuno dar continuidade às análises destas configurações de aproveitamento conjunto da energia gerada a partir da incineração do lixo urbano de um possível consórcio entre aquelas oito cidades do fundo do Vale do Paraíba, no que diz respeito aos cálculos de custos ambientais anualizados e utilizando para isto a modelagem de otimização proposta no Capítulo 5 com o emprego do software LINGO 7.0 (PRODUTTARE, 2002).

6.2 - CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS CONFIGURAÇÕES ESTUDADAS POR HOLANDA (1998)

A primeira configuração submetida às análises técnica e econômica em Holanda (1998), e que já fora um tanto modificada em Holanda e Balestieri (2001) no intuito de facilitar os cálculos de custos exergéticos com a inclusão ou não de custos externos (ou seja, de custos ambientais e sociais), consta de um sistema de co-geração que opera segundo um ciclo a vapor com caldeira convencional para a queima de RSM. Emprega-se, também, uma turbina a vapor do tipo contrapressão para produzir 3,6 t/h de vapor saturado a 0,7 MPa e gerar energia elétrica, com a finalidade de suprir as necessidades de uma unidade de processo industrial (ver figura 6.2). Deve-se salientar que as análises técnica e econômica verificaram para três caldeiras convencionais com diferentes condições de vapor vivo (6,3 MPa a 450°C; 4,2 MPa a 400°C; 2,1 MPa a 350°C), as condições de resposta deste sistema quanto o aproveitamento energético.



Fonte: Holanda (1998)

Figura 6.2 - Ciclo a vapor estudado por Holanda (1998)

Os valores de pressão, temperatura, entalpia e entropia em cada um dos pontos da rede de vapor constam da tabela 6.1 e a tabela 6.2 apresenta os resultados obtidos para a análise energética do ciclo a vapor ilustrado logo acima; os resultados finais do estudo de viabilidade econômica também encontram-se reportados na tabela 6.3.

A segunda configuração, também submetida às mesmas análises por este autor, consta de um ciclo combinado constituído por um ciclo a gás, queimando gás natural, com caldeira de recuperação sem queima suplementar e um ciclo a vapor, queimando RSM, no qual será adicionado à turbina a vapor de contrapressão pura outra de condensação pura (ver figura 6.3). Os resultados para as análises energética e econômica deste sistema de co-geração estão ilustrados nas tabelas 6.4 e 6.5, respectivamente.

Tabela 6.1 - Dados da análise termodinâmica para as configurações estudadas por Holanda (1998)

Estado Termodinâmico	Pressão (MPa)	Temperatura (°C)	Entalpia (kJ/kg)	Entropia (kJ/kg.K)	
(1)	6,3	450,00	3.297,40	6,6932	
	4,2	400,00	3.210,00	6,7432	
	2,1	350,00	3.134,80	6,9330	
(2)	0,7	(6,3)	164,97	2.890,80	6,6890
		(4,2)	164,64	2.874,70	6,7070
		(2,1)	164,64	2.844,70	6,8860
(3)	0,7	100,00	419,50	1,3063	
(4)	6,3	100,40	427,23	1,3368	
	4,2	100,24	424,30	1,3305	
	2,1	100,10	421,38	1,3253	

Nota: as entalpias calculadas nos estados (2) e (4) são reais, enquanto que as entalpias calculadas nos estados (1) e (3) são ideais, com eficiência de expansão na turbina estimada em 75%.

Fonte: Holanda (1998)

Tabela 6.2 - Dados da análise energética para o ciclo a vapor

Condições do vapor vivo	P = 6,3 MPa T = 450 °C	P = 4,2 MPa T = 400 °C	P = 2,1 MPa T = 350 °C
$E_{comb(RSM)}$ (kW)	3.376,67	3.277,29	3.192,26
\dot{m}_{RSM} (kg/h)	2.431,08	2.359,80	2.298,60
\dot{W}_{TV} (kW)	406,58	335,32	290,12
E_{pTV} (kW)	386,25	318,56	275,62
E_c (kW)	2.471,18	2.455,35	2.425,38
\dot{W}_{bomba} (kW)	9,66	6,0	2,35
η_{ge} (%)	11,2	9,5	8,6
η_{gc} (%)	73,2	74,9	76,0
η_{global} (%)	84,6	84,6	84,6

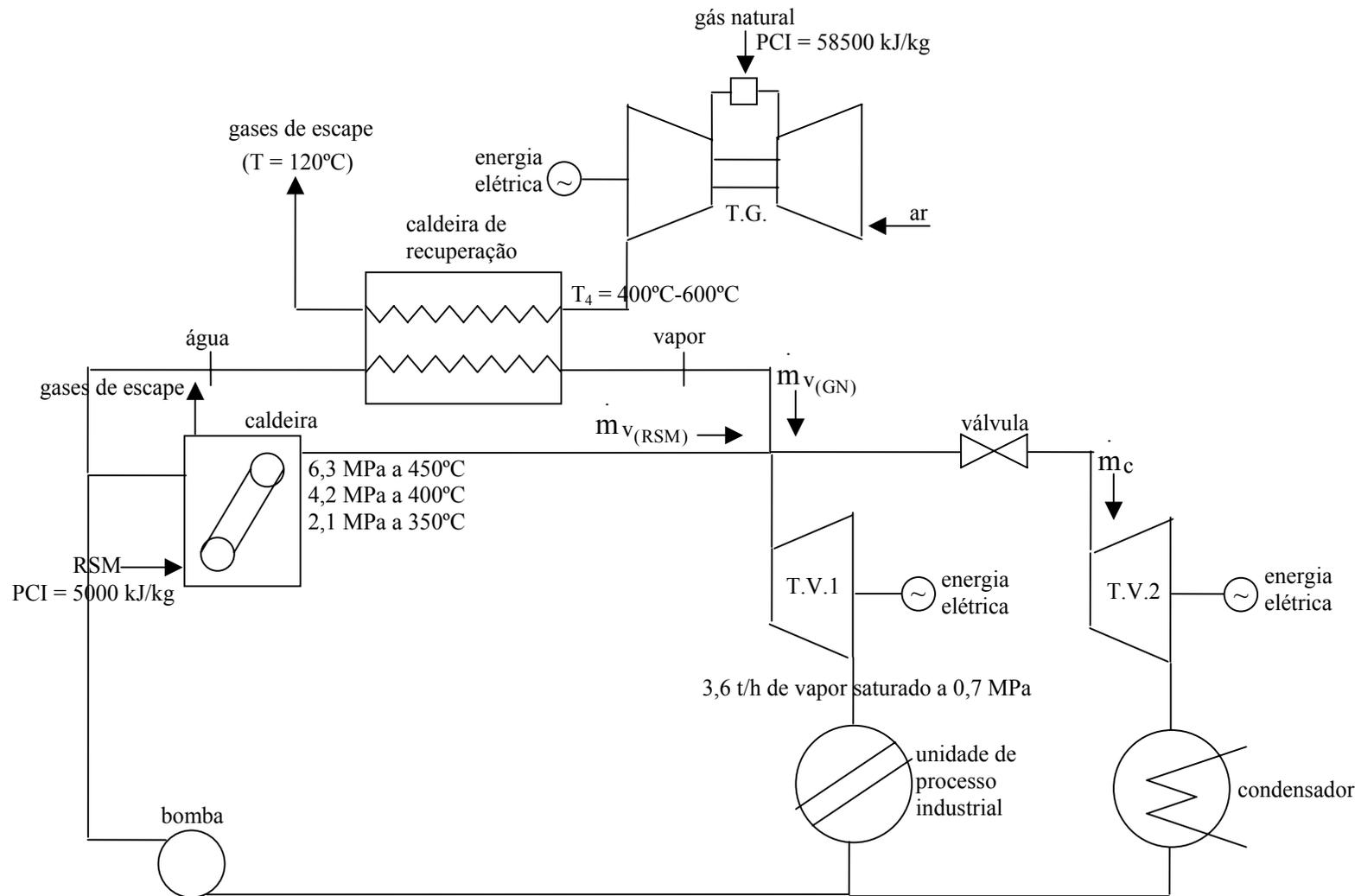
Fonte: Holanda (1998)

Tabela 6.3 - Resultados finais da análise econômica para o ciclo a vapor

Sistemas	E_{pTV} (kW)	Investimento total (US\$/kW)	Custo de investimento (US\$)	k (anos) para $\$_{RSM(1)}$	k (anos) para $\$_{RSM(2)}$
S1	386,25	4.500	1.738.125	4,5	4,1
S2	318,56	4.500	1.433.520	4,0	3,7
S3	275,62	4.500	1.240.290	3,7	3,4

Nota: S1 (sistema de co-geração que utiliza uma caldeira de 6,3 MPa e 450°C); S2 (sistema de co-geração que utiliza uma caldeira de 4,2 MPa e 400°C); S3 (sistema de co-geração que utiliza uma caldeira de 2,1 MPa e 350°C); $\$_{RSM(1)}$ = US\$ 0,010/kg de RSM; $\$_{RSM(2)}$ = US\$ 0,020/kg de RSM.

Fonte: Holanda (1998)



Fonte: Holanda (1998)

Figura 6.3 - Ciclo combinado estudado por Holanda (1998)

Tabela 6.4 - Dados da análise técnica para o ciclo combinado

Sistemas	S1			S2			S3		
$E_{comb(RSM)}$ (kW)	3.376,67			3.277,29			3.192,26		
$E_{comb(GN)}$ (kW)	(CG1) 14.859,00	(CG2) 9.535,50	(CG3) 16.965,00	(CG1) 14.859,00	(CG2) 9.535,50	(CG3) 16.965,00	(CG1) 14.859,00	(CG2) 9.535,50	(CG3) 16.965,00
\dot{m}_{RSM} (kg/h)	2.431,08			2.359,80			2.298,60		
\dot{W}_{TV1} (kW)	406,58			335,32			290,10		
$\dot{W}_{(TV2)min}$ (kW)	(CG1) 3.129,83	(CG2) 1.032,84	(CG3) 3.974,88	(CG1) 3.377,10	(CG2) 1.277,82	(CG3) 4.381,10	(CG1) 3.887,07	(CG2) 1.572,63	(CG3) 4.777,24
$\dot{W}_{(TV2)max}$ (kW)	(CG1) 6.259,66	(CG2) 4.162,67	(CG3) 7.104,71	(CG1) 6.419,53	(CG2) 4.320,25	(CG3) 7.423,53	(CG1) 6.854,30	(CG2) 4.539,86	(CG3) 7.744,47
\dot{W}_{TG} (kW)	(CG1) 1.612,76	(CG2) 1.656,00	(CG3) 3.499,68	(CG1) 1.612,76	(CG2) 1.656,00	(CG3) 3.499,68	(CG1) 1.612,76	(CG2) 1.656,00	(CG3) 3.499,68
E_{pTV1} (kW)	386,25			318,56			275,60		
$E_{p(TV2)min}$ (kW)	(CG1) 2.973,34	(CG2) 981,19	(CG3) 3.776,14	(CG1) 3.208,24	(CG2) 1.213,93	(CG3) 4.162,04	(CG1) 3.692,71	(CG2) 1.493,99	(CG3) 4.538,38
$E_{p(TV2)max}$ (kW)	(CG1) 5.946,67	(CG2) 3.954,54	(CG3) 6.749,47	(CG1) 6.098,55	(CG2) 4.104,24	(CG3) 7.052,35	(CG1) 6.511,58	(CG2) 4.312,87	(CG3) 7.357,25
E_{pTG} (kW)	(CG1) 1.532,12	(CG2) 1.573,20	(CG3) 3.324,69	(CG1) 1.532,12	(CG2) 1.573,20	(CG3) 3.324,69	(CG1) 1.532,12	(CG2) 1.573,20	(CG3) 3.324,69
E_c (kW)	2.471,30			2.455,35			2.425,20		
\dot{W}_{bomba} (kW)	(CG1) 28,98	(CG2) 22,51	(CG3) 31,59	(CG1) 18,66	(CG2) 14,52	(CG3) 20,64	(CG1) 7,78	(CG2) 5,95	(CG3) 8,48
$\eta_{ge(min)}$ (%)	(CG1) 26,7	(CG2) 22,6	(CG3) 36,7	(CG1) 27,8	(CG2) 24,1	(CG3) 38,5	(CG1) 30,4	(CG2) 26,2	(CG3) 40,3
$\eta_{ge(max)}$ (%)	(CG1) 43,0	(CG2) 45,6	(CG3) 51,3	(CG1) 43,7	(CG2) 46,7	(CG3) 52,7	(CG1) 46,0	(CG2) 48,4	(CG3) 54,3
η_{gc} (%)	(CG1) 13,5	(CG2) 19,1	(CG3) 12,1	(CG1) 13,5	(CG2) 19,1	(CG3) 12,1	(CG1) 13,4	(CG2) 19,0	(CG3) 12,0
$\eta_{global(min)}$ (%)	(CG1) 40,3	(CG2) 41,9	(CG3) 48,9	(CG1) 41,4	(CG2) 43,4	(CG3) 50,7	(CG1) 43,9	(CG2) 45,3	(CG3) 52,4
$\eta_{global(max)}$ (%)	(CG1) 56,6	(CG2) 64,9	(CG3) 63,5	(CG1) 57,3	(CG2) 66,0	(CG3) 64,9	(CG1) 59,5	(CG2) 67,5	(CG3) 66,4

Nota: CG1 (conjunto a gás nº 1 - Dresser Rand KG2-3E); CG2 (conjunto a gás nº 2 - Nuovo Pignone PGT2); CG3 (conjunto a gás nº 3 - Allison 501 KBJ).

Fonte: Holanda (1998)

Tabela 6.5 - Resultados finais da análise econômica para o ciclo combinado

Condição (a): com vazão de vapor ($m_{v(RSM)}$) nula

Condições do vapor vivo	P = 6,3 MPa T = 450 °C			P = 4,2 MPa T = 400 °C			P = 2,1 MPa T = 350 °C		
	(CG1)	(CG2)	(CG3)	(CG1)	(CG2)	(CG3)	(CG1)	(CG2)	(CG3)
Investimento total (US\$/kW)	500	450	380	500	450	380	500	450	380
Custo de investimento _(mín) (US\$)	15.884.215	6.861.420	19.994.137	16.636.660	7.604.145	21.426.082	18.623.455	8.671.095	22.926.292
k (anos) para $S_{RSM(1)}$	14,4	8,8	10,4	14,5	9,2	10,5	14,2	9,5	10,7
k (anos) para $S_{RSM(2)}$	12,1	6,9	9,4	12,3	7,3	9,6	12,3	7,8	9,8

Condição (b): com vazão de vapor ($m_{v(RSM)}$) igual a 3,6 t/h

Condições do vapor vivo	P = 6,3 MPa T = 450 °C			P = 4,2 MPa T = 400 °C			P = 2,1 MPa T = 350 °C		
	(CG1)	(CG2)	(CG3)	(CG1)	(CG2)	(CG3)	(CG1)	(CG2)	(CG3)
Investimento total (US\$/kW)	500	450	380	500	450	380	500	450	380
Custo de investimento _(máx) (US\$)	29.264.200	20.241.495	33.374.122	29.643.055	20.610.540	34.432.477	31.308.370	21.356.055	35.611.207
k (anos) para $S_{RSM(1)}$	14,2	11,6	11,6	14,2	11,7	11,6	14,1	11,7	11,6
k (anos) para $S_{RSM(2)}$	14,0	11,4	11,4	14,0	11,5	11,5	13,9	11,5	11,5

Fonte: Holanda (1998)

Com base nestes valores, o autor concluiu que através de financiamento captado junto a organismos de desenvolvimento econômico e social é possível empregar a 1ª alternativa (ciclo a vapor) em quaisquer dos casos estudados, ainda que trabalhando em paridade térmica (considerando-se o consumo de vapor em um pólo industrial próximo à central térmica proposta). No que diz respeito à 2ª alternativa, um ciclo combinado com diferentes conjuntos a gás queimando gás natural em associação à um ciclo térmico a vapor incinerando RSM, foi possível relatar que dados os valores elevados do custo de investimento é inviável a utilização de um sistema de co-geração deste porte e que opera segundo as condições impostas, visando prioritariamente o atendimento de empresas de reciclagem de produtos localizadas em um pólo industrial próximo às instalações da unidade termelétrica.

6.3 - CÁLCULO DE CUSTOS AMBIENTAIS: ANÁLISE DE CENÁRIOS

No intuito de facilitar os cálculos apresentados nesse item, serão consideradas as seguintes opções (figura 6.4) de sistemas de purificação de gases de escape (tendo como poluentes a serem removidos: SO₂, MP e NO_x).

É importante salientar que o uso da programação inteira, juntamente ao modelo de Frangopoulos, se faz necessário pelo fato de que através dela pode-se executar a seleção da rota de controle (rc) que apresenta o menor somatório de custos ambientais anualizados (isto é, custo do controle ambiental + custo do dano social). Todavia, fica salvaguardado que os valores de eficiência global de redução dessas rotas de controle (rc) estão bem próximos.

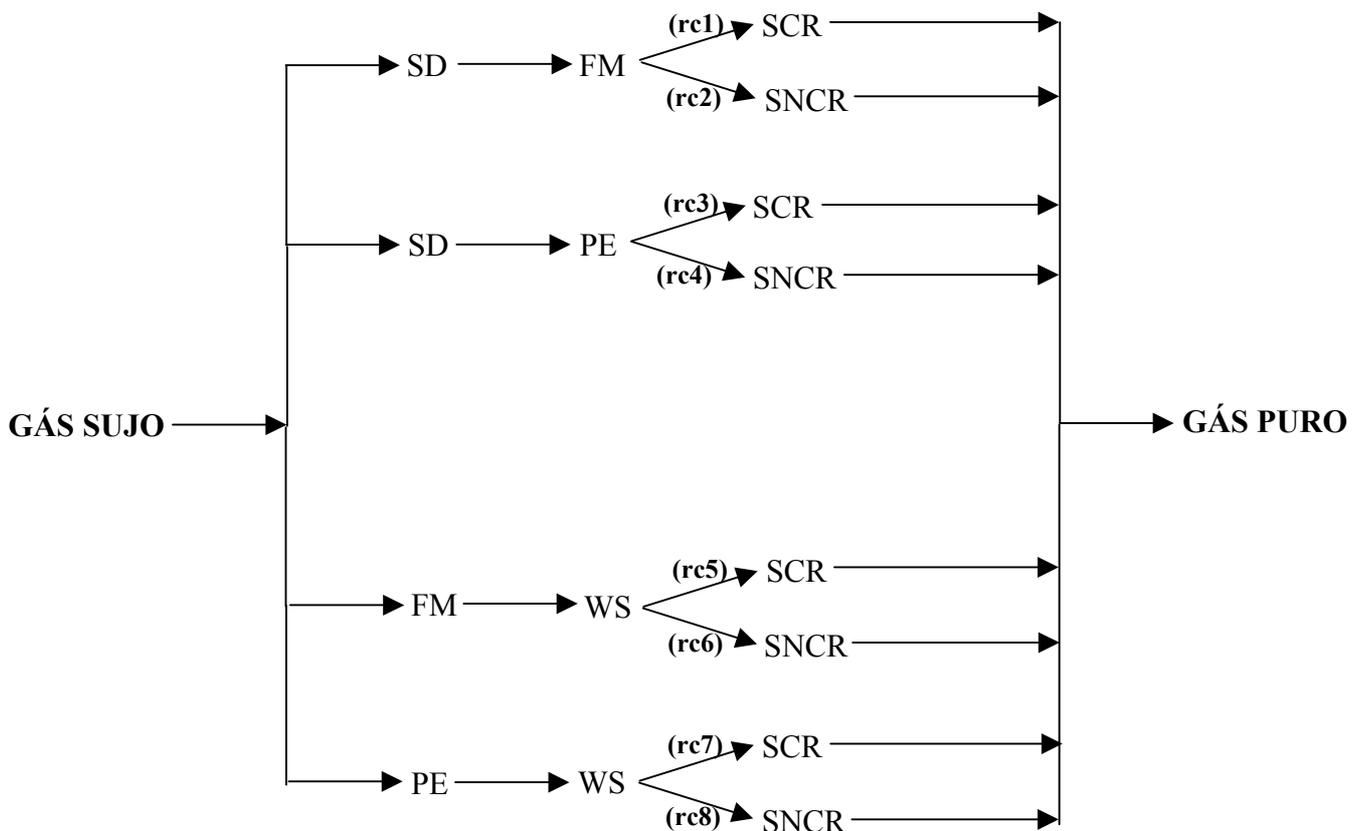


Figura 6.4 - Rotas de controle (rc) das emissões de poluentes atmosféricos

6.3.1 - Estudo de Caso 1: Ciclo a Vapor

6.3.1.1 - Diagrama de fluxo, diagrama funcional e dados termodinâmicos do sistema de co-geração proposto

Nesta primeira análise, assim como no Estudo de Caso 2, se levará em conta apenas a caldeira de 4,2 MPa/400°C (ver figura 6.5) e o diagrama funcional do sistema de co-geração proposto está, por sua vez, esquematizado na figura 6.6. É relevante dizer que se decidiu por adotar os dados de pressão, temperatura, entalpia e entropia (tabela 6.6) utilizados em Holanda e Balestieri (2001).

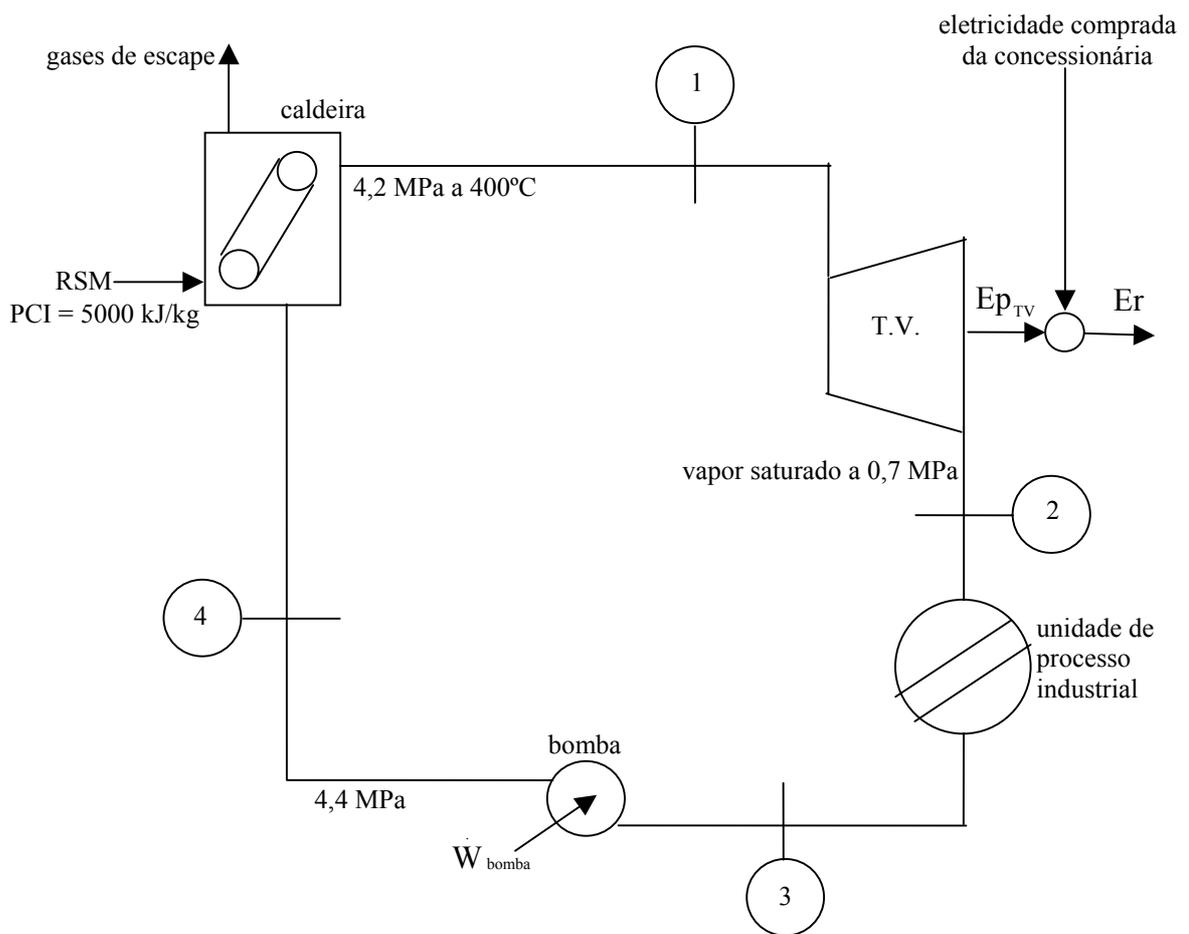


Figura 6.5 - Diagrama de fluxo do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 1

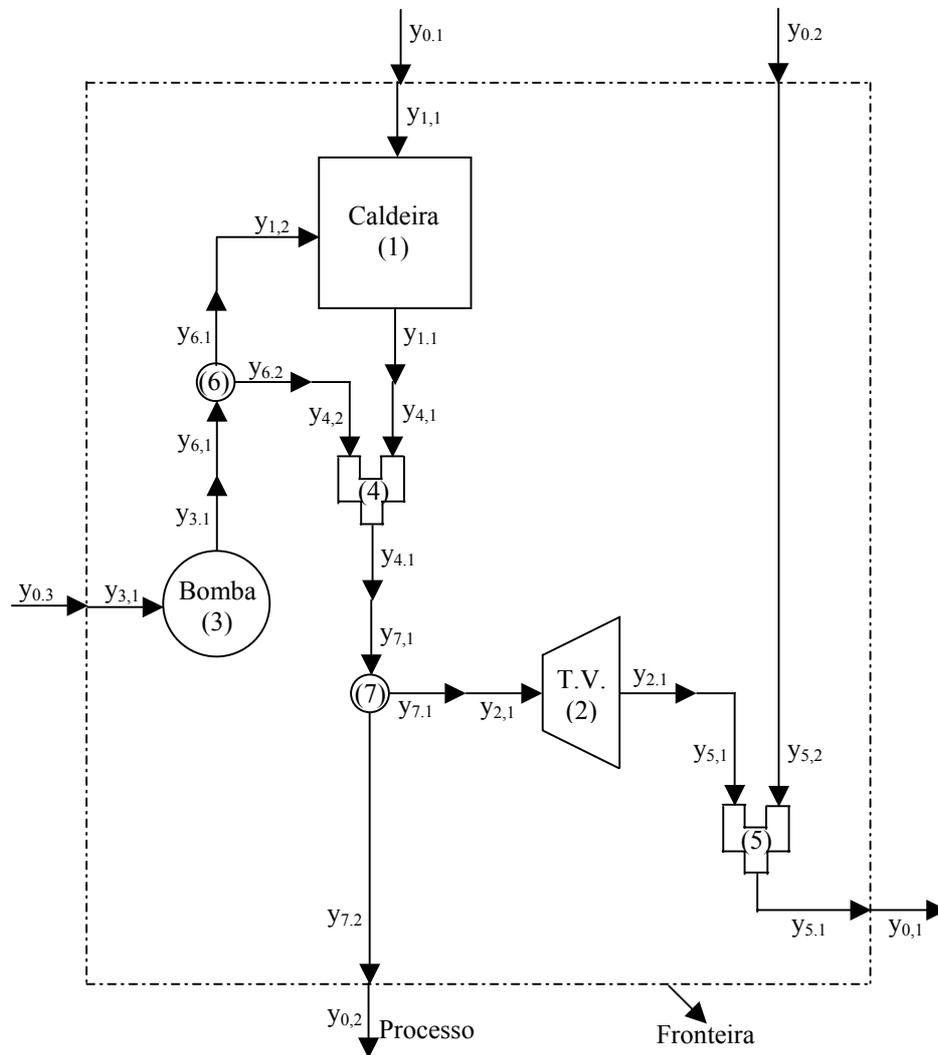


Figura 6.6 - Diagrama funcional do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 1

Tabela 6.6 - Dados da análise termodinâmica do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 1

Pontos	Pressão (MPa)	Temperatura (°C)	Entalpia (kJ/kg)	Entropia (kJ/kg.K)
1	4,2	400	3210	6,7432
2	0,7	175	2787	6,7620
3	0,25	125	525	1,5812
4	4,4	125,5	530	1,5827

6.3.1.2 - Seleção das variáveis de decisão

Entre os vários conjuntos possíveis de variáveis de decisão, selecionou-se aquele que engloba a vazão de vapor saturado (saída da turbina), a eficiência de redução e o custo de controle unitário (ou operacional) de cada tecnologia anti-poluição. Logo, tem-se que:

$$X = \left(\begin{array}{c} \dot{m}_v, \delta_{FM}, \delta_{PE}, \delta_{SD}, \delta_{WS}, \delta_{SCR}, \delta_{SNCR}, C_{FM}^{contr.unit.}, \\ C_{PE}^{contr.unit.}, C_{SD}^{contr.unit.}, C_{WS}^{contr.unit.}, C_{SCR}^{contr.unit.}, C_{SNCR}^{contr.unit.} \end{array} \right);$$

o restante das grandezas envolvidas são variáveis dependentes ou parâmetros.

A faixa de valores adotada para cada uma dessas variáveis de decisão é mostrada a seguir:

$$1,0 \leq \dot{m}_v \leq 1,42 \quad (6.1)$$

(como estimada pelo autor)

$$0,95 \leq \delta_{FM} \leq 0,999 \quad (6.2)$$

$$0,90 \leq \delta_{PE} \leq 0,995 \quad (6.3)$$

$$0,70 \leq \delta_{SD} \leq 0,90 \quad (6.4)$$

$$0,95 \leq \delta_{WS} \leq 0,98 \quad (6.5)$$

$$0,80 \leq \delta_{SCR} \leq 0,90 \quad (6.6)$$

$$0,60 \leq \delta_{SNCR} \leq 0,80 \quad (6.7)$$

$$0,041 \leq C_{FM}^{contr.unit.} \leq 0,372 \quad (6.8)$$

$$0,055 \leq C_{PE}^{contr.unit.} \leq 0,950 \quad (6.9)$$

$$0,300 \leq C_{SD}^{contr.unit.} \leq 0,500 \quad (6.10)$$

$$0,300 \leq C_{WS}^{contr.unit.} \leq 0,800 \quad (6.11)$$

$$0,820 \leq C_{SCR}^{contr.unit.} \leq 2,000 \quad (6.12)$$

$$0,680 \leq C_{\text{SNCR}}^{\text{contr. unit.}} \leq 1,420 \quad (6.13)$$

É interessante, ainda, deixar claro que o modelo de otimização buscará, dentro de cada uma das faixas, o melhor valor para cada variável independente, de forma a minimizar os custos anuais encerrados na função objetivo.

6.3.1.3 - A função objetivo

Com base na equação (5.67), a minimização dos custos anuais de investimento e operação do sistema de co-geração proposto nesse primeiro Estudo de Caso (incluindo, é claro, os custos ambientais - do controle e do dano anualizados) poderá ser escrita pela seguinte função objetivo:

$$\begin{aligned} \text{Min } F = & Z_{\text{caldeira}}^{\text{anualizado}} + Z_{\text{TV}}^{\text{anualizado}} + Z_{\text{bomba}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{0.1} + \Gamma_{0.2} + \Gamma_{0.3} - \Gamma_{0.1} + \\ & + \left(Z_{\text{rc1}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc1}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc1}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc1}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc1}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc1}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc2}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc2}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc2}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc2}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc2}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc2}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc3}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc3}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc3}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc3}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc3}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc3}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc4}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc4}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc4}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc4}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc4}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc4}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc5}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc5}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc5}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc5}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc5}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc5}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc6}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc6}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc6}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc6}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc6}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc6}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc7}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc7}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc7}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc7}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc7}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc7}} + \\ & + \left(Z_{\text{rc8}}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{\text{rc8}}^{\text{op. anual}} + \Gamma_{\text{rc8}}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)} + \Gamma_{\text{rc8}}^{\text{ext. anual}(\text{MP})} + \Gamma_{\text{rc8}}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)} \right) \cdot b_{\text{rc8}} \end{aligned} \quad (6.14)$$

6.3.1.4 - Determinação das expressões para as funções exergéticas do diagrama funcional e outras restrições

A) Restrições de cunho exergético

Para a determinação das funções exergéticas do diagrama funcional (figura 6.6) toma-se por base as equações (5.61) e (5.64). Assim, considerando-se a perda de carga entre a bomba e a caldeira e admitindo que a energia elétrica consumida pela bomba seja comprada da concessionária, com base na figura 6.5 pode-se obter as expressões para as restrições exergéticas da figura do diagrama funcional, onde cada unidade presta a sua própria contribuição exergética ao sistema. Desse modo, vem que:

- Unidade 1: Caldeira

$$y_{1,1} = \dot{m}_v \cdot [\psi_1 - \psi_4 + v \cdot (P_4 - P_1)] \quad (6.15)$$

$$y_{1,1} = \dot{m}_{RSM} \cdot PCI_{RSM} \quad (6.16)$$

(a \dot{m}_{RSM} , como uma função da variável independente \dot{m}_v , pode ser calculada pela

seguinte fórmula: $\dot{m}_{RSM} = \frac{\dot{m}_v \cdot (h_1 - h_4)}{0,85 \cdot PCI_{RSM}}$)

$$y_{1,2} = \dot{m}_v \cdot v \cdot (P_4 - P_1) \quad (6.17)$$

- Unidade 2: Turbina a vapor de contrapressão

$$y_{2,1} = Ep_{TV} = Ep_{TOTAL} = \dot{m}_v \cdot (h_1 - h_2) \cdot \eta_{M(TV)} \quad (6.18)$$

$$y_{2,1} = \dot{m}_v \cdot (\psi_1 - \psi_2) \quad (6.19)$$

- Unidade 3: Bomba

$$y_{3,1} = \dot{m}_v \cdot (\psi_4 - \psi_3) \quad (6.20)$$

$$y_{3,1} = \dot{W}_{bomba} = \frac{\dot{m}_v \cdot (h_4 - h_3)}{\eta_{M(bomba)}} \quad (6.21)$$

- Unidade 4: Junção

$$y_{4,1} = \dot{m}_v \cdot (\psi_1 - \psi_3) \quad (6.22)$$

$$y_{4,1} = y_{1,1} \quad (6.23)$$

$$y_{4,2} = \dot{m}_v \cdot [\psi_4 - \psi_3 - v \cdot (P_4 - P_1)] \quad (6.24)$$

- Unidade 5: Junção

$$y_{5,1} = \dot{E} r \quad (6.25)$$

$$Y_{5,1} = Y_{2,1} \quad (6.26)$$

$$y_{5,2} = \dot{E}r - \dot{E}p_{TV} \quad (6.27)$$

- Unidade 6: Partição

$$Y_{6,1} = Y_{1,2} \quad (6.28)$$

$$Y_{6,2} = Y_{4,2} \quad (6.29)$$

$$Y_{6,1} = Y_{3,1} \quad (6.30)$$

- Unidade 7: Partição

$$Y_{7,1} = Y_{2,1} \quad (6.31)$$

$$y_{7,2} = \dot{m}_v \cdot (\psi_2 - \psi_3) \quad (6.32)$$

$$Y_{7,1} = Y_{4,1} \quad (6.33)$$

Nestas expressões, tem-se: $\psi_1 = (h_1 - h_o) - T_o \cdot (s_1 - s_o)$,
 $\psi_2 = (h_2 - h_o) - T_o \cdot (s_2 - s_o)$, $\psi_3 = (h_3 - h_o) - T_o \cdot (s_3 - s_o)$ e
 $\psi_4 = (h_4 - h_o) - T_o \cdot (s_4 - s_o)$.

B) Restrições de cunho ambiental

Conforme estimado por U.S. EPA (2002j), os valores para os fatores de emissão de SO₂, MP e NO_x para a incineração de RSM são, respectivamente:

$$fe_{(RSM)}^{SO_2} = \frac{1,95 \times 10^{-3} \text{ kg de SO}_2}{\text{kg de RSM}}, \quad fe_{(RSM)}^{MP} = \frac{34,8 \times 10^{-3} \text{ kg de MP}}{\text{kg de RSM}} \quad e$$

$$fe_{(RSM)}^{NO_x} = \frac{2,51 \times 10^{-3} \text{ kg de NO}_x}{\text{kg de RSM}}. \text{ Desse modo, as vazões mássicas de SO}_2, \text{ MP e}$$

NO_x antes do abatimento podem ser calculadas da seguinte forma:

$$\dot{p}i^{SO_2} = \dot{m}_{RSM} \cdot fe_{(RSM)}^{SO_2} \quad (6.34)$$

$$\dot{p}i^{MP} = m_{RSM} \cdot fe_{(RSM)}^{MP} \quad (6.35)$$

$$\dot{p}i^{NO_x} = m_{RSM} \cdot fe_{(RSM)}^{NO_x} \quad (6.36)$$

Através do uso das equações (5.54) e (5.63), pode-se também calcular as vazões mássicas de SO₂, MP e NO_x emitidos para a atmosfera (ou seja, após a redução nos equipamentos de controle):

$$\dot{p}f_{(SD)}^{SO_2} = (1 - \delta_{SD}) \cdot \dot{p}i^{SO_2} \quad \text{ou} \quad \dot{p}f_{(WS)}^{SO_2} = (1 - \delta_{WS}) \cdot \dot{p}i^{SO_2} \quad (6.37)$$

$$\dot{p}f_{(FM)}^{MP} = (1 - \delta_{FM}) \cdot \dot{p}i^{MP} \quad \text{ou} \quad \dot{p}f_{(PE)}^{MP} = (1 - \delta_{PE}) \cdot \dot{p}i^{MP} \quad (6.38)$$

$$\dot{p}f_{(SCR)}^{NO_x} = (1 - \delta_{SCR}) \cdot \dot{p}i^{NO_x} \quad \text{ou} \quad \dot{p}f_{(SNCR)}^{NO_x} = (1 - \delta_{SNCR}) \cdot \dot{p}i^{NO_x} \quad (6.39)$$

Tais restrições ambientais, segundo a expressão (5.60), devem ter um valor menor ou igual ao dos limites máximos de emissão estabelecidos, em legislação, pelas Agências de Proteção Ambiental.

C) Variáveis binárias

Para a escolha da rota de controle (rc) que tem o menor somatório de custos ambientais anualizados, faz-se necessário a inserção de variáveis binárias (programação inteira - ver maiores informações no Anexo A):

$$b_{rc1}; b_{rc2}; b_{rc3}; b_{rc4}; b_{rc5}; b_{rc6}; b_{rc7}; b_{rc8} \in [0;1] \quad (6.40)$$

e também da seguinte expressão:

$$b_{rc1} + b_{rc2} + b_{rc3} + b_{rc4} + b_{rc5} + b_{rc6} + b_{rc7} + b_{rc8} = 1 \quad (6.41)$$

6.3.1.5 - Expressões para as funções de custos

Neste sub-item apresentam-se as funções de custos para os equipamentos (caldeira, turbina a vapor de contrapressão e bomba) e insumos (RSM e eletricidade) relativos ao sistema de co-geração proposto, como também as

funções para os custos ambientais (do controle ambiental e do dano social), todos com valores em US\$/ano.

A) Custos dos equipamentos

Das equações de custo apresentadas em Silveira (1990) e Silveira e Nogueira (1992), pode-se derivar as seguintes funções de custos referentes às aquisições das unidades do sistema de co-geração proposto, em bases anuais e considerando a taxa equivalente de manutenção. Assim, tem-se:

- Unidade 1: Caldeira

$$Z_{\text{caldeira}} = 2567,645 \cdot (\dot{m}_v)^{0,67} \quad (6.42)$$

$$Z_{\text{caldeira}}^{\text{anualizado}} = 2567,645 \cdot \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left(\frac{y_{1,1}^{(ST)}}{A'} \right)^{0,67} \quad (6.43)$$

(o fator de recuperação de capital (Hirschfeld, 1982; Balestieri, 2002a) é estimado aqui considerando-se taxa de avaliação econômica de 12% ao ano com uma vida útil de 15 anos para o sistema de co-geração)

com: $y_{1,1}^{(ST)} \rightarrow$ valor de $y_{1,1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

$$A' = \psi_1 - \psi_4 + v \cdot (P_4 - P_1) \dots [\text{kcal/kg}]$$

- Unidade 2: Turbina a vapor de contrapressão

$$Z_{\text{TV}} = 57,761 \cdot (\dot{E} p_{\text{TV}})^{0,68} + 0,0085 \cdot (\dot{E} p_{\text{TV}})^{0,95} \quad (6.44)$$

$$Z_{\text{TV}}^{\text{anualizado}} = \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left[57,761 \cdot (y_{2,1}^{(ST)})^{0,68} + 0,0085 \cdot (y_{2,1}^{(ST)})^{0,95} \right] \quad (6.45)$$

com: $y_{2,1}^{(ST)} \rightarrow$ valor de $y_{2,1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

- Unidade 3: Bomba

$$Z_{\text{bomba}} = 6,522 \cdot (\dot{m}_v)^{0,59} + 0,3264 \cdot (\dot{W}_{\text{bomba}})^{0,87} \quad (6.46)$$

$$Z_{\text{bomba}}^{\text{anualizado}} = \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left[6,522 \cdot \left(\frac{y_{3,1}^{(\text{ST})}}{B} \right)^{0,59} + 0,3264 \cdot \left(\frac{y_{3,1}^{(\text{ST})}}{C} \right)^{0,87} \right] \quad (6.47)$$

com: $y_{3,1}^{(\text{ST})}$ → valor de $y_{3,1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

$$B = \psi_4 - \psi_3 \dots [\text{kcal/kg}]$$

$$C = \eta_{\text{M(bomba)}} \cdot \eta_{\text{II(bomba)}}$$

$$\eta_{\text{II(bomba)}} = \frac{y_{3,1}}{y_{3,1}^{(\text{ST})}} \text{ (relação exergética de produção associada à bomba; razão$$

entre as saídas e entradas de exergia, em base incremental)

B) *Custo ou renda associada aos insumos*

Os custos associados aos insumos necessários ao sistema do ambiente exterior, assim como a renda obtida do sistema pela venda de eletricidade à um pólo industrial, podem ser determinados com o uso das equações a seguir:

$$\Gamma_{0,1} = \left(\frac{\$_{\text{RSM}}}{\text{PCI}_{\text{RSM}}} \right) \cdot y_{0,1} \cdot \text{TAFS} \quad (6.48)$$

(adotar-se-á, conforme Wehenpohl e Pfaff-Simoneit (1993), um valor médio para o $\$_{\text{RSM}}$)

$$\Gamma_{0,2} = c_{\text{elep}} \cdot y_{0,2} \cdot \text{TAFH} \quad (6.49)$$

$$\Gamma_{0,3} = c_{\text{elep}} \cdot y_{0,3} \cdot \text{TAFH} \quad (6.50)$$

$$\Gamma_{0,1} = c_{\text{elvd}} \cdot y_{0,1} \cdot \text{TAFH} \quad (6.51)$$

C) *Custo do controle ambiental*

Informações publicadas por Frangopoulos (1992) têm sido usadas para derivar as seguintes funções de custos ambientais. Desse modo, os custos anuais de investimento e operação das rotas de controle (rc) serão estimados pelo conjunto de equações apresentado na seqüência:

$$Z_{rc1}^{anualizado} = \left[Z_{SD} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{FM} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.52)$$

$$Z_{rc2}^{anualizado} = \left[Z_{SD} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{FM} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SNCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.53)$$

$$Z_{rc3}^{anualizado} = \left[Z_{SD} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{PE} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.54)$$

$$Z_{rc4}^{anualizado} = \left[Z_{SD} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{PE} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SNCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.55)$$

$$Z_{rc5}^{anualizado} = \left[Z_{FM} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{WS} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.56)$$

$$Z_{rc6}^{anualizado} = \left[Z_{FM} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{WS} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SNCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.57)$$

$$Z_{rc7}^{anualizado} = \left[Z_{PE} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{WS} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.58)$$

$$Z_{rc8}^{anualizado} = \left[Z_{PE} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{WS} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] + \left[Z_{SNCR} \cdot y_{2.1} \cdot \left(\frac{1}{FRC} + t_m \right) \right] \quad (6.59)$$

$$\Gamma_{rc1}^{op.anual} = \left[C_{SD}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(SD)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{FM}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(FM)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.60)$$

$$\Gamma_{rc2}^{op.anual} = \left[C_{SD}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(SD)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{FM}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(FM)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SNCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SNCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.61)$$

$$\Gamma_{rc3}^{op.anual} = \left[C_{SD}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(SD)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{PE}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(PE)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.62)$$

$$\Gamma_{rc4}^{op.anual} = \left[C_{SD}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(SD)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{PE}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(PE)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SNCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SNCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.63)$$

$$\Gamma_{rc5}^{op.anual} = \left[C_{FM}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(FM)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{WS}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(WS)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.64)$$

$$\Gamma_{rc6}^{op.anual} = \left[C_{FM}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(FM)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{WS}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(WS)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SNCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SNCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.65)$$

$$\Gamma_{rc7}^{op.anual} = \left[C_{PE}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(PE)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{WS}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(WS)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.66)$$

$$\Gamma_{rc8}^{op.anual} = \left[C_{PE}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{MP} - \dot{p}f_{(PE)}^{MP} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{WS}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{SO_2} - \dot{p}f_{(WS)}^{SO_2} \right) \cdot TAFS \right] + \left[C_{SNCR}^{contr.unit.} \cdot \left(\dot{p}i^{NO_x} - \dot{p}f_{(SNCR)}^{NO_x} \right) \cdot TAFS \right] \quad (6.67)$$

D) *Custo do dano social*

No que tange aos custos dos danos sociais (custos externos) anualizados, que podem ser considerados uma função linear da poluição, impostos ao sistema pela emissão de SO₂, MP e NO_x para a atmosfera, estes serão calculados da seguinte maneira:

$$\Gamma_{rc1}^{ext.anual(SO_2)} = \$_{SO_2} \cdot \dot{p}f_{(SD)}^{SO_2} \cdot TAFS \quad (6.68)$$

$$\Gamma_{rc1}^{ext.anual(MP)} = \$_{MP} \cdot \dot{p}f_{(FM)}^{MP} \cdot TAFS \quad (6.69)$$

$$\Gamma_{rc1}^{ext.anual(NO_x)} = \$_{NO_x} \cdot \dot{p}f_{(SCR)}^{NO_x} \cdot TAFS \quad (6.70)$$

$$\Gamma_{rc2}^{ext.anual(SO_2)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(SO_2)} \quad (6.71)$$

$$\Gamma_{rc2}^{ext.anual(MP)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(MP)} \quad (6.72)$$

$$\Gamma_{rc2}^{ext.anual(NO_x)} = \$_{NO_x} \cdot p f_{(SNCR)}^{NO_x} \cdot TAFS \quad (6.73)$$

$$\Gamma_{rc3}^{ext.anual(SO_2)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(SO_2)} \quad (6.74)$$

$$\Gamma_{rc3}^{ext.anual(MP)} = \$_{MP} \cdot p f_{(PE)}^{MP} \cdot TAFS \quad (6.75)$$

$$\Gamma_{rc3}^{ext.anual(NO_x)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(NO_x)} \quad (6.76)$$

$$\Gamma_{rc4}^{ext.anual(SO_2)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(SO_2)} \quad (6.77)$$

$$\Gamma_{rc4}^{ext.anual(MP)} = \Gamma_{rc3}^{ext.anual(MP)} \quad (6.78)$$

$$\Gamma_{rc4}^{ext.anual(NO_x)} = \Gamma_{rc2}^{ext.anual(NO_x)} \quad (6.79)$$

$$\Gamma_{rc5}^{ext.anual(SO_2)} = \$_{SO_2} \cdot p f_{(WS)}^{SO_2} \cdot TAFS \quad (6.80)$$

$$\Gamma_{rc5}^{ext.anual(MP)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(MP)} \quad (6.81)$$

$$\Gamma_{rc5}^{ext.anual(NO_x)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(NO_x)} \quad (6.82)$$

$$\Gamma_{rc6}^{ext.anual(SO_2)} = \Gamma_{rc5}^{ext.anual(SO_2)} \quad (6.83)$$

$$\Gamma_{rc6}^{ext.anual(MP)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(MP)} \quad (6.84)$$

$$\Gamma_{rc6}^{ext.anual(NO_x)} = \Gamma_{rc2}^{ext.anual(NO_x)} \quad (6.85)$$

$$\Gamma_{rc7}^{ext.anual(SO_2)} = \Gamma_{rc5}^{ext.anual(SO_2)} \quad (6.86)$$

$$\Gamma_{rc7}^{ext.anual(MP)} = \Gamma_{rc3}^{ext.anual(MP)} \quad (6.87)$$

$$\Gamma_{rc7}^{ext.anual(NO_x)} = \Gamma_{rc1}^{ext.anual(NO_x)} \quad (6.88)$$

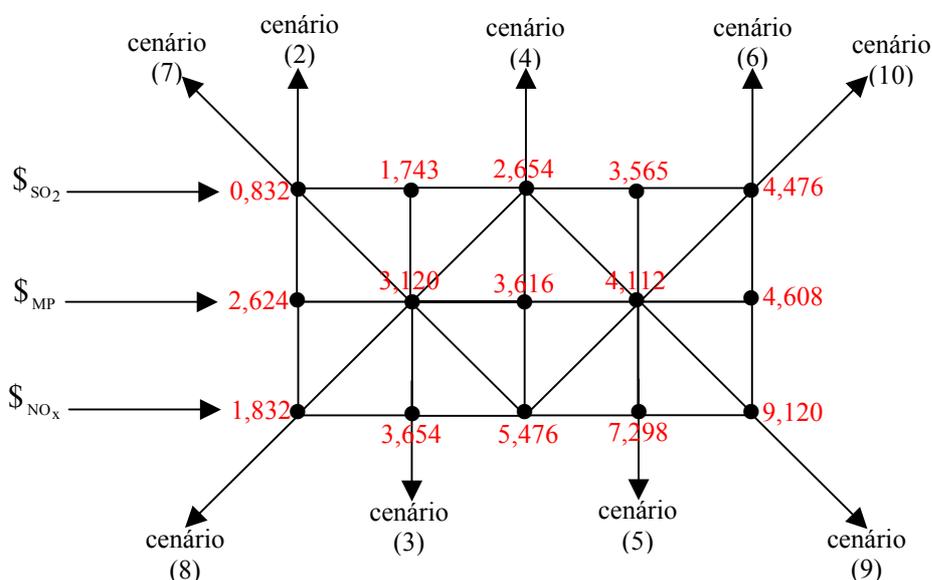
$$\Gamma_{rc8}^{ext.anual(SO_2)} = \Gamma_{rc5}^{ext.anual(SO_2)} \quad (6.89)$$

$$\Gamma_{rc8}^{ext.anual(MP)} = \Gamma_{rc3}^{ext.anual(MP)} \quad (6.90)$$

$$\Gamma_{rc8}^{ext.anual(NO_x)} = \Gamma_{rc2}^{ext.anual(NO_x)} \quad (6.91)$$

6.3.1.6 - Resultados da otimização para o Estudo de Caso 1

Os cenários, conforme o exposto pela figura 6.7¹, foram montados a partir da “internalização” ou não de externalidades ambientais. O problema de otimização neste primeiro Estudo de Caso tem sido solucionado para os valores de parâmetros de entrada dados na tabela 6.7 enquanto que os resultados são apresentados pela tabela 6.8. A estrutura de programação, usando o software LINGO 7.0, para este Estudo de Caso 1 é ilustrada no Apêndice A.



Nota: o cenário (1) é dado por $\$_{SO_2} = 0$, $\$_{MP} = 0$ e $\$_{NO_x} = 0$ (cenário brasileiro).

Figura 6.7 - Representação esquemática dos cenários abordados na otimização ambiental

¹ Observe que a figura 6.7 traz os valores dos limites inferior e superior para $\$_{SO_2}$, $\$_{MP}$ e $\$_{NO_x}$, sendo o restante dos números calculados através de média aritmética; os cenários foram escolhidos de modo a permitir, no espectro da otimização, uma “simulação” de diferentes condições que poderiam ocorrer dada a multiplicidade de valores das taxas.

Tabela 6.7 - Valores de parâmetros de entrada para o Estudo de Caso 1

$T_o = 298,15$ [K]	$E_r = 750$ [kW]
$P_1 = 4200$ [kPa]	$FRC = 6,8110$ [ano]
$P_4 = 4400$ [kPa]	$t_m = 0,08$
$h_o = 104,96$ [kJ/kg]	$\$_{RSM} = 0,015$ [US\$/kg]
$h_1 = 3210,00$ [kJ/kg]	$TAFS = 25920000$ [seg/ano]
$h_2 = 2787,00$ [kJ/kg]	$TAFH = 7200$ [horas/ano]
$h_3 = 525,00$ [kJ/kg]	$c_{elcp} = 0,070$ [US\$/kW.h]
$h_4 = 530,00$ [kJ/kg]	$c_{elvd} = 0,030$ [US\$/kW.h]
$s_o = 0,3673$ [kJ/kg.K]	$Z_{FM} = 49,49$ [US\$/kW]
$s_1 = 6,7432$ [kJ/kg.K]	$Z_{PE} = 63,75$ [US\$/kW]
$s_2 = 6,7620$ [kJ/kg.K]	$Z_{SD} = 125,00$ [US\$/kW]
$s_3 = 1,5812$ [kJ/kg.K]	$Z_{WS} = 165,00$ [US\$/kW]
$s_4 = 1,5827$ [kJ/kg.K]	$Z_{SCR} = 80,00$ [US\$/kW]
$PCI_{RSM} = 5000$ [kJ/kg]	$Z_{SNCR} = 10,00$ [US\$/kW]
$v = 0,0697$ [m ³ /kg]	$fe_{(RSM)}^{SO_2} = 0,00195$ [kg SO ₂ /kg RSM]
$\eta_{M(TV)} = 0,95$	$fe_{(RSM)}^{MP} = 0,0348$ [kg MP/kg RSM]
$\eta_{M(bomba)} = 0,80$	$fe_{(RSM)}^{NO_x} = 0,00251$ [kg NO _x /kg RSM]

Tabela 6.8 - Resultados da otimização - Estudo de Caso 1

Cenário	Rota de controle selecionada	Variáveis de decisão		Custos ambientais da (rc) selecionada					Valor ótimo local de F [US\$/ano]
		δ	$C_{\text{contr. unit.}}^{\text{poluente removido}}$ [US\$/kg de poluente removido]	$Z_{rc}^{\text{anualizado}}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{op. anual}}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{ext. anual(SO}_2)}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{ext. anual(MP)}}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{ext. anual(NO}_x)}$ [US\$/ano]	
(1)	rc2	$\delta_{FM}=0,95$ $\delta_{SD}=0,70$ $\delta_{SNCR}=0,60$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}}=0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}}=0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}}=0,680$	16815,92	45586,43	0,0	0,0	0,0	476418,80
(2)	rc2	$\delta_{FM}=0,999$ $\delta_{SD}=0,90$ $\delta_{SNCR}=0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}}=0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}}=0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}}=0,680$	16815,92	54220,98	2651,788	1492,533	15031,77	504229,40
(3)	rc2	$\delta_{FM}=0,999$ $\delta_{SD}=0,90$ $\delta_{SNCR}=0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}}=0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}}=0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}}=0,680$	16815,92	54220,98	5555,368	1774,658	29981,48	522364,80
(4)	rc6	$\delta_{FM}=0,999$ $\delta_{WS}=0,98$ $\delta_{SNCR}=0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}}=0,041$ $C_{WS}^{\text{contr. unit.}}=0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}}=0,680$	20461,85	54985,92	1691,790	2056,783	44931,20	538143,90
(5)	rc5	$\delta_{FM}=0,999$ $\delta_{WS}=0,98$ $\delta_{SCR}=0,90$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}}=0,041$ $C_{WS}^{\text{contr. unit.}}=0,300$ $C_{SCR}^{\text{contr. unit.}}=0,820$	26842,22	62944,88	2272,506	2338,908	29940,46	538355,40
(6)	rc6	$\delta_{FM}=0,999$ $\delta_{WS}=0,98$ $\delta_{SNCR}=0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}}=0,041$ $C_{WS}^{\text{contr. unit.}}=0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}}=0,680$	20461,85	54985,92	2853,222	2621,033	74830,63	569769,10

(7)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{SD}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SNCR}^{contr.unit.} = 0,680$	16815,92	54220,98	2651,788	1774,658	44931,20	534411,00
(8)	rc6	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{WS} = 0,98$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{WS}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SNCR}^{contr.unit.} = 0,680$	20461,85	54985,92	1691,790	1774,658	15031,77	507962,40
(9)	rc5	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{WS} = 0,98$ $\delta_{SCR} = 0,90$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{WS}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SCR}^{contr.unit.} = 0,820$	26842,22	62944,88	1691,790	2338,908	37415,32	545249,50
(10)	rc5	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{WS} = 0,98$ $\delta_{SCR} = 0,90$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{WS}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SCR}^{contr.unit.} = 0,820$	26842,22	62944,88	2853,222	2338,908	22465,60	531461,20

Nota: em todos os cenários abordados também se obteve: $m_{RSM} = 0,6305$ [kg/s], $m_v = 1,0$ [kg/s], $Z_{caldeira}^{anualizado} = 98281,22$ [US\$/ano], $Z_{TV}^{anualizado} = 53704,66$ [US\$/ano], $Z_{bomba}^{anualizado} = 240,2315$ [US\$/ano], $\Gamma_{0,1} = 245172,70$ [US\$/ano], $\Gamma_{0,2} = 175467,60$ [US\$/ano], $\Gamma_{0,3} = 3150,00$ [US\$/ano] e $\Gamma_{0,1} = 162000,00$ [US\$/ano].

Neste primeiro Estudo de Caso, apesar da não obtenção de uma solução robusta (isto é, a mesma rota de controle (rc) sendo escolhida em todos os cenários), o que de certa forma dificulta o planejamento ambiental, pode-se verificar que para $\$_{so_2} < 2,654$ (cenários 1, 2, 3 e 7) a rota de controle selecionada é a rc2, enquanto que para $\$_{so_2} \geq 2,654$ (cenários 4, 5, 6, 8, 9 e 10) as rotas de controle rc5 e rc6 são as escolhidas. É importante, ainda, dizer que neste Trabalho de Pesquisa não se está computando o benefício (ou renda) oriundo da prestação de serviços de incineração (ou destruição); desse modo, cabe então contemplar a construção de um incinerador de capacidade maior para conseguir vender tal serviço.

6.3.2 - Estudo de Caso 2: Ciclo Combinado

6.3.2.1 - Diagrama de fluxo, diagrama funcional e dados termodinâmicos do sistema de co-geração proposto

Os diagramas de fluxo e funcional para este segundo Estudo de Caso encontram-se ilustrados nas figuras 6.8 e 6.9, respectivamente, e no que se refere aos dados da análise termodinâmica continuar-se-á empregando os da tabela 6.6. Como parte, também, desta segunda análise "envionômica" foi realizada a escolha de um dos três conjuntos a gás, retirados dos catálogos de fabricantes, já abordados por Holanda (1998), com o intuito de se extrair alguns parâmetros importantes a serem utilizados na mesma.

- Conjunto a gás escolhido (Nuovo Pignone PGT2):

$$m_{GN} = 0,163 \text{ kg/s}$$

$$m_{ar} = 10,024 \text{ kg/s}$$

$$m_{gases} = m_{ar} + m_{GN} = 10,187 \text{ kg/s}$$

$$m_{v(GN)} = 5,1 \text{ t/h} = 1,42 \text{ kg/s} \text{ (para o sistema que opera com } P = 4,2 \text{ MPa e } T = 400^\circ\text{C)}$$

$$\text{Temperatura de exaustão } (T_4) = 550^\circ\text{C}$$

$$W_{TG} = 1800 \text{ kW}$$

$$\text{Heat rate} = 14,401 \text{ kJ/kW.h}$$

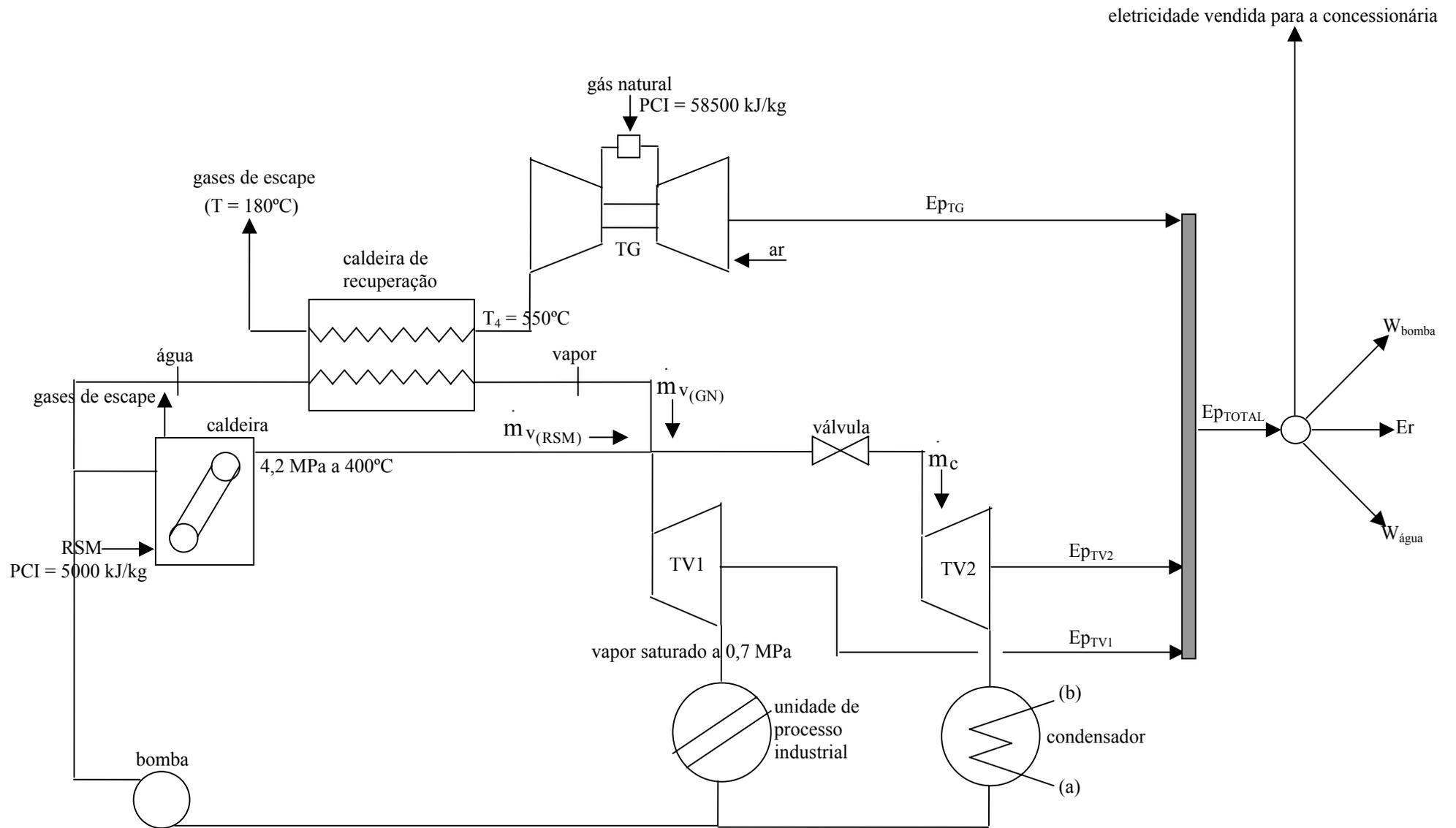


Figura 6.8 - Diagrama de fluxo do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 2

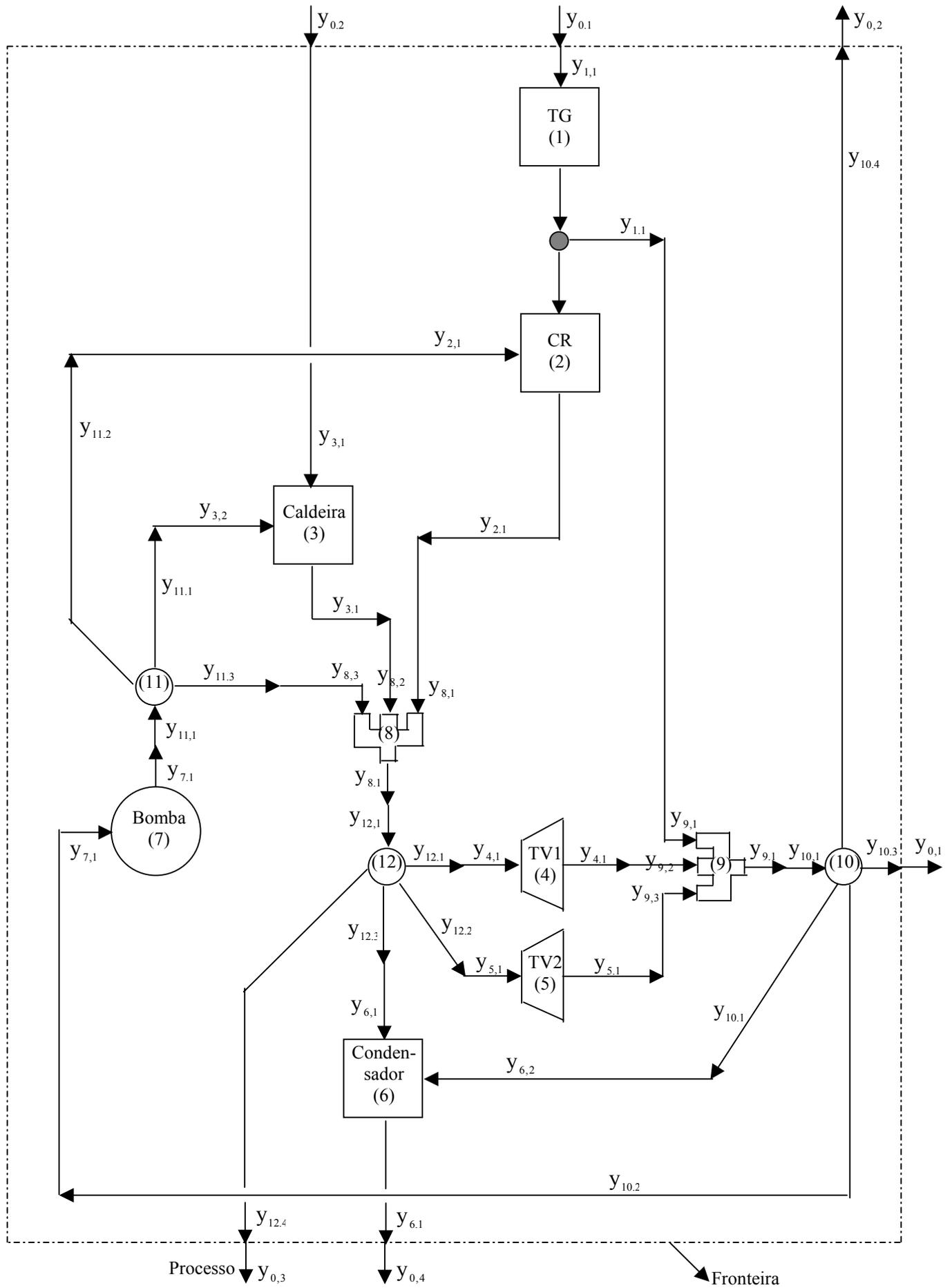


Figura 6.9 - Diagrama funcional do sistema de co-geração proposto no Estudo de Caso 2

6.3.2.2 - Seleção das variáveis de decisão

O conjunto de variáveis de decisão adotado aqui é o mesmo do primeiro Estudo de Caso, trocando-se apenas m_v por $m_{v(RSM)}$ e m_p (cuja faixa de valores permanece inalterada, ou seja, $1,0 \leq m_{v(RSM)} \leq 1,42$ e $1,0 \leq m_p \leq 1,42$).

6.3.2.3 - A função objetivo

A minimização dos custos anuais (investimento, operação e ambiental) do sistema de co-geração proposto nesse Estudo de Caso 2 poderá ser escrita pela seguinte função objetivo:

$$\begin{aligned}
 \text{Min}_x F = & Z_{TG}^{\text{anualizado}} + Z_{CR}^{\text{anualizado}} + Z_{caldeira}^{\text{anualizado}} + Z_{TV1}^{\text{anualizado}} + Z_{TV2}^{\text{anualizado}} + \\
 & + Z_{condensador}^{\text{anualizado}} + Z_{bomba}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{0,1} + \Gamma_{0,2} - \Gamma_{0,1} - \Gamma_{0,2} + \\
 & + \left(Z_{rc1}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc1}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc1}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc1}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc1}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc1} + \\
 & + \left(Z_{rc2}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc2}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc2}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc2}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc2}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc2} + \\
 & + \left(Z_{rc3}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc3}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc3}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc3}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc3}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc3} + \\
 & + \left(Z_{rc4}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc4}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc4}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc4}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc4}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc4} + \\
 & + \left(Z_{rc5}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc5}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc5}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc5}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc5}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc5} + \\
 & + \left(Z_{rc6}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc6}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc6}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc6}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc6}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc6} + \\
 & + \left(Z_{rc7}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc7}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc7}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc7}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc7}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc7} + \\
 & + \left(Z_{rc8}^{\text{anualizado}} + \Gamma_{rc8}^{\text{op.anual}} + \Gamma_{rc8}^{\text{ext.anual}}(\text{SO}_2) + \Gamma_{rc8}^{\text{ext.anual}}(\text{MP}) + \Gamma_{rc8}^{\text{ext.anual}}(\text{NO}_x) \right) \cdot b_{rc8}
 \end{aligned} \tag{6.92}$$

6.3.2.4 - Determinação das expressões para as funções exergéticas do diagrama funcional e outras restrições

A) Restrições de cunho exergético

Para a determinação das funções exergéticas do diagrama funcional (figura 6.9) toma-se por base as equações (6.15-6.33). Desse modo, considerando-se ainda a perda de carga entre a bomba e as caldeiras e admitindo que, agora, a energia elétrica consumida pela bomba não seja mais comprada da concessionária (a própria central de co-geração supre tal demanda interna), com base na figura

6.8 pode-se obter as expressões para as restrições exergeticas da figura do diagrama funcional. Assim, vem que:

- Unidade 1: Turbina a gás

$$y_{1,1} = Ep_{TG} = (0,92) \cdot W_{TG} \cdot \eta_{M(TG)} \quad (6.93)$$

(W_{TG} é tirado de catálogos e nas condições nominais de projeto, tomadas para a altitude de 600 metros, o fator de correção é de 0,92)

$$y_{1,1} = \dot{m}_{GN} \cdot PCI_{GN} \quad (6.94)$$

- Unidade 2: Caldeira de recuperação

$$y_{2,1} = \dot{m}_{v(GN)} \cdot [\psi_1 - \psi_4 + v \cdot (P_4 - P_1)] \quad (6.95)$$

$$y_{2,1} = \dot{m}_{v(GN)} \cdot v \cdot (P_4 - P_1) \quad (6.96)$$

- Unidade 3: Caldeira

$$y_{3,1} = \dot{m}_{v(RSM)} \cdot [\psi_1 - \psi_4 + v \cdot (P_4 - P_1)] \quad (6.97)$$

$$y_{3,1} = \dot{m}_{RSM} \cdot PCI_{RSM} \quad (6.98)$$

(a \dot{m}_{RSM} , como uma função da variável independente $\dot{m}_{v(RSM)}$, pode ser calculada

pela seguinte fórmula: $\dot{m}_{RSM} = \frac{\dot{m}_{v(RSM)} \cdot (h_1 - h_4)}{0,85 \cdot PCI_{RSM}}$)

$$y_{3,2} = \dot{m}_{v(RSM)} \cdot v \cdot (P_4 - P_1) \quad (6.99)$$

- Unidade 4: Turbina a vapor de contrapressão (TV1)

$$y_{4,1} = Ep_{TV1} = \dot{m}_p \cdot (h_1 - h_2) \cdot \eta_{M(TV1)} \quad (6.100)$$

$$y_{4,1} = \dot{m}_p \cdot (\psi_1 - \psi_2) \quad (6.101)$$

- Unidade 5: Turbina a vapor de condensação (TV2)

$$y_{5,1} = Ep_{TV2} = \dot{m}_c \cdot (h_1 - h_c) \cdot \eta_{M(TV2)} \quad (6.102)$$

$$y_{5,1} = \dot{m}_c \cdot (\psi_1 - \psi_c) \quad (6.103)$$

sendo que: $\psi_c = (h_c - h_o) - T_o \cdot (s_c - s_o)$; $h_c = 251,11$ kJ/kg e $s_c = 0,8311$ kJ/kg.K - entalpia e entropia obtidas na tabela de vapor de água saturado, $T = 60^\circ\text{C}$, do livro do Van Wylen, Sonntag e Borgnakke (1995).

(Observe, também, pela figura 6.8 que $\dot{m}_c = \dot{m}_{v(RSM)} + \dot{m}_{v(GN)} - \dot{m}_p$)

- Unidade 6: Condensador

$$y_{6,1} = \dot{m}_c \cdot (h_c - h_3) \quad (6.104)$$

$$y_{6,1} = \dot{m}_c \cdot (\psi_c - \psi_3) \quad (6.105)$$

$$y_{6,2} = W_{\text{água}} = \dot{m}_{\text{água}} \cdot v_{\text{água}} \cdot f_{\text{cap}_{\text{bomba}}} \cdot (P_a - P_b) \quad (6.106)$$

(considere: $T_a = 25^\circ\text{C}$ e $T_b = 55^\circ\text{C}$)

- Unidade 7: Bomba

$$y_{7,1} = \left(\dot{m}_{v(RSM)} + \dot{m}_{v(GN)} \right) \cdot (\psi_4 - \psi_3) \quad (6.107)$$

$$y_{7,1} = W_{\text{bomba}} = \frac{\left(\dot{m}_{v(RSM)} + \dot{m}_{v(GN)} \right) \cdot (h_4 - h_3)}{\eta_{M(\text{bomba})}} \quad (6.108)$$

- Unidade 8: Junção

$$y_{8,1} = \left(\dot{m}_{v(RSM)} + \dot{m}_{v(GN)} \right) \cdot (\psi_1 - \psi_3) \quad (6.109)$$

$$y_{8,1} = y_{2,1} \quad (6.110)$$

$$y_{8,2} = y_{3,1} \quad (6.111)$$

$$y_{8,3} = \left(\dot{m}_{v(RSM)} + \dot{m}_{v(GN)} \right) \cdot [\psi_4 - \psi_3 - v \cdot (P_4 - P_1)] \quad (6.112)$$

- Unidade 9: Junção

$$y_{9,1} = Ep_{\text{TOTAL}} = Ep_{\text{TG}} + Ep_{\text{TV1}} + Ep_{\text{TV2}} \quad (6.113)$$

$$y_{9,1} = y_{1,1} \quad (6.114)$$

$$y_{9,2} = y_{4,1} \quad (6.115)$$

$$y_{9,3} = y_{5,1} \quad (6.116)$$

- Unidade 10: Partição

$$y_{10,1} = y_{6,2} \quad (6.117)$$

$$y_{10,2} = y_{7,1} \quad (6.118)$$

$$y_{10,3} = Er \quad (6.119)$$

$$y_{10,4} = Ep_{\text{TOTAL}} - Er - W_{\text{bomba}} - W_{\text{água}} \quad (6.120)$$

$$y_{10,1} = y_{9,1} \quad (6.121)$$

- Unidade 11: Partição

$$y_{11,1} = y_{3,2} \quad (6.122)$$

$$y_{11,2} = y_{2,1} \quad (6.123)$$

$$y_{11,3} = y_{8,3} \quad (6.124)$$

$$y_{11,1} = y_{7,1} \quad (6.125)$$

- Unidade 12: Partição

$$y_{12,1} = y_{4,1} \quad (6.126)$$

$$y_{12,2} = y_{5,1} \quad (6.127)$$

$$y_{12,3} = y_{6,1} \quad (6.128)$$

$$y_{12,4} = \dot{m}_p \cdot (\psi_2 - \psi_3) \quad (6.129)$$

$$y_{12,1} = y_{8,1} \quad (6.130)$$

B) Restrições de cunho ambiental

Assim como ocorreu no Estudo de Caso 1, a exergia dos gases de escape também não será considerada nestes cálculos, uma vez que a quantidade de poluente está sendo calculada em função do fator de emissão, de acordo com Frangopoulos (1992).

Conforme estimado por U.S. EPA (2002j), os valores para os fatores de emissão de SO₂, MP e NO_x para a queima de gás natural são, respectivamente:

$$fe_{(GN)}^{SO_2} = \frac{1,48 \times 10^{-5} \text{ kg de SO}_2}{\text{kg de GN}}, \quad fe_{(GN)}^{MP} = \frac{1,87 \times 10^{-4} \text{ kg de MP}}{\text{kg de GN}} \quad e$$

$$fe_{(GN)}^{NO_x} = \frac{4,2 \times 10^{-3} \text{ kg de NO}_x}{\text{kg de GN}}. \text{ Desse modo, as vazões mássicas de SO}_2, \text{ MP e}$$

NO_x antes do abatimento, para este segundo Estudo de Caso, podem ser calculadas da seguinte forma:

$$\dot{p}i^{SO_2} = (\dot{m}_{RSM} \cdot fe_{(RSM)}^{SO_2}) + (\dot{m}_{GN} \cdot fe_{(GN)}^{SO_2}) \quad (6.131)$$

$$\dot{p}i^{MP} = (\dot{m}_{RSM} \cdot fe_{(RSM)}^{MP}) + (\dot{m}_{GN} \cdot fe_{(GN)}^{MP}) \quad (6.132)$$

$$\dot{p}i^{NO_x} = (\dot{m}_{RSM} \cdot fe_{(RSM)}^{NO_x}) + (\dot{m}_{GN} \cdot fe_{(GN)}^{NO_x}) \quad (6.133)$$

Através do uso das equações (6.37-6.39), pode-se mais uma vez obter as vazões mássicas de SO₂, MP e NO_x emitidos para a atmosfera (ou seja, após a redução nos equipamentos de controle).

C) Variáveis binárias

Continuar empregando também as equações (6.40) e (6.41).

6.3.2.5 - Expressões para as funções de custos

Neste sub-item apresentam-se as funções de custos para os equipamentos (turbina a gás, caldeira de recuperação, caldeira, turbinas a vapor de contrapressão e de condensação, condensador e bomba) e insumos (gás natural, RSM e eletricidade) relativos ao sistema de co-geração proposto, como também as funções para os custos ambientais (do controle ambiental e do dano social), todos com valores em US\$/ano.

A) Custos dos equipamentos

Das equações de custo apresentadas em Silveira (1990), Silveira e Nogueira (1992) e Tuna (1999), pode-se derivar as seguintes funções de custos referentes às aquisições das unidades do sistema de co-geração proposto, em bases anuais e considerando a taxa equivalente de manutenção. Assim, tem-se:

- Unidade 1: Turbina a gás

$$Z_{TG} = 650 \text{ [US\$/kW]}$$

(retirado, para o conjunto a gás escolhido, do Gas Turbine World Handbook, 2001-2002)

$$Z_{TG}^{\text{anualizado}} = \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot Z_{TG} \cdot y_{1,1} \quad (6.134)$$

- Unidade 2: Caldeira de recuperação

$$Z_{CR} = 4745 \cdot \left(\frac{\dot{m}_v \cdot (h_e - h_s)}{\log(T_e - T_s)} \right)^{0,8} + 11820 \cdot \dot{m}_v + 658 \cdot \dot{m}_{\text{gases}} \quad (6.135)$$

$$Z_{CR}^{\text{anualizado}} = \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left[4745 \cdot \left(\frac{\left(\frac{y_{2,1}}{A''} \right) \cdot (h_4 - h_1)}{\log(T_4 - T_1)} \right)^{0,8} + 11820 \cdot \left(\frac{y_{2,1}}{A''} \right) + 658 \cdot \dot{m}_{\text{gases}} \right] \quad (6.136)$$

com: $A'' = \psi_1 - \psi_4 + v \cdot (P_4 - P_1) \dots [\text{kJ/kg}]$

- Unidade 3: Caldeira

$$Z_{\text{caldeira}}^{\text{anualizado}} = 2567,645 \cdot \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left(\frac{y_{3.1}^{(\text{ST})}}{A'} \right)^{0,67} \quad (6.137)$$

com: $y_{3.1}^{(\text{ST})} \rightarrow$ valor de $y_{3.1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

$$A' = \psi_1 - \psi_4 + v \cdot (P_4 - P_1) \dots [\text{kcal/kg}]$$

- Unidade 4: Turbina a vapor de contrapressão (TV1)

$$Z_{\text{TV1}}^{\text{anualizado}} = \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left[57,761 \cdot (y_{4.1}^{(\text{ST})})^{0,68} + 0,0085 \cdot (y_{4.1}^{(\text{ST})})^{0,95} \right] \quad (6.138)$$

com: $y_{4.1}^{(\text{ST})} \rightarrow$ valor de $y_{4.1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

- Unidade 5: Turbina a vapor de condensação (TV2)

$$Z_{\text{TV}} = 7490 \cdot (E_{p_{\text{TV}}})^{0,70} \cdot \left[1 + \left(\frac{1 - 0,95}{1 - \eta_{\text{TV}}} \right)^3 \right] \cdot \left[1 + 5 \cdot \exp\left(\frac{T_e - 866}{10,42} \right) \right] \quad (6.139)$$

$$Z_{\text{TV2}}^{\text{anualizado}} = 7490 \cdot \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot (y_{5.1})^{0,70} \cdot \left[1 + \left(\frac{1 - 0,95}{1 - \eta_{\text{M(TV2)}}} \right)^3 \right] \cdot \left[1 + 5 \cdot \exp\left(\frac{T_1 - 866}{10,42} \right) \right] \quad (6.140)$$

- Unidade 6: Condensador

$$Z_{\text{condensador}}^{\text{anualizado}} = 20,566 \cdot \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot (D \cdot y_{6.1}^{(\text{ST})})^{0,55} \quad (6.141)$$

com: $y_{6.1}^{(\text{ST})} \rightarrow$ valor de $y_{6.1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

$$D = \frac{(h_1 - h_c)}{(h_c - h_3)}$$

- Unidade 7: Bomba

$$Z_{\text{bomba}}^{\text{anualizado}} = \left(\frac{1}{\text{FRC}} \right) \cdot (1 + t_m) \cdot \left[6,522 \cdot \left(\frac{y_{7.1}^{(\text{ST})}}{B} \right)^{0,59} + 0,3264 \cdot \left(\frac{y_{7.1}^{(\text{ST})}}{C} \right)^{0,87} \right] \quad (6.142)$$

com: $y_{7.1}^{(\text{ST})} \rightarrow$ valor de $y_{7.1}$ no sistema técnico...[kcal/h]

$$B = \psi_4 - \psi_3 \dots [\text{kcal/kg}]$$

$$C = \eta_{\text{M(bomba)}} \cdot \eta_{\text{II(bomba)}}$$

$$\eta_{\text{II(bomba)}} = \frac{y_{7.1}}{y_{7.1}^{(\text{ST})}}$$

B) *Custo ou renda associada aos insumos*

Os custos associados aos insumos necessários ao sistema do ambiente exterior, assim como a renda obtida do sistema pela venda de eletricidade ao pólo industrial e à concessionária, podem ser determinados com o uso das equações a seguir:

$$\Gamma_{0.1} = \left(\frac{\$_{\text{GN}}}{\text{PCI}_{\text{GN}}} \right) \cdot y_{0.1} \cdot \text{TAFS} \quad (6.143)$$

(conforme dados fornecidos pela Gazeta Mercantil (2002), o valor adotado para $\$_{\text{GN}}$ será de 0,15 US\$/kg)

$$\Gamma_{0.2} = \left(\frac{\$_{\text{RSM}}}{\text{PCI}_{\text{RSM}}} \right) \cdot y_{0.2} \cdot \text{TAFS} \quad (6.144)$$

$$\Gamma_{0.1} = c_{\text{elvd}} \cdot y_{0.1} \cdot \text{TAFH} \quad (6.145)$$

$$\Gamma_{0.2} = c_{\text{elvd}} \cdot y_{0.2} \cdot \text{TAFH} \quad (6.146)$$

C) *Custo do controle ambiental*

Continuar utilizando as expressões (6.52-6.67), trocando-se apenas nas oito primeiras fórmulas $y_{2.1}$ por $y_{9.1}$.

D) *Custo do dano social*

Continuar adotando também as equações (6.68-6.91).

6.3.2.6 - Resultados da otimização para o Estudo de Caso 2

Os cenários (figura 6.7) abordados no primeiro Estudo de Caso ainda continuarão valendo para o Estudo de Caso 2; desse modo, o problema de otimização aqui (neste segundo Estudo de Caso) tem sido solucionado para os valores de parâmetros de entrada dados na tabela 6.9 enquanto que os resultados são apresentados pela tabela 6.10.

Tabela 6.9 - Valores de parâmetros de entrada para o Estudo de Caso 2

$T_o = 298,15$ [K]	$fcap_{bomba} = 0,80$
$T_1 = 673,15$ [K]	$m_{GN} = 0,163$ [kg/s]
$T_4 = 398,65$ [K]	$m_{gases} = 10,187$ [kg/s]
$P_1 = 4200$ [kPa]	$m_{v(GN)} = 1,42$ [kg/s]
$P_4 = 4400$ [kPa]	$m_{água} = 2,95$ [kg/s]
$P_a = 3,169$ [kPa]	$\$_{RSM} = 0,015$ [US\$/kg]
$P_b = 15,76$ [kPa]	$\$_{GN} = 0,15$ [US\$/kg]
$h_o = 104,96$ [kJ/kg]	$Er = 750$ [kW]
$h_1 = 3210,00$ [kJ/kg]	$FRC = 6,8110$ [ano]
$h_2 = 2787,00$ [kJ/kg]	$t_m = 0,08$
$h_3 = 525,00$ [kJ/kg]	$TAFS = 25920000$ [seg/ano]
$h_4 = 530,00$ [kJ/kg]	$TAFH = 7200$ [horas/ano]
$h_c = 251,11$ [kJ/kg]	$c_{elvd} = 0,030$ [US\$/kW.h]
$s_o = 0,3673$ [kJ/kg.K]	$Z_{FM} = 49,49$ [US\$/kW]
$s_1 = 6,7432$ [kJ/kg.K]	$Z_{PE} = 63,75$ [US\$/kW]
$s_2 = 6,7620$ [kJ/kg.K]	$Z_{SD} = 125,00$ [US\$/kW]
$s_3 = 1,5812$ [kJ/kg.K]	$Z_{ws} = 165,00$ [US\$/kW]
$s_4 = 1,5827$ [kJ/kg.K]	$Z_{SCR} = 80,00$ [US\$/kW]
$s_c = 0,8311$ [kJ/kg.K]	$Z_{SNCR} = 10,00$ [US\$/kW]
$PCI_{RSM} = 5000$ [kJ/kg]	$fe_{(RSM)}^{SO_2} = 0,00195$ [kg SO ₂ /kg RSM]
$PCI_{GN} = 58500$ [kJ/kg]	$fe_{(RSM)}^{MP} = 0,0348$ [kg MP/kg RSM]
$v = 0,0697$ [m ³ /kg]	$fe_{(RSM)}^{NO_x} = 0,00251$ [kg NO _x /kg RSM]
$v_{água} = 0,0010$ [m ³ /kg]	$fe_{(GN)}^{SO_2} = 0,0000148$ [kg SO ₂ /kg GN]
$\eta_{M(TG)} = 0,95$	$fe_{(GN)}^{MP} = 0,000187$ [kg MP/kg GN]

$\eta_{M(TV1)} = 0,95$	$fe_{(GN)}^{NO_x} = 0,0042 \text{ [kg NO}_x\text{/kg GN]}$
$\eta_{M(TV2)} = 0,95$	
$\eta_{M(bomba)} = 0,80$	
$W_{TG} = 1800 \text{ [kW]}$	
$Z_{TG} = 650,00 \text{ [US\$/kW]}$	

Tabela 6.10 - Resultados da otimização - Estudo de Caso 2

Cenário	Rota de controle selecionada	Variáveis de decisão		Custos ambientais da (rc) selecionada					Valor ótimo local de F [US\$/ano]
		δ	$C_{\text{contr. unit.}}^{\text{poluente removido}}$ [US\$/kg de poluente removido]	$Z_{rc}^{\text{anualizado}}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{op. anual}}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{ext. anual}(\text{SO}_2)}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{ext. anual}(\text{MP})}$ [US\$/ano]	$\Gamma_{rc}^{\text{ext. anual}(\text{NO}_x)}$ [US\$/ano]	
(1)	rc2	$\delta_{FM} = 0,95$ $\delta_{SD} = 0,70$ $\delta_{SNCR} = 0,60$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}} = 0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}} = 0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}} = 0,680$	249679,60	52870,23	0,0	0,0	0,0	1153909,00
(2)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}} = 0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}} = 0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}} = 0,680$	249679,60	63923,41	2656,99	1494,606	21533,47	1190647,00
(3)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}} = 0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}} = 0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}} = 0,680$	249679,60	63923,41	5566,267	1777,123	42949,41	1215255,00
(4)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}} = 0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}} = 0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}} = 0,680$	249679,60	63923,41	8475,544	2059,64	64365,34	1239862,00
(5)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}} = 0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}} = 0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}} = 0,680$	249679,60	63923,41	11384,82	2342,157	85781,27	1264470,00
(6)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{\text{contr. unit.}} = 0,041$ $C_{SD}^{\text{contr. unit.}} = 0,300$ $C_{SNCR}^{\text{contr. unit.}} = 0,680$	249679,60	63923,41	14294,10	2624,674	107197,20	1289078,00

(7)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{SD}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SNCR}^{contr.unit.} = 0,680$	249679,60	63923,41	2656,99	1777,123	64365,34	1233761,00
(8)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{SD}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SNCR}^{contr.unit.} = 0,680$	249679,60	63923,41	8475,544	1777,123	21533,47	1196748,00
(9)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{SD}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SNCR}^{contr.unit.} = 0,680$	249679,60	63923,41	8475,544	2342,157	107197,20	1282977,00
(10)	rc2	$\delta_{FM} = 0,999$ $\delta_{SD} = 0,90$ $\delta_{SNCR} = 0,80$	$C_{FM}^{contr.unit.} = 0,041$ $C_{SD}^{contr.unit.} = 0,300$ $C_{SNCR}^{contr.unit.} = 0,680$	249679,60	63923,41	14294,10	2342,157	64365,34	1245963,00

Nota: em todos os cenários abordados também se obteve: $m_{RSM} = 0,6305$ [kg/s], $m_{v(RSM)} = 1,0$ [kg/s], $m_p = 1,0$ [kg/s], $Z_{TG}^{anualizado} = 162147,50$ [US\$/ano], $Z_{CR}^{anualizado} = 142180,00$ [US\$/ano], $Z_{caldeira}^{anualizado} = 98281,22$ [US\$/ano], $Z_{TV1}^{anualizado} = 53704,66$ [US\$/ano], $Z_{TV2}^{anualizado} = 787994,60$ [US\$/ano], $Z_{condensador}^{anualizado} = 13187,83$ [US\$/ano], $Z_{bomba}^{anualizado} = 456,9421$ [US\$/ano], $\Gamma_{0,1} = 633744,00$ [US\$/ano], $\Gamma_{0,2} = 245172,70$ [US\$/ano], $\Gamma_{0,1} = 162000,00$ [US\$/ano] e $\Gamma_{0,2} = 1123511,00$ [US\$/ano].

Neste segundo Estudo de Caso, verifica-se que a solução obtida é robusta, facilitando, assim, o planejamento ambiental; é importante constatar que o ciclo combinado apresenta um custo de capital anualizado bem maior que o do ciclo a vapor analisado no Estudo de Caso 1, o que em si não representa grande problema, uma vez que a grande quantidade de potência excedente disponibilizada por este ciclo permite, com taxas adequadas para sua comercialização, viabilizá-lo para a prática da co-geração com RSM na Região de Guaratinguetá.

CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A questão do aproveitamento dos resíduos urbanos como fonte energética vem sendo proposta por diversos autores e uma das suas vantagens seria a eliminação física de parcela significativa do volume de aterramento necessário para a atual deposição desse material em aterros sanitários, o que representa um custo tanto pelo ponto de vista do uso de áreas economicamente rentáveis quanto pelas doenças que os mesmos podem causar à população, além dos problemas sociais e ambientais dele decorrentes.

No atual contexto mundial¹, em que se observam:

- posições de dominação geopolítica entre os países que detém poços de petróleo e aqueles que apresentam grande demanda por esse produto;
 - indisposição de alguns governos de países desenvolvidos frente à demanda da sociedade por novas formas de geração, ambientalmente mais favoráveis, em comparação com as atuais formas de geração;
 - dificuldades para que acordos internacionais do porte do Protocolo de Quioto sejam ratificados por alguns dos países que causam maiores impactos sobre o meio ambiente em suas atividades de produção,
- a discussão acerca da adequação de novas formas de geração a partir do emprego de biomassas (tanto vegetais quanto os resíduos sólidos municipais) deve ser incentivada de modo a que sejam identificadas as condições a partir das quais se tornem viáveis do ponto de vista técnico, econômico e ambiental.

Dentre os objetivos propostos para esta Tese encontram-se a análise da situação ambiental vigente, no Brasil e nos principais países que incineram RSM, de modo a definir as contribuições mais significativas sobre este tema.

De igual sorte, foi apresentado como proposta de atividades uma revisão acerca dos parâmetros de emissão praticados nesses países para que se dispusesse de um conjunto de informações que servisse como suporte para a modelagem

¹ Na oportunidade em que o presente capítulo está sendo escrito, os Estados Unidos, a Grã-Bretanha e a Espanha encontram-se em guerra contra o Iraque em nome da “defesa da humanidade” contra um regime tirânico de mais de duas décadas sob o comando de Saddam Hussein, após uma seqüência de disputas em que a ONU foi afastada de suas prerrogativas. Os comentários dos principais analistas mundiais relativizam tal objetivo, dado que há grandes interesses econômicos em jogo.

pretendida nessa análise. Tal levantamento foi realizado e consta do Capítulo 3 desta tese.

Por conta da necessidade do atendimento das condições impostas pela legislação ambiental, bem como pela demanda por índices adequados para a modelagem termoeconômica a ser proposta, foram analisadas as principais formas de purificação dos gases de escape (tecnologias de controle de emissões), assim como os valores praticados pelas mesmas em condição de estado-da-arte, em termos de custo de investimento, custo do controle e eficiência de remoção.

Para a composição do modelo termoeconômico que contemplasse as análises propostas para a presente Tese de Doutorado, foi feita uma revisão acerca das principais contribuições dentro desse campo do conhecimento, buscando-se identificar aquelas que melhor corresponderiam às necessidades de modelagem do problema em questão.

A partir dessas considerações, e com base na revisão bibliográfica, foi identificada a necessidade de que rotas de controle que contemplassem seqüências de remoção e limpeza dos gases em termos de particulados, NO_x e SO₂ fossem adequadamente modeladas e incorporadas à decisão acerca do futuro investimento de sistemas de co-geração baseados na queima de RSM.

Um conceito pertinente aos estudos de síntese de sistemas de geração estabelece que é possível desenvolver análises sobre o desempenho operacional do conjunto desses equipamentos tanto a partir de **estruturas fixas** (em que o conjunto de equipamentos do sistema encontra-se previamente definido) quanto a partir de **superestruturas ou módulos de projeto**, em que uma nova configuração pode ser gerada a cada simulação ou análise a partir de um conjunto maior, que contempla grande diversidade de componentes, os quais podem ser incorporados ou não ao estudo (Silva et al., 2002).

A partir dessa lógica, foram concebidas duas estruturas para o emprego da co-geração em um pólo industrial hipotético, assumido como potencialmente interessante de ser construído na Região de Guaratinguetá, que pudesse associar a manipulação do lixo urbano gerado no conjunto de cidades dessa localidade à geração de insumos energéticos (eletricidade e vapor de processo) para um

conjunto de empresas ali estabelecidas (Holanda, 1998). Naquela oportunidade, realizou-se a análise do ponto de vista técnico e econômico, sem a preocupação ambiental, e uma das recomendações sugeridas a título de continuidade do projeto seria a avaliação ambiental daquele mesmo processo.

Nesta pesquisa, realiza-se o estudo ambiental então sugerido a partir de uma modelagem termoeconômica que incorpora a avaliação das melhores tecnologias para a remoção de alguns poluentes. Para tanto, foram analisadas as principais tecnologias de remoção e verificadas as formas pelas quais as mesmas poderiam ser associadas para uma atuação conjunta; com isso, oito rotas apresentaram-se como tecnicamente possíveis. O modelo environômico proposto por Frangopoulos (1991; 1992) apresenta-se como uma formulação adequada para o desenvolvimento aqui proposto, tendo em vista que a concepção baseada na análise funcional termoeconômica é inserida a programação inteira para a seleção da rota com menores custos ambientais (do controle e do dano).

A primeira estrutura fixa, que consta de um ciclo a vapor com caldeira convencional para a queima de RSM, empregando também uma turbina a vapor do tipo contrapressão para gerar vapor e energia elétrica, foi analisada dentro do Estudo de Caso 1, em que os resultados obtidos (ver tabela 6.8) para a atual produção de lixo incinerável na Região de Guaratinguetá não são favoráveis, visto que sem a incorporação dos custos ambientais a despesa já superava a renda (pois a quantidade total de eletricidade gerada pela central de co-geração não era suficiente para atender as demandas interna e externa, tendo que comprar ou adquirir o restante de uma concessionária) e a solução na busca da melhor rota de controle (ou seja, a rota com o menor somatório de custos ambientais anualizados) não se mostrou robusta, dificultando assim o planejamento ambiental em relação aos diversos cenários ambientais abordados.

Com base nisso, foram analisadas outras condições operacionais: procurou-se trabalhar com o dobro, o triplo e o quádruplo da vazão mássica de RSM a ser incinerado e aumentou-se, também, o preço de venda da eletricidade para US\$ 0,040/kW.h (tal valor se justifica, pelo fato de que além de tirar o lixo

do meio ambiente está se agregando, também, aos custos privados o valor das externalidades ambientais e sociais). Como novos resultados, foi obtido:

- para o dobro da vazão de lixo, o custo total do empreendimento situa-se entre US\$ 1883413,32-2019991,58, com uma renda de US\$ 227865,60/ano e uma despesa variando de US\$ 91172,86 à US\$ 211668,94/ano (conferindo, então, para esta condição operacional um *payback* entre 13,7 e 124,7 anos);
- para o triplo da vazão de lixo, o custo total do empreendimento situa-se entre US\$ 2518057,00-2722924,28, com uma renda de US\$ 586971,10/ano e uma despesa variando de US\$ 136759,30 à US\$ 401541,69/ano (conferindo, então, para esta condição operacional um *payback* entre 5,5 e 13,9 anos);
- para o quádruplo da vazão de lixo, o custo total do empreendimento situa-se entre US\$ 3098090,38-3371246,97, com uma renda de US\$ 946076,60/ano e uma despesa variando de US\$ 182345,70 à US\$ 463028,77/ano (conferindo, então, para esta condição operacional um *payback* entre 4 e 6,5 anos).

Para o ciclo combinado, composto por uma turbina a gás, queimando gás natural, com caldeira de recuperação sem queima suplementar e um ciclo a vapor, queimando RSM, no qual será adicionada à turbina a vapor de contrapressão pura outra de condensação pura, avaliado no Estudo de Caso 2, constatou-se (com base nos dados da tabela 6.10) para a atual produção de lixo incinerável na Região de Guaratinguetá uma inviabilidade quanto a sua implantação, visto que o *payback* situa-se entre 29 e 46,9 anos.

Para as novas condições operacionais já abordadas para o ciclo a vapor (queimando o dobro, o triplo e o quádruplo de RSM e assumindo um preço de venda para a energia elétrica de US\$ 0,040/kW.h), foram obtidos os seguintes resultados para esta segunda configuração fixa:

- para o dobro da vazão de lixo, o custo total do empreendimento situa-se em US\$ 11000389,51, com uma renda de US\$ 1827947,00/ano e uma despesa variando de US\$ 732200,66 à US\$ 967722,11/ano (conferindo, então, para esta condição operacional um *payback* entre 10 e 12,7 anos);

- para o triplo da vazão de lixo, o custo total do empreendimento situa-se em US\$ 11634939,10, com uma renda de US\$ 2187052,70/ano e uma despesa variando de US\$ 777787,10 à US\$ 1113660,96/ano (conferindo, então, para esta condição operacional um *payback* entre 8,2 e 10,8 anos);
- para o quádruplo da vazão de lixo, o custo total do empreendimento situa-se em US\$ 12214907,09, com uma renda de US\$ 2546158,40/ano e uma despesa variando de US\$ 823373,50 à US\$ 1129033,50/ano (conferindo, então, para esta condição operacional um *payback* entre 7,1 e 8,6 anos).

Deve-se esclarecer, nesse ponto, que a metodologia empregada no modelo de otimização environômico baseado em rotas de controle de poluentes buscou minimizar os custos exergoeconômicos, de investimento e ambientais; com isso, os valores de *payback* que então se apresenta teriam por objetivo simplesmente permitir uma avaliação expedita da atratividade do empreendimento proposto sem levar em conta as taxas de juros.

Claro está, também, que pelos valores alcançados para o *payback* em ambas as configurações, a atratividade desse empreendimento para empresas seria baixa, considerando-se as atuais condições econômicas e ambientais do momento, o que implicaria numa forte atuação do setor público na condução desse empreendimento e na indução de ações que pudessem contribuir para uma maior participação do setor privado nessa atividade.

A baixa atratividade aqui demonstrada diz respeito, particularmente, à baixa taxa de produção de RSM na Região de Guaratinguetá, visto que com o aumento dessas quantidades observa-se uma melhora significativa em tais índices. Com isso, é possível imaginar-se uma situação em que a participação de empresas privadas, que por motivos técnicos precisam destruir seus resíduos, poderia viabilizar iniciativas dessa ordem.

Na medida em que as análises aqui apresentadas dizem respeito a uma formulação para avaliação das condições em que os RSM podem vir a ser incorporados na co-geração para o atendimento de demandas energéticas em pólos industriais, e considerando-se que se buscou identificar valores correspondentes ao estado-da-arte dos equipamentos de controle de poluentes, não houve maior

preocupação acerca da variabilidade que bem pode ser encontrada no amplo espectro das tecnologias existentes no mercado, entendendo-se que para um estudo de caso real tais valores serão devidamente contemplados.

É importante destacar que nesses cálculos está sendo considerada a incorporação dos custos ambientais (externalidades sociais), tomadas com base na experiência internacional. Uma vez que a atual legislação brasileira não contempla essa possibilidade, não foi objetivo desta Tese identificar os melhores valores para custos externos a serem praticados quando da co-geração com RSM; entretanto, a modelagem (ou formulação) apresentada suporta tais avaliações, as quais são sugeridas a título de continuidade desta Tese.

Um outro aspecto importante e que deve ser futuramente abordado diz respeito às formulações de análise econômica; verifica-se uma tendência a empregarem-se modelos com características probabilísticas para a análise de expansão de novos sistemas, uma vez que a formulação tradicional da engenharia econômica não necessariamente traduz as oportunidades futuras, no momento da decisão, com respeito às oportunidades de geração de energia. A incorporação, portanto, de modelos como o de opções reais (Gomes, 2002), em associação com os modelos de otimização, podem se traduzir em ferramentas mais portentosas para a tomada de decisão.

Além destas duas recomendações, é interessante também acrescentar à lista de futuras propostas de continuidade da presente Pesquisa uma avaliação da influência do aquecimento do ar de combustão do RSM sobre a redução dos custos operacionais e uma análise de previsão das rotas ótimas de controle para determinados cenários em procedimentos de expansão do sistema, ou seja, utilizar a formulação apresentada no Capítulo 6 como base para uma análise temporal.

REFERÊNCIAS

ABDALLAH, H.; HARVEY, S. Thermodynamic analysis of chemically recuperated gas turbines. **International Journal of Thermal Sciences**, v. 40, p. 372-384, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 1265**: incineração de resíduos sólidos perigosos - padrões de desempenho. São Paulo, 1989. Disponível em: <<http://www.abntdigital.com.br>>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ISO 14001**: sistemas de gestão ambiental - especificações e diretrizes para uso. São Paulo, 1996a. Disponível em: <<http://www.abntdigital.com.br>>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ISO 14004**: sistemas de gestão ambiental - diretrizes gerais sobre princípios, sistemas e técnicas de apoio. São Paulo, 1996b. Disponível em: <<http://www.abntdigital.com.br>>.

AGAZZANI, A.; MASSARDO, A. F. A tool for thermoeconomic analysis and optimization of gas, steam and combined plants. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, v. 119, p. 885-892, 1997.

AGAZZANI, A.; MASSARDO, A. F.; FRANGOPOULOS, C. A. Environmental influence on the thermoeconomic optimization of a combined plant with NO_x abatement. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, v. 120, p. 557-565, 1998.

ALMEIDA, L. T. **Política ambiental: uma análise econômica**. São Paulo: Papirus/Ed. Unesp, 1998. 192p.

ALTMAN, A.; AMANN, M.; KLAASSEN, G.; RUSZCZYNSKI, A.; SCHÖPP, W. Cost-effective sulphur emission reduction under uncertainty. **European Journal of Operational Research**, v. 90, p. 395-412, 1996.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Life cycle assessment and linear programming - environmental optimisation of product system. **Computers and Chemical Engineering**, v. 19, Suplemento, p. S229-S234, 1995.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 7, p. 101-119, 1999a.

AZAPAGIC, A.; CLIFT, R. Life cycle assessment and multiobjective optimisation. **Journal of Cleaner Production**, v. 7, p. 135-143, 1999b.

BACON, G. H.; LI, R.; LIANG, K. Y. Control particulate and metal HAPs. **Chemical Engineering Progress**, v. 93, n. 12, p. 59-67, 1997.

BAI, H.; WEI, J. H. The CO₂ mitigation options for the electric sector: a case study of Taiwan. **Energy Policy**, v. 24, p. 221-228, 1996.

BALESTIERI, J. A. P. **Planejamento de centrais de co-geração: uma abordagem multiobjetiva**. 1994. 151f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia, Universidade de Campinas, Campinas.

BALESTIERI, J. A. P. **Avaliação tecnológica e metodológica para o planejamento de centrais de co-geração**. 2001. 154f. Relatório (Pós-Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BALESTIERI, J. A. P. **Co-geração: geração combinada de eletricidade e calor**. Florianópolis: Ed. da UFSC, 2002a. 279p.

BALESTIERI, J. A. P. **Otimização de sistemas energéticos**. Guaratinguetá: UNESP/Departamento de Energia, 2002b. 124p.

BALESTIERI, J. A. P.; NEBRA, S. A.; GALLO, W. L. R.; OLIVEIRA JÚNIOR, S.; NOGUEIRA, L. A. H. Metodologias para a análise de sistemas energéticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA MECÂNICA, 15., 1999, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: UNICAMP, 1999. 1 CD.

BEJAN, A.; TSATSARONIS, G.; MORAN, M. **Thermal design and optimization**. New York: John Wiley & Sons, 1996. 542p.

BIZZO, W. A.; GOLDSTEIN JR., L. Incineração de lixo urbano com geração de energia elétrica. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANEJAMENTO ENERGÉTICO, 2., 1994, Campinas. **Anais...** Campinas: UNICAMP, 1994. p. 444-449.

BORCHIPELLINI, R.; MASSARDO, A. F.; SANTARELLI, M. Analytical procedure for carbon tax evaluation. **Energy Conversion & Management**, v. 41, p. 1509-1531, 2000.

CARCASCI, C.; FACCHINI, B.; HARVEY, S. Modular approach to analysis of chemically recuperated gas turbine cycles. **Energy Conversion & Management**, v. 39, n. 16-18, p. 1693-1703, 1998.

CASTRO, J. N. C.; NASCIMENTO, N. Reciclagem: mais que um simples dever, uma grande necessidade. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E PÓS-GRADUAÇÃO, 5., 2002, Guaratinguetá. **Anais...** Guaratinguetá: UNESP/FEG, 2002. 1 CD.

CERQUEIRA, S. A. A. G. **Metodologias de análise termoeconômica de sistemas**. 1999. 137f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia, Universidade de Campinas, Campinas.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Compilação de padrões ambientais**. São Paulo: Diretoria de Normas e Padrões Ambientais, 1994. 8p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Legislação Federal: controle da poluição ambiental**. São Paulo: Série Documentos, 1995. 213p.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). **Legislação Estadual: controle da poluição ambiental**. São Paulo: Série Documentos, 1999. 498p.

CHO, S. M. Properly apply selective catalytic reduction for NO_x removal. **Chemical Engineering Progress**, v. 90, n. 1, p. 39-45, 1994.

CONRAD, K.; KOHN, R. E. The US market for SO₂ permits. **Energy Policy**, v. 24, n. 12, p. 1051-1059, 1996.

CURTI, V.; von SPAKOVSKY, M.R.; FAVRAT, D. An environomic approach for the modeling and optimization of a district heating network based on centralized and decentralized heat pumps, cogeneration and/or gas furnace. Part I: methodology. **Int. J. Therm. Sci.**, v. 39, p. 721-730, 2000a.

CURTI, V.; von SPAKOVSKY, M.R.; FAVRAT, D. An environomic approach for the modeling and optimization of a district heating network based on centralized and decentralized heat pumps, cogeneration and/or gas furnace. Part II: application. **Int. J. Therm. Sci.**, v. 39, p. 731-741, 2000b.

DASKALOPOULOS, E.; BADR, O.; PROBERT, S. D. Economic and environmental evaluations of waste treatment and disposal technologies for municipal solid waste. **Applied Energy**, v. 58, n. 4, p. 209-255, 1997.

DEMPSEY, C. R.; OPPELT, E. T. Incineration of hazardous waste: a critical review update. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 43, p. 1-80, 1993.

DEPARTAMENTO DE ENERGIA DO GOVERNO DA CALIFÓRNIA. **Municipal solid waste power plants**. Califórnia, 1998. Disponível em: <<http://www.energy.ca.gov/development/biomass/msw.html>>.

EIDENSTEN, L.; YANG, J.; SVEDBERG, G. Biomass externally fired gas turbine cogeneration. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, v. 118, p. 604-609, 1996.

EKINS, P. European environmental taxes and charges: recent experience, issues and trends. **Ecological Economics**, v. 31, p. 39-62, 1999.

EL-SAYED, Y. M.; EVANS, R. B. Thermoconomics and the design of heat systems. **Journal of Engineering for Power**, v. 92, n. 1, p. 27-35, 1970.

EUROPEAN UNION EPA. **COUNCIL DIRECTIVE 89/369/EEC**: prevention of air pollution from new municipal waste incineration plants. União Européia, 1989a. Disponível em: <http://europa.eu.int/eur-lex/en/lif/dat/1989/en_389LO369.html>.

EUROPEAN UNION EPA. **COUNCIL DIRECTIVE 89/429/EEC**: reduction of air pollution from existing municipal waste incineration plants. União Européia, 1989b. Disponível em: <http://europa.eu.int/eur-lex/en/lif/dat/1989/en_389LO429.html>.

EVANS, R. B. Thermo-economic isolation and essergy analysis. **Energy**, v. 5, p. 805-821, 1980.

FELIPE, H. **Reflexões sobre a poluição do ar**. Guaratinguetá: UNESP/Departamento de Físico-Química, 1996. 52p.

FERREIRA, A. L.; BAJAY, S. V. A “internalização” dos custos ambientais e sociais da geração de energia elétrica: experiência internacional e perspectivas para o Brasil. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE GERAÇÃO E TRANSMISSÃO DE ENERGIA ELÉTRICA, 3., 1997, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: UNESP, 1997. p. 62-66.

FRANGOPOULOS, C. A. **Thermoeconomic functional analysis: a method for optimal design or improvement of complex thermal systems**. 1983. 242f. PhD. Thesis - School of Mechanical Engineering, Georgia Institute of Technology, Georgia.

FRANGOPOULOS, C. A. Thermo-economic functional analysis and optimization. **Energy**, v. 12, p. 563-571, 1987a.

FRANGOPOULOS, C. A. Thermo-economic functional optimization of a cogeneration. **ASME COGEN-TURBO**, v. 1, p. 323-329, 1987b.

FRANGOPOULOS, C. A. Intelligent functional approach: a method for analysis and optimal synthesis-design-operation of complex systems. In: FLORENCE

WORLD ENERGY RESEARCH SYMPOSIUM, 1990, Firenze. **Anais...** Firenze, 1990. p. 597-609.

FRANGOPOULOS, C. A. Introduction to environomics. **Second Law Analysis - Industrial and Environmental Applications**, v. 25, p. 49-54, 1991.

FRANGOPOULOS, C. A. An introduction to environomic analysis and optimization of energy-intensive systems. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ECOS' 92 ON EFFICIENCY, COSTS, OPTIMIZATION AND SIMULATION OF ENERGY SYSTEMS, 1992, Zaragoza. **Anais...** Zaragoza, 1992. p. 231-239.

FRANGOPOULOS, C. A. Application of the thermoeconomic functional approach to the CGAM problem. **Energy**, v. 19, n. 3, p. 323-342, 1994.

FRANGOPOULOS, C. A.; CARALIS, Y. C. A method for taking into account environmental impacts in the economic evaluation of energy systems. **Energy Conversion & Management**, v. 38, p. 1751-1763, 1997.

GARG, A. Specify better low-NO_x burners for furnaces. **Chemical Engineering Progress**, v. 90, n. 1, p. 46-49, 1994.

GAS TURBINE WORLD HANDBOOK, 2001-2002.

GAZETA MERCANTIL, 2002.

GOMES, L.L. **Avaliação de termelétricas no Brasil estudando o melhor momento de investimento por modelos de opções reais**. 2002. 94f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção - Finanças e Análises de Investimentos) - Faculdade de Engenharia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

GOTTSCHALK, J.; BUTTMANN, P.; JOHANSSON, T. Modern flue-gas cleaning system for waste incineration plants. **Filtration & Separation**, p. 383-388, may 1996.

GREGG, W.; GRIFFIN, J. W. Baghouses control particulate pollution. **Pollution Engineering**, n. 4, p. 80-84, 1991.

HALKOS, G. E. Evaluating the direct costs of controlling NO_x emissions in Europe. **Energy Sources**, v. 20, p. 223-239, 1998.

HEPPENSTALL, T. Advanced gas turbine cycles for power generation: a critical review. **Applied Thermal Engineering**, v. 18, p. 837-846, 1998.

HIRSCHFELD, H. **Engenharia econômica e análise de custos**. Brasil: Ed. Atlas, 1982. 453p.

HOLANDA, M.R. **Avaliação do potencial de co-geração a partir de resíduos sólidos municipais na Região de Guaratinguetá**. 1998. 145f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica - Transmissão e Conversão de Energia) - Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá.

HOLANDA, M.R.; BALESTIERI, J.A.P. Cogeneration in a solid-wastes power-station: a case-study. **Applied Energy**, v. 63, p. 125-139, 1999a.

HOLANDA, M.R.; BALESTIERI, J.A.P. Análises energética e exergética de centrais de co-geração a partir de resíduos sólidos municipais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA MECÂNICA, 15., 1999b, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: UNICAMP, 1999b. 1 CD.

HOLANDA, M. R.; BALESTIERI, J. A. P. Avaliação dos aspectos estruturais da emissão de poluentes. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS TÉRMICAS, 8., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: UFRGS, 2000. 1 CD.

HOLANDA, M. R.; BALESTIERI, J. A. P. A “internalização” de externalidades numa central de co-geração com resíduos sólidos municipais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA MECÂNICA, 16., 2001, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: UFU, 2001. 1CD.

HSU, G. J. Y.; CHOU, F. Y. Integrated planning for mitigating CO₂ emissions in Taiwan: a multi-objective programming approach. **Energy Policy**, v. 28, p. 519-523, 2000.

IBRAHIM, M. B.; KOVACH, R. M. A Kalina cycle application for power generation. **Energy**, v. 18, n. 9, p. 961-969, 1993.

INGHAM, J. M. Biomassa no mundo e no Brasil. **Revista sobre Fontes Não-Convencionais de Energia**, 3.ed., p. 65-74. 2000.

JAPAN EPA. **Regulatory measures against air pollutants emitted from factories and business sites and the outline of regulation**. Japão, 1998. Disponível em: <<http://www.eic.or.jp/eanet/en/lar/regulation/air.html>>.

JOSHI, M. M.; LEE, S. Integrated gasification combined cycle - a review of IGCC technology. **Energy Sources**, v. 18, p. 537-568, 1996.

KILGROE, J. D. Control of dioxin, furan and mercury emissions from municipal waste combustors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 47, p. 163-194, 1996.

LARSON, E. D. Technology for electricity and fuels from biomass. **Annual Review of Energy and Environment**, v. 18, p. 567-630, 1993.

LARSON, E. D.; WILLIAMS, R. H. Biomass-gasifier steam-injected gas turbine cogeneration. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, v. 112, p. 157-163, 1990.

LORA, E. E. S. **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. Brasília: ANEEL, 2000. 503p.

LOZANO, M. A.; SERRA, L.; VALERO, A. Análisis termoeconômico de un sistema de cogeneración. **Ingeniería Química**, p. 135-140, 1993.

LOZANO, M. A.; VALERO, A. Theory of the exergetic cost. **Energy**, v. 18, n. 9, p. 939-960, 1993.

LOZZA, G.; CHIESA, P.; DEVITA, L. Combined-cycle power stations using “clean-coal technologies”: thermodynamic analysis of full gasification versus fluidized bed combustion with partial gasification. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, v. 118, p. 737-748, 1996.

MCINNES, R.; JAMESON, K.; AUSTIN, D. Scrubbing toxic inorganics. **Chemical Engineering**, v. 99, n. 2, p. 32-37, 1992.

MCINNES, R.; JELINEK, S.; PUTSCHE, V. Cutting toxic organics. **Chemical Engineering**, v. 97, n. 9, p. 108-113, 1990.

MCINNES, R.; ROYEN, R. V. Desulfurizing fluegases. **Chemical Engineering**, v. 97, n. 9, p. 124-127, 1990.

MCINNES, R.; WORMER, M. B. V. Cleaning up NO_x emissions. **Chemical Engineering**, v. 97, n. 9, p. 130-135, 1990.

MENEZES, R. A. **Centrais termelétricas a lixo: alternativa segura para a geração de energia**. Rio de Janeiro: GRUPO KOMPAC, 2001. Disponível em: <<http://www.kompac.com.br/engenharia/alternativa.htm>>.

MENEZES, R. A.; GERLACH, J. L.; MENEZES, M. A. **Estágio atual da incineração no Brasil**. Rio de Janeiro: GRUPO KOMPAC, 2000. Disponível em: <<http://www.kompac.com.br/publicacoes/estado.htm#e05>>.

MERCEDES, S. S. P. **Resíduos urbanos - saneamento**. Brasília: ANEEL, 2002. Disponível em: <<http://www.hidroweb.aneel.gov.br/doc/biomassa/biomassa/residuos.htm>>.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). **Protocolo de Quioto**. Brasil, 1999. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima/quioto/protocol.htm>>.

MIRANDA, M. L.; HALE, B. Waste not, want not: the private and social costs of waste-to-energy production. **Energy Policy**, v. 25, n. 6, p. 587-600, 1997.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Políticas para o desenvolvimento sustentável**. Brasil, 2001. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>.

NASH, J.; EHRENFELD, J. Code green. **Environment**, v. 38, n. 1, p. 16-38, 1996.

NASH, J.; EHRENFELD, J. Codes of environmental management practice: assessing their potential as a tool for change. **Annual Review of Energy and Environment**, v. 22, p. 487-535, 1997.

NETHERLANDS EPA. **Waste in the Netherlands: incineration**. Holanda, 1998. Disponível em: <<http://www.minvrom.nl/minvrom/pagina.html?id=1320>>.

OTOMA, S.; MORI, Y.; TERAZONO, A.; ASO, T.; SAMESHIMA, R. Estimation of energy recovery and reduction of CO₂ emissions in municipal solid waste power generation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 20, p. 95-117, 1997.

PEREIRA, E. B. Demanda de dados sobre energia solar e eólica na América do Sul e o Projeto UNEP/SWERA. In: SEMINÁRIO E MOSTRA TECNOLÓGICA DE FORMAS NÃO-CONVENCIONAIS DE GERAÇÃO E USO RACIONAL DE ENERGIA, 2000, Florianópolis. **Anais eletrônicos...** Florianópolis, 2000. Disponível em: <<http://www.labsolar.ufsc/evento2000/programacao.html>>.

PICKENS, R. D. Add-on control techniques for nitrogen oxide emissions during municipal waste combustion. **Journal of Hazardous Materials**, v. 47, p. 195-204, 1996.

PRODAM. **Lixo problema: solução incineração**. São Paulo, 1999. Disponível em: <<http://www.prodam.sp.gov.br/limpurb/probsol/incinera.html>>.

PRODUZIONE COMÉRCIO E REPRESENTAÇÕES LTDA. **Lingo 7.0 (versão acadêmica não-linear)**. Porto Alegre, 2002. Disponível em: <<http://www.produzione.com.br>>.

ROE, S., REISMAN, J., STRAIT, R., ALBRIGHT, E., KATAOKA, K. **Identification of point source emission controls and determination of their efficiencies and costs**. Califórnia, 1998. Disponível em: <http://www.perchan.com/html/files/contr_rpt.pdf>.

SANTO, D. B. E.; GALLO, W. L. R.; BIZZO, W. A. Análise de emissões de gases poluentes em usinas térmicas de produção de eletricidade. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS TÉRMICAS, 7., 1998, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1998. p. 1213-1218.

SCHÖPP, W.; AMANN, M.; COFALA, J.; HEYES, C.; KLIMONT, Z. Integrated assessment of European air pollution emission control strategies. **Environmental Modelling & Software**, v. 14, p. 1-9, 1999.

SHABAN, H. I.; ELKAMEL, A.; GHARBI, R. An optimization model for air pollution control decision making. **Environmental Modelling & Software**, v. 12, p. 51-58, 1997.

SILVA, S. T. A proteção da qualidade do ar. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL (5 ANOS APÓS A ECO-92), 1997, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, 1997. p. 257-276.

SILVA, D. C.; GONÇALVES, J.; SILVA, R. J. Análise termoeconômica do co-processamento de resíduos em fornos rotativos de clínquer com preaquecedores e precalcinadores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA MECÂNICA, 15., 1999, Águas de Lindóia. **Anais...** Águas de Lindóia: UNICAMP, 1999. 1 CD.

SILVA, A. M.; HOLANDA, M. R.; BALESTIERI, J. A. P.; MAGALHÃES FILHO, P. Simuladores para análise de projetos de sistemas de co-geração. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIAS TÉRMICAS, 9., 2002, Caxambú. **Anais...** Caxambú: ITA, FEG, UNIFEI, INPE, 2002. 1 CD.

SILVEIRA, J. L. **Estudo de sistema de co-geração aplicado a fabricação de papel e celulose**. 1990. 138f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Escola Federal de Engenharia de Itajubá, Itajubá.

SILVEIRA, J. L.; NOGUEIRA, L. A. H. Thermoeconomic functional analysis applied in cogeneration systems associated to cellulose plants. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ECOS' 92 ON EFFICIENCY, COSTS, OPTIMIZATION AND SIMULATION OF ENERGY SYSTEMS, 1992, Zaragoza. **Anais...** Zaragoza, 1992. p. 381-386.

von SPAKOVSKY, M. R.; EVANS, R. B. The design and performance optimization of thermal system components. **Journal of Energy Resources Technology**, v. 111, p. 231-238, 1989.

von SPAKOVSKY, M. R.; EVANS, R. B. The design and performance optimization of thermal systems. **Journal of Energy Resources Technology**, v. 112, p. 86-93, 1990.

STAVINS, R. N.; WHITEHEAD, B. W. Pollution charges for environmental protection: a policy link between energy and environment. **Annual Review of Energy and Environment**, v. 17, p. 187-210, 1992.

SUÁREZ, M. L. H. **Avaliação dos impactos macroeconômicos quanto à implementação de uma eco-taxa no Brasil**. 1996. 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Faculdade de Engenharia, Universidade de Campinas, Campinas.

TAHA, H. A. **Operations research**. New Jersey: Prentice Hall, 1992.

TEDJAR, F. Sensors and emissions control in waste treatment installations. **Sensors and Actuators B Chemical**, v. 59, p. 75-77, 1999.

TILLMAN, D. A. Cofiring benefits for coal and biomass. **Biomass and Bioenergy**, v. 19, p. 363-364, 2000.

TORRENS, I. M.; CICHANOWICZ, J. E.; PLATT, J. B. The 1990 Clean Air Act Amendments: overview, utility industry responses and strategic implications. **Annual Review of Energy and Environment**, v. 17, p. 211-233, 1992.

TSATSARONIS, G. Thermo-economic analysis and optimization of energy systems. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 19, n. 3, p. 227-257, 1993.

TSATSARONIS, G.; LIN, L.; PISA, J. Exergy costing in exergoeconomics. **Journal of Energy Resources Technology**, v. 115, n. 1, p. 9-16, 1993.

TSATSARONIS, G.; LIN, L.; TAWFIK, T.; GALLASPY, D. T. Exergoeconomic evaluation of KRW-based IGCC power-plant. **Journal of Engineering for Gas Turbines and Power**, v. 116, n. 2, p. 300-306, 1994.

TSATSARONIS, G.; PISA, J. Exergoeconomic evaluation and optimization of energy systems - application to the CGAM problem. **Energy**, v. 19, n. 3, p. 287-321, 1994.

TSATSARONIS, G.; WINHOLD, M. Exergoeconomic analysis and evaluation of energy-conversion plants - A. a new general methodology. **Energy**, v. 10, n. 1, p. 69-80, 1985a.

TSATSARONIS, G.; WINHOLD, M. Exergoeconomic analysis and evaluation of energy-conversion plants - B. analysis of a coal-fired steam power-plant. **Energy**, v. 10, n. 1, p. 81-94, 1985b.

TUNA, C. E. **Um método de análise exergoeconômica para otimização de sistemas energéticos**. 1999. 151f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica -

Transmissão e Conversão de Energia) - Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá.

U.S. EPA. **Clean Air Act**. E.U.A., 1970. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>.

U.S. EPA. **Clean Air Act Amendments**. E.U.A., 1990a. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>.

U.S. EPA. **Pollution Prevention Act**. E.U.A., 1990b. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>.

U.S. EPA. Standards of performance for new stationary sources and final guidelines: final rules. **Federal Register**, v. 56, n. 28, p. 5488-527, 1991.

U.S. EPA. Standards of performance for new stationary sources and emission guidelines for existing sources: final rules. **Federal Register**, v. 60, n. 243, p. 65387-436, 1995.

U.S. EPA. **Nitrogen oxides (NO_x), why and how they are controlled**. EUA, 1999. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fnoxdoc.pdf>>.

U.S. EPA. **Fabric filter (reverse air cleaned type)**. EUA, 2002a. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/ff-revar.pdf>>.

U.S. EPA. **Fabric filter (pulse jet cleaned type)**. EUA, 2002b. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/ff-pulse.pdf>>.

U.S. EPA. **Fabric filter (mechanical shaker cleaned type)**. EUA, 2002c. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/ff-shake.pdf>>.

U.S. EPA. **Wet electrostatic precipitator**. EUA, 2002d. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fwespwpi.pdf>>.

U.S. EPA. **Dry electrostatic precipitator**. EUA, 2002e. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fdespwpi.pdf>>.

U.S. EPA. **Spray tower scrubber (spray chamber)**. EUA, 2002f. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fsprytwr.pdf>>.

U.S. EPA. **Tray tower scrubber (impingement plate)**. EUA, 2002g. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fimpinge.pdf>>.

U.S. EPA. **Packed tower scrubber (packed bed)**. EUA, 2002h. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fpack.pdf>>.

U.S. EPA. **Venturi scrubber**. EUA, 2002i. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/dir1/fventuri.pdf>>.

U.S. EPA. **Compilation of air pollutant emission factors: stationary point and area sources**. EUA, 2002j. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/>>.

VALERO, A.; LOZANO, M. A. **Curso de termoeconomia**. Campinas/Zaragoza: UNICAMP/Universidad de Zaragoza, 1994. v. 1 e 2.

VALERO, A.; LOZANO, M. A.; SERRA, L.; TSATSARONIS, G.; PISA, J.; FRANGOPOULOS, C. A.; von SPAKOVSKY, M. CGAM problem: definition and conventional solution. **Energy**, v. 19, n. 3, p. 279-286, 1994.

VAN WYLEN, G., SONNTAG, R., BORGNAKKE, C. **Fundamentos da termodinâmica clássica**. Ed. EDGARD BLÜCHER LTDA, 1995. 591.

WANG, E. J.; JARAIEDI, M.; TORRIES, T. F. Modelling long-run cost minimization and environmental provisions for utility expansion. **Energy Economics**, v. 18, p. 49-68, 1996.

WEHENPOHL, G., PFAFF-SIMONEIT, W. **Conceito integrado de resíduos sólidos para a Região de Guaratinguetá / Brasil: análise e conceitos**. 1.ed. Guaratinguetá: Brochura, 1993. 136p.

WOOD, S. C. Select the right NO_x control technology. **Chemical Engineering Progress**, v. 90, n. 1, p. 32-38, 1994.

ANEXO A - PROGRAMAÇÃO INTEIRA

A programação inteira, segundo Taha (1992), está associada ao condicionamento de uma variável $y \in Z_+^n$, ou seja, limitada ao conjunto dos valores inteiros positivos num espaço dimensional n . Numa abordagem mais restritiva, a variável y pode ser condicionada apenas aos valores inteiros 0 e 1, sendo então chamada “variável binária”, de acordo com a lógica de Boole:

$$y = \begin{cases} 0 & \text{se o evento não ocorre} \\ 1 & \text{se o evento ocorre} \end{cases}$$

Em boa parte das aplicações de Engenharia a programação inteira está associada à programação linear, resultando no que se convencionou chamar “programação mista linear-inteira”. A formulação puramente inteira seria:

$$\begin{aligned} & \text{Min } \sum_i c_i y_i \\ & \text{sujeito a:} \\ & \quad Ay = b \\ & \quad y \in Z_+^n \end{aligned}$$

para uma variável y contínua, e

$$\begin{aligned} & \text{Min } \sum_i c_i y_i \\ & \text{sujeito a:} \\ & \quad Ay = b \\ & \quad y \in [0, 1] \end{aligned}$$

para a situação em que y é uma variável binária. Na formulação mista linear-inteira tem-se:

$$\begin{aligned} & \text{Min } \sum_i c_i x_i + d_i y_i \\ & \text{sujeito a:} \\ & \quad Ax - y = b \\ & \quad x \in R_+^n \\ & \quad y \in Z_+^n \end{aligned}$$

A programação inteira pode ser empregada, conforme Balestieri (2002b), em diversos problemas de Engenharia, alguns dos quais são a seguir mencionados:

- dimensionamento de dutos;
- especificação de faixas de operação;
- restrições mutuamente exclusivas;
- problema do custo fixo;
- seqüência de operações.

APÊNDICE A - ESTRUTURA DE PROGRAMAÇÃO DO ESTUDO DE CASO 1

MODEL:

```
!Cálculo de Custos Ambientais (Modelagem;
!Environômica de Frangopoulos + Programação Inteira);
!Análise de Cenários -- Estudo de Caso 1: (Ciclo a Vapor);
```

!A função objetivo;

```
Min = Zanualiz_cald + Zanualiz_tv + Zanualiz_bmb +
      TALanual_0pt1 + TALanual_0pt2 +
      TALanual_0pt3 - TALanual_0vrg1 +
      (Zanualiz_rc1 + Copanual_rc1 + TALExtanual_SO2_rc1 +
      TALExtanual_MP_rc1 + TALExtanual_NOx_rc1) * brc1 +
      (Zanualiz_rc2 + Copanual_rc2 + TALExtanual_SO2_rc2 +
      TALExtanual_MP_rc2 + TALExtanual_NOx_rc2) * brc2 +
      (Zanualiz_rc3 + Copanual_rc3 + TALExtanual_SO2_rc3 +
      TALExtanual_MP_rc3 + TALExtanual_NOx_rc3) * brc3 +
      (Zanualiz_rc4 + Copanual_rc4 + TALExtanual_SO2_rc4 +
      TALExtanual_MP_rc4 + TALExtanual_NOx_rc4) * brc4 +
      (Zanualiz_rc5 + Copanual_rc5 + TALExtanual_MP_rc5 +
      TALExtanual_SO2_rc5 + TALExtanual_NOx_rc5) * brc5 +
      (Zanualiz_rc6 + Copanual_rc6 + TALExtanual_MP_rc6 +
      TALExtanual_SO2_rc6 + TALExtanual_NOx_rc6) * brc6 +
      (Zanualiz_rc7 + Copanual_rc7 + TALExtanual_MP_rc7 +
      TALExtanual_SO2_rc7 + TALExtanual_NOx_rc7) * brc7 +
      (Zanualiz_rc8 + Copanual_rc8 + TALExtanual_MP_rc8 +
      TALExtanual_SO2_rc8 + TALExtanual_NOx_rc8) * brc8;
```

!As restrições e algumas outras expressões auxiliares;

```
PSI1 = (h1 - h0) - T0 * (s1 - s0);
PSI2 = (h2 - h0) - T0 * (s2 - s0);
PSI3 = (h3 - h0) - T0 * (s3 - s0);
PSI4 = (h4 - h0) - T0 * (s4 - s0);
1.0 < mv;
mv < 1.42;
Ersm = (mv * (h1 - h4))/0.85;
mrsm = (Ersm/PCIrsm);
y_1pt1 = mv * ((PSI1 - PSI4) + vespc14 * (P4 - P1));
y_1vrg1 = mrsm * PCIrsm;
y_0pt1 = y_1vrg1;
y_2pt1 = mv * (h1 - h2) * NMtv;
y_3pt1 = mv * (PSI4 - PSI3);
y_3vrg1 = (mv * (h4 - h3))/NMbmb;
y_0pt3 = y_3vrg1;
y_5pt1 = Eliq;
y_0vrg1 = y_5pt1;
y_5vrg2 = y_5pt1 - y_2pt1;
y_0pt2 = y_5vrg2;
y_7pt2 = mv * (PSI2 - PSI3);
y_0vrg2 = y_7pt2;
y_1pt1st = (y_1pt1 * 3600)/4.1868;
A = ((PSI1 - PSI4) + vespc14 * (P4 - P1))/4.1868;
Zanualiz_cald = 2567.645 * (1/FRC) * (1 + tm) *
```

```

((y_1pt1st/A)^0.67);
  y_2pt1st = (y_2pt1 * 3600)/4.1868;
  Zannualiz_tv = (1/FRC) * (1 + tm) * (57.761 *
((y_2pt1st)^0.68) + 0.0085 * ((y_2pt1st)^0.95));
  y_3pt1st = (y_3pt1 * 3600)/4.1868;
  B = (PSI4 - PSI3)/4.1868;
  NIIbmb = (y_3pt1/y_3vrg1);
  C = (NMbmb * NIIbmb);
  Zannualiz_bmb = (1/FRC) * (1 + tm) * (6.522 *
((y_3pt1st/B)^0.59) + 0.3264 * ((y_3pt1st/C)^0.87));
  TALannual_0pt1 = (crsm/PCIrsm) * (y_0pt1) * TAFS;
  TALannual_0pt2 = celcp * (y_0pt2) * TAFH;
  TALannual_0pt3 = celcp * (y_0pt3) * TAFH;
  TALannual_0vrg1 = celvd * (y_0vrg1) * TAFH;
  Zannualiz_rc1 = (CinvestSD * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestFM * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc2 = (CinvestSD * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestFM * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSNCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc3 = (CinvestSD * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestPE * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc4 = (CinvestSD * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestPE * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSNCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc5 = (CinvestFM * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestWS * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc6 = (CinvestFM * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestWS * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSNCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc7 = (CinvestPE * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestWS * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  Zannualiz_rc8 = (CinvestPE * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestWS * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm)) +
(CinvestSNCR * y_2pt1 * ((1/FRC) + tm));
  pi_MP = mrsn * fe_MP;
  pi_SO2 = mrsn * fe_SO2;
  pi_NOx = mrsn * fe_NOx;
  0.95 < efcFM;
  efcFM < 0.999;
  0.90 < efcPE;
  efcPE < 0.995;
  0.95 < efcWS;
  efcWS < 0.98;
  0.70 < efcSD;
  efcSD < 0.90;
  0.80 < efcSCR;
  efcSCR < 0.90;
  0.60 < efcSNCR;
  efcSNCR < 0.80;
  0.041 < CcontrlFM;
  CcontrlFM < 0.372;
  0.055 < CcontrlPE;

```

```

CcontrlPE < 0.950;
0.300 < CcontrlWS;
CcontrlWS < 0.800;
0.300 < CcontrlSD;
CcontrlSD < 0.500;
0.820 < CcontrlSCR;
CcontrlSCR < 2.000;
0.680 < CcontrlSNCR;
CcontrlSNCR < 1.420;
Copannual_rc1 = (CcontrlSD * (pi_SO2 - ((1 - efcSD) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlFM * (pi_MP - ((1 - efcFM) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSCR * (pi_NOx - ((1 - efcSCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc2 = (CcontrlSD * (pi_SO2 - ((1 - efcSD) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlFM * (pi_MP - ((1 - efcFM) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSNCR * (pi_NOx - ((1 - efcSNCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc3 = (CcontrlSD * (pi_SO2 - ((1 - efcSD) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlPE * (pi_MP - ((1 - efcPE) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSCR * (pi_NOx - ((1 - efcSCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc4 = (CcontrlSD * (pi_SO2 - ((1 - efcSD) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlPE * (pi_MP - ((1 - efcPE) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSNCR * (pi_NOx - ((1 - efcSNCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc5 = (CcontrlWS * (pi_SO2 - ((1 - efcWS) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlFM * (pi_MP - ((1 - efcFM) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSCR * (pi_NOx - ((1 - efcSCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc6 = (CcontrlWS * (pi_SO2 - ((1 - efcWS) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlFM * (pi_MP - ((1 - efcFM) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSNCR * (pi_NOx - ((1 - efcSNCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc7 = (CcontrlWS * (pi_SO2 - ((1 - efcWS) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlPE * (pi_MP - ((1 - efcPE) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSCR * (pi_NOx - ((1 - efcSCR) * pi_NOx)) * TAFS);
Copannual_rc8 = (CcontrlWS * (pi_SO2 - ((1 - efcWS) * pi_SO2)) *
TAFS) + (CcontrlPE * (pi_MP - ((1 - efcPE) * pi_MP)) * TAFS) +
(CcontrlSNCR * (pi_NOx - ((1 - efcSNCR) * pi_NOx)) * TAFS);
TALextannual_SO2_rc1 = cSO2 * ((1 - efcSD) * pi_SO2) * TAFS;
TALextannual_MP_rc1 = cMP * ((1 - efcFM) * pi_MP) * TAFS;
TALextannual_NOx_rc1 = cNOx * ((1 - efcSCR) * pi_NOx) * TAFS;
TALextannual_SO2_rc2 = TALextannual_SO2_rc1;
TALextannual_MP_rc2 = TALextannual_MP_rc1;
TALextannual_NOx_rc2 = cNOx * ((1 - efcSNCR) * pi_NOx) * TAFS;
TALextannual_SO2_rc3 = TALextannual_SO2_rc1;
TALextannual_MP_rc3 = cMP * ((1 - efcPE) * pi_MP) * TAFS;
TALextannual_NOx_rc3 = TALextannual_NOx_rc1;
TALextannual_SO2_rc4 = TALextannual_SO2_rc1;
TALextannual_MP_rc4 = TALextannual_MP_rc3;
TALextannual_NOx_rc4 = TALextannual_NOx_rc2;
TALextannual_MP_rc5 = TALextannual_MP_rc1;
TALextannual_SO2_rc5 = cSO2 * ((1 - efcWS) * pi_SO2) * TAFS;
TALextannual_NOx_rc5 = TALextannual_NOx_rc1;
TALextannual_MP_rc6 = TALextannual_MP_rc1;
TALextannual_SO2_rc6 = TALextannual_SO2_rc5;
TALextannual_NOx_rc6 = TALextannual_NOx_rc2;
TALextannual_MP_rc7 = TALextannual_MP_rc3;
TALextannual_SO2_rc7 = TALextannual_SO2_rc5;
TALextannual_NOx_rc7 = TALextannual_NOx_rc1;
TALextannual_MP_rc8 = TALextannual_MP_rc3;
TALextannual_SO2_rc8 = TALextannual_SO2_rc5;

```

```

TALextanual_NOx_rc8 = TALextanual_NOx_rc2;
brc1 + brc2 + brc3 + brc4 + brc5 + brc6 + brc7 + brc8 = 1;
@BIN (brc1);
@BIN (brc2);
@BIN (brc3);
@BIN (brc4);
@BIN (brc5);
@BIN (brc6);
@BIN (brc7);
@BIN (brc8);

!Os parâmetros de entrada;
DATA:
h0 = 104.96; !(kJ/kg);
h1 = 3210.00; !(kJ/kg);
h2 = 2787.00; !(kJ/kg);
h3 = 525.00; !(kJ/kg);
h4 = 530.00; !(kJ/kg);
s0 = 0.3673; !(kJ/kg.K);
s1 = 6.7432; !(kJ/kg.K);
s2 = 6.7620; !(kJ/kg.K);
s3 = 1.5812; !(kJ/kg.K);
s4 = 1.5827; !(kJ/kg.K);
T0 = 298.15; !(K);
P1 = 4200; !(kPa);
P4 = 4400; !(kPa);
PCIrsm = 5000; !(kJ/kg);
vespc14 = 0.0697; !(m3/kg);
NMtv = 0.95;
NMbmb = 0.80;
Eliq = 750; !(kW);
FRC = 6.8110;
tm = 0.08;
crsm = 0.015; !(US$/kg);
TAFS = 25920000; !(s/ano);
celcp = 0.070; !(US$/kW.h);
celvd = 0.030; !(US$/kW.h);
TAFH = 7200; !(h/ano);
CinvestSD = 125.00; !(US$/kW);
CinvestFM = 49.49; !(US$/kW);
CinvestSCR = 80.00; !(US$/kW);
CinvestWS = 165.00; !(US$/kW);
CinvestPE = 63.75; !(US$/kW);
CinvestSNCR = 10.00; !(US$/kW);
fe_MP = 0.0348; !(kgMP/kgRSM);
fe_SO2 = 0.00195; !(kgSO2/kgRSM);
fe_NOx = 0.00251; !(kgNOx/kgRSM);
cSO2 = 0.000; !(US$/kgSO2emitido);
cMP = 0.000; !(US$/kgMPemitido);
cNOx = 0.000; !(US$/kgNOxemitido);
ENDDATA
END

```