

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

**AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM PROCESSO DE
INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA
GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA.**

Tatiana Marques

**São Paulo
2014**

TATIANA MARQUES

**AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM PROCESSO DE
INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA
GERAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA.**

Monografia apresentada ao Programa de
Educação Continuada da Escola
Politécnica da Universidade de São Paulo
para obtenção do título de Especialista
em Energias Renováveis, Geração
Distribuída e Eficiência Energética.

Orientação:
Profa. Dra. Suani Teixeira Coelho

**São Paulo
2014**

FICHA CATALOGRÁFICA

Marques, Tatiana

**Avaliação das emissões atmosféricas em processo de incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia elétrica/ T. Marques – São Paulo. 2014
89 p.**

Monografia (Especialização em Energias Renováveis, Geração Distribuída e Eficiência Energética). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Programa de Educação Continuada em Engenharia.

1.Emissões Atmosféricas 2. Incineração Resíduos Sólidos Urbanos

I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Programa de Educação Continuada em Engenharia III. t.

PROGRAMA DE EDUCAÇÃO CONTINUADA POLI USP

TATIANA MARQUES

Avaliação das emissões atmosféricas em processo de incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia elétrica

Monografia defendida e aprovada em 10/03/2014 pela Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Suani Teixeira Coelho – CENBIO/IEE/USP
Presidente

Prof. Dr. José Roberto Simões Moreira

Profa. Dra. Cristiane Lima Cortez

**Ao meu pai José Seabra e
à minha mãe Elizabete
dedico este trabalho.**

RESUMO

MARQUES, T. **Avaliação das emissões atmosféricas em processo de incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia elétrica**. 2014. 89 f. Monografia – Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis, Geração Distribuída e Eficiência Energética da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

A geração de energia elétrica no Brasil vem crescendo ao longo do tempo buscando acompanhar o aumento da demanda, evidenciado especialmente a partir da década de 1970. Os investimentos nacionais condicionaram-se, até então, ao aproveitamento do potencial hidrelétrico como matriz principal e em menor escala, a produção de energia a partir de fontes primárias de origem fóssil e a partir de fontes renováveis. Dentre as fontes de energia renovável disponíveis, as usinas térmicas a biomassa constituem a principal fonte próxima aos maiores centros consumidores de energia. Neste contexto se encaixam as usinas de bagaço de cana-de-açúcar e as usinas de recuperação de energia através de resíduos sólidos urbanos - RSU. A tecnologia de recuperação energética de RSU encontra-se amplamente difundida no mundo. No Brasil a importância da utilização desta tecnologia se dá, principalmente pelo fato desta, além de produzir energia para consumo da população, poder ajudar o país a solucionar grande parte dos problemas encontrados no setor de RSU. Apesar das grandes vantagens apresentadas pela recuperação energética de RSU, existem paradigmas a serem vencidos. A combustão de RSU é vista por muitos como nociva à saúde humana e prejudicial ao meio ambiente, porém, devido ao nível de desenvolvimento tecnológico, hoje essa técnica é considerada uma alternativa ambientalmente segura e economicamente viável. Esse trabalho teve como objetivo avaliar as emissões atmosféricas em processo de incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia elétrica. Foram avaliados os processos de formação de poluentes, os métodos de controle e os aspectos legais aplicáveis. Como resultado foi observado que não há obstáculos relacionados às emissões atmosféricas que inviabilizem a instalação e utilização de plantas *waste-to-energy* no Brasil. As tecnologias atualmente de controle de emissões atualmente disponíveis são extremamente eficientes e capazes de abater as emissões nos padrões requeridos pela legislação nacional, inclusive os mais restritivos, como é o caso do Estado de São Paulo.

Palavras-chave: Emissões atmosféricas, Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos, Poluentes, Controle de emissões, Recuperação energética.

ABSTRACT

MARQUES, T. **Evaluation of atmospheric emissions in the incineration of municipal solid waste process for electricity generation.** 2014. 89 f. Monografia – Programa de Pós-Graduação em Energias Renováveis, Geração Distribuída e Eficiência Energética da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

The electricity generation in Brazil has been growing among the time seeking to follow the growing demand, especially evident from the decade of 1970. National investments have been conditioned for the use of hydropower as the main source of the matrix and to a lesser extent, by the production of energy from primary sources of fossil and renewable sources. Among the renewable energy sources available, thermal biomass power plants are the main source close to major consumption centers of energy. In this context fits mills by bagasse from sugar, and plants that recovery energy from municipal solid waste. The technology for energy recovery from municipal solid waste - MSW is widely disclosed in the world. In Brazil the importance of using this technology takes place mainly because of the possibility of the generation of energy to the population and to help the country solve most of the problems found in the MSW sector. Despite the great advantages offered by energy recovery from MSW, paradigms exist to be overcome. The combustion of MSW is seen by many as harmful to human and environmental health damaging, however, due to the level of technological development, today this technique is considered an environmentally safe and economically viable alternative. This study aimed to evaluate the air emissions in incineration of municipal waste for electricity generation process. Their were evaluated processes of formation of pollutants, control methods and the legal aspects applied. As a result it was observed that no atmospheric emissions related represent an obstacle for the installation and use of plant waste- to-energy in Brazil. The technologies for the emission control currently available are extremely efficient and capable of shooting down the emissions standards required by even the most restrictive national legislation, such as the State of São Paulo.

Key words: Atmospheric emissions, Incineration of Municipal Solid Waste, Pollutants, Emissions control, Energy recovery.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Brasil: Autoprodução de energia elétrica (TWh)	6
Figura 2- Brasil: Matriz Elétrica	7
Figura 3- Brasil: Expansão da capacidade instalada.....	8
Figura 4- Brasil: Evolução da capacidade instalada por fonte.....	9
Figura 5- Brasil: Acréscimo regional da capacidade instalada por fontes renováveis .	9
Figura 6- Brasil: Geração de resíduos sólidos urbanos.....	12
Figura 7- Brasil: Evolução da geração de resíduos sólidos urbanos (t/dia).....	12
Figura 8- Geração de resíduos sólidos urbanos em diversos países (milhões de toneladas)	13
Figura 9- Comparação da geração de RSU per capita em diversos países (kg/hab/ano)	13
Figura 10- Brasil: Índice de abrangência da coleta de resíduos sólidos urbanos – 2012	15
Figura 11- Brasil: Distribuição dos municípios com iniciativas de coleta seletiva, 2012	16
Figura 12- Brasil: Destinação final de resíduos sólidos urbanos (ton/dia).....	17
Figura 13- Localização das formas de disposição de RSU	18
Figura 14- Evolução dos tratamentos de resíduos sólidos na Europa (kg per capita)	19
Figura 15- Aproveitamento dos resíduos para geração de energia na Europa	20
Figura 16- Principais processos de recuperação energética de RSU	23
Figura 17- Diagrama de fluxo do processo de incineração, tipo combustão em grelha, com recuperação de energia.....	24
Figura 18- Esquema de um incinerador do tipo leito fluidizado	26
Figura 19- Numero de plantas <i>waste-to-energy</i> na Europa e Estados Unidos.....	34
Figura 20- Precipitadores eletrostáticos dos tipos arame-tubo e placa-aramé e mecanismo de coleta de partículas no precipitador eletrostático	45
Figura 21- Métodos de filtração – filtros de manga	47
Figura 22- Esquema aproximado de um pulverizador a seco	48
Figura 23- Esquema geral de uma torre de aspersão	51
Figura 24- Esquema geral do lavador Venturi	52
Figura 25- Emissões Atmosféricas em plantas <i>waste-to-energy</i> na Alemanha.....	57
Figura 26- Emissões atmosféricas na planta Valorsul, Lisboa – 2011	59
Figura 27- Planta da Valorsul, Lisboa-Portugal	60
Figura 28- Planta AEB, Amsterdam, Holanda	61
Figura 29- Planta Allington, Kent, Inglaterra.....	62
Figura 30- Planta Zabalgardi, Bilbao, Espanha	62
Figura 31- Planta Spittelau, Vienna, Áustria.....	63
Figura 32- Emissões atmosféricas em plantas apresentadas no documento <i>Review of state-of-the-art Waste-to-Energy Technologies</i>	64
Figura 33- Emissões para o cenário de RSU 100%	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Brasil: Consumo de eletricidade na rede por classe (GWh).....	5
Tabela 2- Brasil: Consumo de eletricidade estimado na rede por classe (GWh)	6
Tabela 3- Brasil: Composição Gravimétrica de Resíduos Gerados	14
Tabela 4- Brasil: Distribuição dos municípios com iniciativas de coleta seletiva, 2012	16
Tabela 5- Comparação entre as principais tecnologias de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos	32
Tabela 6- Limites de emissões atmosféricas para recuperação energética de RSU no Brasil e em São Paulo.....	36
Tabela 7- Limites de emissões atmosféricas para recuperação energética para o Estados Unidos e União Européia.....	38
Tabela 8- Tecnologias de abatimento de emissões atmosféricas	55
Tabela 9- Eficiência dos sistemas de controle de poluentes	55
Tabela 10- Eficiência da combinação de sistemas de controle	56
Tabela 11- Estudos de caso apresentados no documento <i>Review of state-of-the-art Waste-to-Energy Technologies</i>	61
Tabela 12- Fatores de emissão de poluentes - EPA (<i>mass burn</i> – excesso de ar) – kg/t de resíduo.....	66
Tabela 13- Premissas adotadas	68
Tabela 14- Emissões atmosféricas em planta de incineração (<i>mass burn</i> com excesso de ar) – mg/Nm ³	69
Tabela 15- Emissões de GEE evitadas na incineração de RSU	71
Tabela 16- Custos com implantação, operação e manutenção de uma planta de incineração de RSU	71

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
1 MATRIZ ENERGÉTICA BRASILEIRA E O MERCADO DE EXPANSÃO DE ENERGIA	5
1.1 Projeção de demanda e carga de energia	5
1.2 Sistema elétrico existente	6
1.3 Projeção do sistema elétrico futuro	7
2 PANORAMA DA QUESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL.....	11
2.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil	11
2.2 Coleta e Transporte de Resíduos Sólidos Urbanos	14
2.3 Cenário da disposição final dos resíduos sólidos urbanos.....	16
2.4 A questão social do “lixo”	21
3 TECNOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	22
3.1 Incineração.....	23
3.1.1 Combustão em grelha	24
3.1.2 Leitos fluidizados	25
3.1.3 Câmaras múltiplas	26
3.1.4 Forno Rotativo	27
3.2 Pirólise	27
3.3 Gaseificação	28
3.4 Plasma	29
3.5 Coprocessamento em forno clínquer	30
3.6 Aterro Sanitário	30
3.7 Biodigestor	31
3.8 Comparação entre as tecnologias.....	31
4 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AOS LIMITES DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS	35
4.1 Legislação Nacional	35
4.2 Legislação Internacional.....	37
5 EMISSÕES EM PLANTAS DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS	39

5.1	Emissão de Poluentes Atmosféricos no processo de Incineração	40
5.1.1	Material Particulado	40
5.1.2	Metais	41
5.1.3	Gases ácidos	41
5.1.4	Monóxido de Carbono	42
5.1.5	Óxidos de Nitrogênio	43
5.1.6	Compostos Orgânicos	43
5.2	Sistemas de controle aplicados.....	44
5.2.1	Precipitadores Eletrostáticos	45
5.2.2	Filtros de Manga	46
5.2.3	Pulverizadores a seco (" <i>spray drying</i> ")	47
5.2.4	Injeção absorvente a seco (" <i>Dry Sorbent Injection</i> ").....	48
5.2.5	Lavadores de Gases.....	50
5.2.6	Técnicas de controle de nitrogênio.....	52
5.2.7	Técnicas de controle de mercúrio.....	53
5.2.8	Eficiência dos sistemas de controle de poluentes	54
5.3	Emissões atmosféricas em uma planta de incineração.....	56
5.3.1	Resultados retratados na literatura.....	56
5.3.2	Estudo de caso	65
CONCLUSÃO		73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS		75

INTRODUÇÃO

Ao longo dos próximos 10 anos, o consumo final energético crescerá em linha com o crescimento econômico: 4,7% ao ano em média. Em termos setoriais, contudo, haverá significativo ganho de participação do setor energético, contra leve perda de importância dos setores industrial, residencial e agropecuário (EPE, 2012).

Em 2030, o consumo de energia elétrica poderá se situar entre 950 e 1.250 TWh/ano e mesmo que se dê prioridade absoluta à expansão da oferta por meio de hidrelétricas, ainda assim o uso do potencial, poderia não ser suficiente para atender à demanda por energia nesse horizonte. Esse quadro sinaliza, de certa forma, uma perspectiva de esgotamento a longo prazo do potencial hidrelétrico nacional. Acrescente-se a tal quadro as questões de natureza socioambiental e a conclusão natural é que há, de fato, nas atuais condições tecnológicas e regulatórias, restrições objetivas para o desenvolvimento do potencial hidrelétrico brasileiro. (EPE,2007)

Dessa forma, é lícito admitir que outras fontes deverão compor essa expansão, aproveitando-se da diversidade de características existentes, procurando-se garantir o abastecimento e atingir custos e impactos ambientais mínimos. (EPE,2007)

A busca por novas fontes de energia e os impactos causados pelas formas tradicionais de geração elétrica têm levado a uma procura por fontes de energia mais limpas, para a complementação e diversificação da matriz energética. Diante disto, as fontes renováveis de energia são apresentadas como a principal alternativa para suprir as demandas da sociedade com relação à qualidade e segurança do atendimento da demanda de eletricidade, considerando também a redução dos danos ambientais decorrentes do consumo de energia.

Dentre as fontes de energia renovável disponíveis, as usinas térmicas a biomassa constituem a principal fonte próxima dos maiores centros consumidores de energia, principalmente nos estados de São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul e Paraná.

Neste contexto se encaixam as usinas de bagaço de cana-de-açúcar e as usinas de recuperação de energia através de resíduos sólidos urbanos.

Quanto às usinas de bagaço de cana-de-açúcar, vale ressaltar que os investimentos necessários para o desenvolvimento desta fonte estão sujeitos à volatilidade do setor sucroalcooleiro, o que pode inibir, sob determinadas conjunturas, a ampliação da

capacidade de geração, assim como a sua competitividade nos leilões com outras fontes (MME, 2012).

Já a tecnologia de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos encontra-se amplamente difundida no mundo, sendo que na Europa em geral e na Ásia, particularmente no Japão, estão localizadas as melhores referências mundiais e também, onde ocorreu o maior avanço na legislação ambiental para uma contínua melhoria da tecnologia envolvida nessa solução (MME, 2012)

No Brasil a importância da utilização desta tecnologia para geração de energia se dá, principalmente pelo fato desta, além de produzir energia para consumo da população, poder ajudar o país a solucionar grande parte dos problemas encontrados no setor de resíduos sólidos urbanos. Dentre estes problemas destacam-se o aumento desordenado da produção de resíduos sólidos urbanos, as dificuldades na obtenção de locais para disposição os RSU próximos aos centros geradores e os altos custos de transporte de RSU pagos pela população.

Entre outras vantagens relacionadas à recuperação energética de RSU estão o benefício financeiro gerado às prefeituras municipais (diminuição dos custos de disposição e impostos cobrados pela geração) e a diminuição da emissão de gases de efeito estufa.

Neste sentido, o aproveitamento dos resíduos sólidos urbanos (lixo) apresenta diversas vantagens socioambientais e, por isso, há um grande interesse em viabilizar o seu aproveitamento energético. A produção de energia elétrica a partir desses materiais já apresenta alternativas tecnológicas maduras (EPE,2007).

Apesar das grandes vantagens apresentadas pela recuperação energética de RSU, existem paradigmas a serem vencidos. A combustão de RSU é vista por muitos como nociva à saúde humana e prejudicial ao meio ambiente porém, devido ao nível de desenvolvimento tecnológico – eficientes sistemas de controle de emissão de gases, somados à vigência de legislações com parâmetros rígidos – hoje essa técnica é considerada uma alternativa ambientalmente segura e economicamente viável para o tratamento de resíduos urbanos (FEAM, 2010).

Segundo a Secretaria de Energia do Estado de São Paulo, o Brasil produz 195 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (lixo) por dia. Embora o excesso de lixo seja um problema, seu manejo, se devidamente administrado, pode se transformar em solução. O gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos pode conservar e gerar energia. .

A geração pode ocorrer por vários processos, como a queima do biogás recuperado dos depósitos de lixo, a incineração ou a gaseificação – todos utilizados como combustível. E há ainda a celulignina catalítica, um combustível sólido capaz de substituir petróleo e carvão. Este combustível é obtido com o beneficiamento do lixo após o processo de reciclagem.

De todas as tecnologias aplicadas à recuperação energética de resíduos, a incineração é a mais difundida e que apresenta os melhores resultados em termos de geração.

Dados da Secretaria de Energia do Estado de São Paulo informam que caso fosse totalmente aproveitado, estima-se que o potencial de geração de energia de todo o lixo seria suficiente para abastecer em 30% a demanda de energia elétrica atual do Brasil.

Todos os métodos têm como vantagem adicional evitar as emissões do gás metano (altamente prejudicial para a camada de ozônio) dos depósitos de lixo e prolongar a vida útil dos aterros sanitários. Além do mais, a geração de energia elétrica a partir dos resíduos sólidos agrega ganho ambiental e redução de custos: pela proximidade entre a geração e sua entrada no sistema de distribuição da concessionária local, os investimentos em transmissão são irrisórios.

O objetivo geral do presente estudo é avaliar as emissões atmosféricas em processo de incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia elétrica. Mais especificamente, propõe-se:

- Levantar os processos de emissões atmosféricas provenientes da incineração de resíduos sólidos urbanos;
- Analisar e quantificar as emissões atmosféricas, utilizando fatores de emissão estabelecidos em bibliografia;
- Avaliar os principais métodos de controle utilizados e análise da eficiência destes para cada um dos poluentes emitidos;
- Levantar os limites legais aplicáveis, com base em normatização nacional e internacional;

O estudo está subdividido em seis capítulos, além desta Introdução e da Conclusão. Dos seis capítulos, os cinco primeiros são dedicados à revisão de literatura pertinente ao tema, enquanto o último apresenta a análise da situação propriamente dita.

O Capítulo 1 aborda os conceitos gerais da matriz energética brasileira, o mercado de expansão de energia no Brasil, e os principais aspectos técnicos e ambientais relacionados a cada fonte de energia elétrica nacional.

O Capítulo 2 apresenta um panorama da questão de resíduos sólidos no Brasil, envolvendo as questões de geração, transporte e disposição de resíduos sólidos urbanos.

O Capítulo 3 traz uma avaliação do estado da arte das principais tecnologias de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos, vantagens.

No Capítulo 4 é feita uma análise da legislação nacional e internacional relacionada aos padrões de emissão de poluentes atmosféricos.

Já o Capítulo 5 volta-se a discussão do tema propriamente dito. Este capítulo traz uma análise das emissões atmosféricas em plantas de incineração de resíduos, incluindo formação de poluentes e principais sistemas de abatimento indicado. Traz ainda a análise e quantificação das emissões, comparações das emissões com outros sistemas de geração de energia e análise da compatibilidade dessas emissões com a legislação aplicável.

Por fim, na última seção, são apresentadas as principais conclusões e análise do impacto real da utilização de sistemas de recuperação energética de resíduos sólidos na qualidade do ar das regiões afetadas.

1 MATRIZ ENERGÉTICA BRASILEIRA E O MERCADO DE EXPANSÃO DE ENERGIA

Neste capítulo é apresentada a matriz energética brasileira e as tendências de crescimento.

1.1 Projeção de demanda e carga de energia

Segundo o Plano Decenal de Energia 2021, do início de 2012 ao fim de 2021, a taxa média de crescimento do consumo na rede prevista é de 4,2% ao ano, atingindo 656 TWh, sendo a classe comercial a que apresenta maior expansão, seguida pela classe residencial. A indústria reduz a sua participação no consumo de energia na rede, apresentando taxa de crescimento pouco inferior à média. A Tabela 1 apresenta a projeção do consumo nacional de energia elétrica na rede (isto é, exclusive autoprodução) desagregada por classe de consumo (MME, 2012).

Tabela 1- Brasil: Consumo de eletricidade na rede por classe (GWh)

Ano	Residencial	Industrial	Comercial	Outros	Total	Crescimento (%)
2012	117.088	192.206	77.388	62.985	449.668	-
2016	140.053	225.262	96.617	72.609	534.541	16%
2021	173.706	266.546	128.876	86.962	656.090	46%

Fonte: Elaboração própria com base em dados da MME, 2012

Conforme apresentado na tabela anterior, o crescimento previsto para 2021 é de 46% em relação ao ano base de 2012.

Já a projeção da autoprodução de energia elétrica, para o horizonte de dez anos, mostra uma expansão de 9,6% ao ano, atingindo 118 TWh em 2021 (Figura 1). Neste horizonte, o setor energético aumenta significativamente a sua participação no total da autoprodução de eletricidade (MME, 2012).

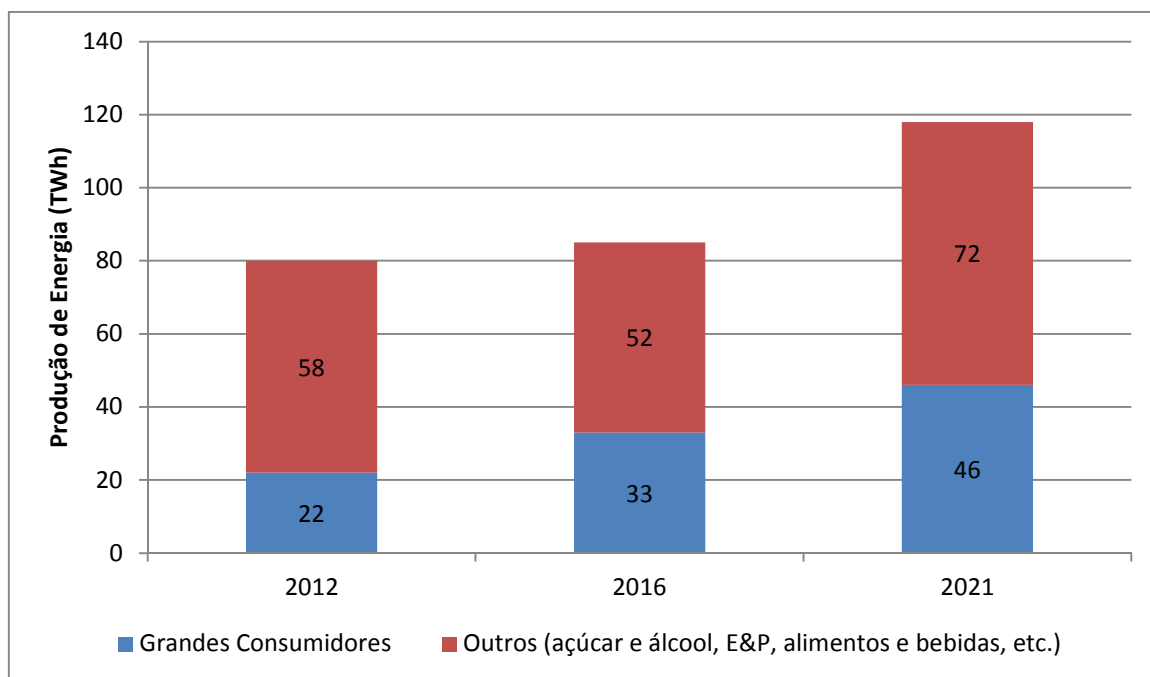


Figura 1- Brasil: Autoprodução de energia elétrica (TWh)

Fonte: Elaboração própria com dados do MME, 2012

Com relação à projeção de carga (Tabela 2), a carga de energia cresce à taxa de 4,3% anuais, passando de 58.185 MWmédios em 2011, para 88.921 MWmédios em 2021. Ressalta-se que são previstos importantes acréscimos em 2013 (3.505 MWmédios) e em 2014 (3.373 MWmédios), potencializados pelas já referidas interligações de sistemas isolados.

Tabela 2- Brasil: Consumo de eletricidade estimado na rede por classe (GWh)

Ano	Norte	Nordeste	Sudeste/CO	Sul	SIN
2012	4.312	8.726	37.644	10.047	60.729
2016	6.654	10.432	44.319	11.624	73.029
2021	8.050	13.144	53.720	14.007	88.921

Fonte: MME, 2012

1.2 Sistema elétrico existente

De acordo com dados do Banco de Informações de Geração – BIG/ANEEL, em 30/09/2013, a capacidade instalada total do sistema elétrico brasileiro era de cerca de 125.000 MW. Está prevista para os próximos anos uma adição de 37.000 MW na capacidade de geração do

País, proveniente dos 155 empreendimentos em construção e mais 542 outorgadas (BIG/ANEEL, 2013).

A matriz elétrica brasileira (atualizada em 30/09/2013), considerando os empreendimentos em operação, esta apresentada na Figura 2 a seguir.

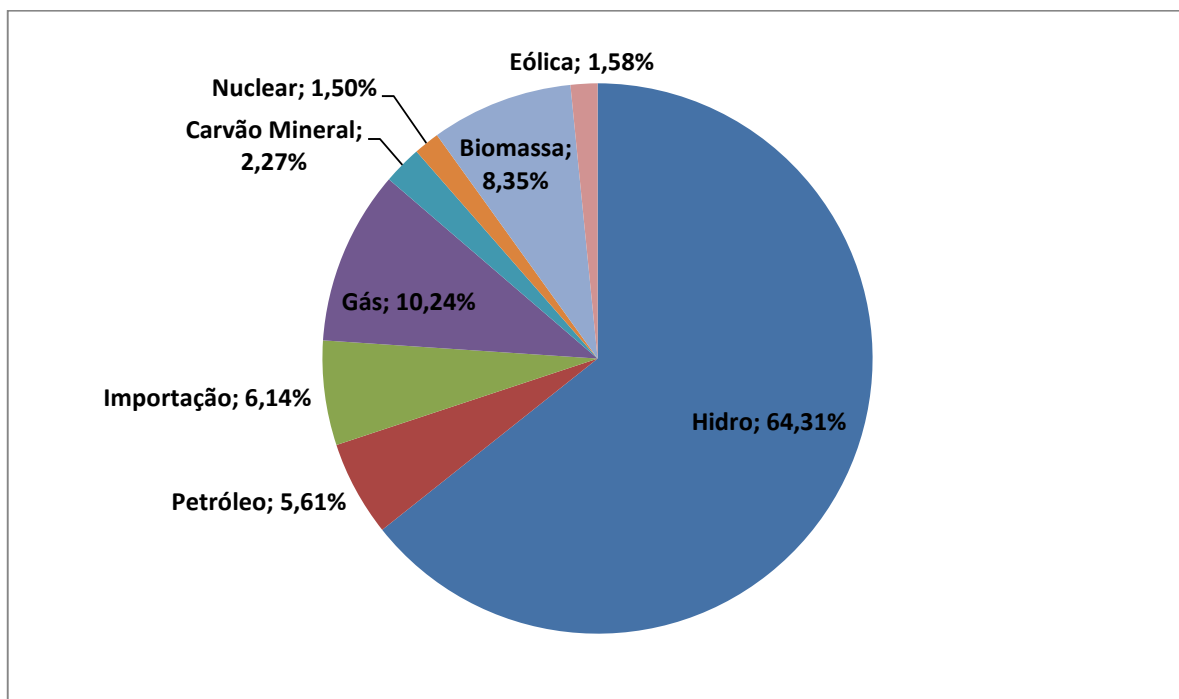


Figura 2- Brasil: Matriz Elétrica

Fonte: Elaboração própria com base em dados do BIG/ANEEL, 2013

1.3 Projeção do sistema elétrico futuro

A Figura 3 traz a expansão das capacidades instaladas do SIN e das regiões que o compõem.

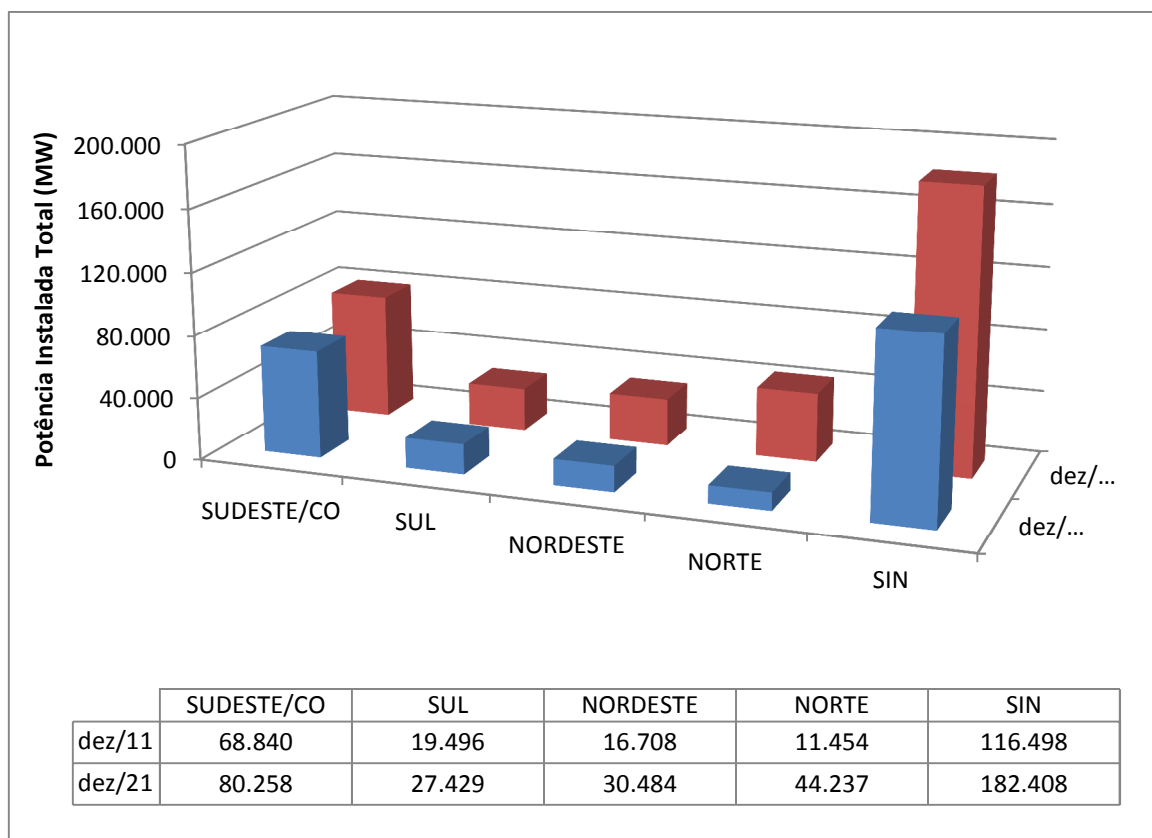


Figura 3- Brasil: Expansão da capacidade instalada

Fonte: Elaboração própria com dados do MME, 2012

Pode-se observar que a maior expansão planejada está nas regiões sudeste e centro-oeste.

A Figura 4 ilustra a evolução da capacidade instalada hidrotérmica por tipo de fonte, partindo de aproximadamente 116 GW em dezembro de 2011 para cerca de 182 GW no final de 2021, com destaque para a manutenção do perfil fortemente renovável da matriz elétrica brasileira (MME, 2012).

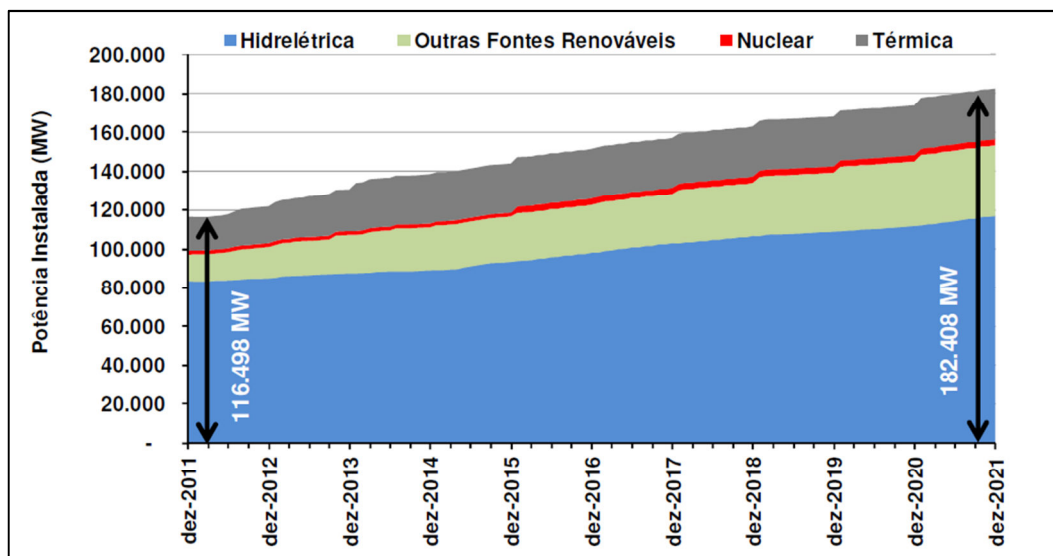


Figura 4- Brasil: Evolução da capacidade instalada por fonte

Fonte: MME, 2012

Em relação às outras fontes renováveis de geração, destacam-se as eólicas, as térmicas movidas à biomassa (bagaço de cana, resíduos sólidos) e as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs). Para estas fontes, conforme observado na figura anterior nota-se uma expansão média anual de 10%.

A região Sudeste/Centro-Oeste mantém a maior participação dessas fontes ao longo do horizonte de tempo do estudo, como pode ser visto no Figura 5.

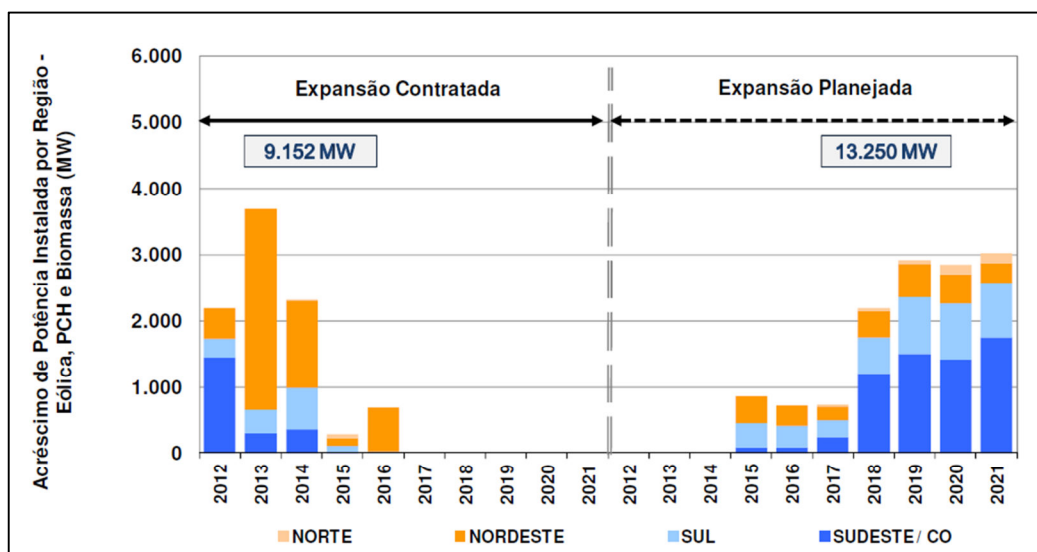


Figura 5- Brasil: Acréscimo regional da capacidade instalada por fontes renováveis

Fonte: MME, 2012

Nestas regiões o potencial eólico não é aproveitável, considerando as tecnologias atuais. Atualmente há um portfólio de projetos eólicos habilitados tecnicamente pela EPE de cerca de 600 empreendimentos cuja potência total supera 16 mil MW. Deste, 450 projetos localizam-se na região Nordeste, que totalizam cerca de 12 mil MW e 150 projetos são da região Sul com cerca de 4,3 mil MW (MME, 2012).

Já as PCHs observaram trajetória decrescente de competitividade nos leilões desde 2009. É comum que as questões relacionadas ao processo de licenciamento ambiental apresentem complicadores à viabilização dos projetos de PCH (MME, 2012).

Sendo assim, as usinas térmicas a biomassa constituem mais uma fonte renovável disponível para compor a expansão da oferta de geração. O potencial desta fonte está localizado principalmente nos estados de SP, GO, MS e PR, portanto próximo dos maiores centros consumidores de energia.

2 PANORAMA DA QUESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), nos termos da Lei Federal nº 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos, englobam os resíduos domiciliares, isto é, aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas e os resíduos de limpeza urbana, quais sejam, os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas, bem como de outros serviços de limpeza urbana.

Em compatibilidade com a lei em apreço, o presente capítulo apresenta o Panorama dos RSU com dados de âmbito nacional, destacando os aspectos de geração, transporte e disposição de RSU.

2.1 Geração de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

A primeira etapa da gestão de resíduos sólidos diz respeito à sua geração. Por diversos motivos – tais como disposição irregular, coleta informal ou insuficiência do sistema de coleta pública – não necessariamente todo o resíduo sólido gerado é coletado. Por este motivo, a questão da geração é tratada neste trabalho separadamente da coleta.

O aumento na geração de resíduos é um fenômeno diretamente relacionado com o crescimento populacional e impactado por outros fatores intrínsecos ao comportamento social. O crescimento da economia que proporciona um aumento do poder aquisitivo da população traz consigo um maior consumo que, inevitavelmente, significa o aumento da geração de resíduos, principalmente em função do grande volume de materiais descartáveis colocados no mercado e da menor durabilidade dos bens e produtos comercializados (ABRELPE, 2013).

No ano de 2012 produziu cerca de 63 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, o que corresponde a um aumento de 13% em relação ao ano anterior. A figura 6 traz os dados da geração de RSU no Brasil, nos anos de 2011 e 2012.

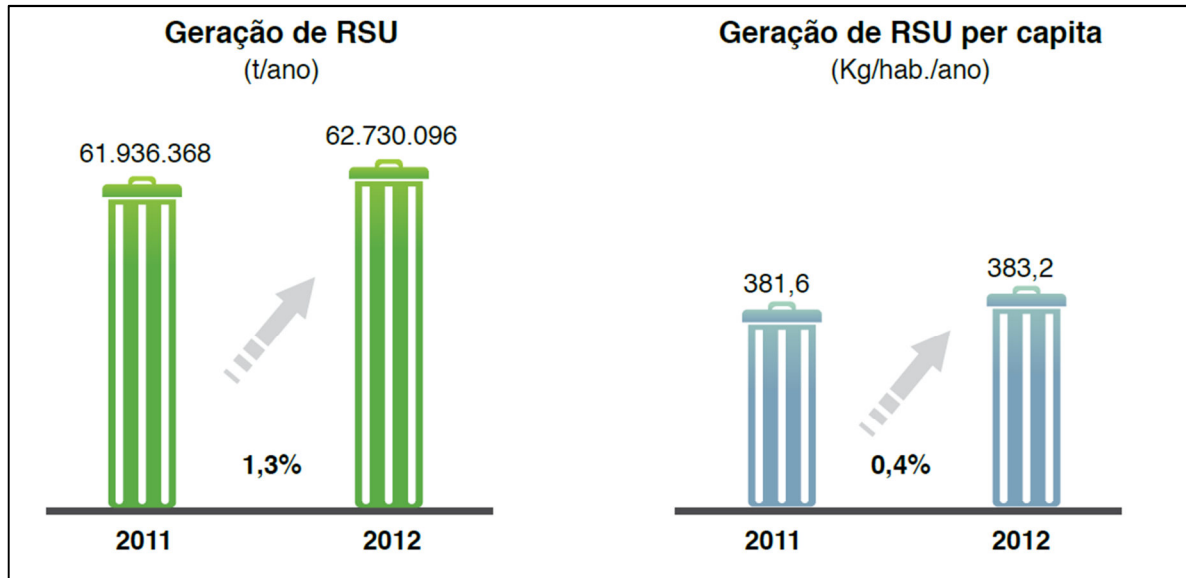


Figura 6- Brasil: Geração de resíduos sólidos urbanos

Fonte: ABRELPE, 2013

Entre os anos de 2003 e 2012 (figura 7), enquanto a população do Brasil cresceu cerca de 9,25%, a geração de RSU teve um aumento de 21%, reflexo do crescimento do Produto Interno Bruto – PIB, que neste mesmo período teve um crescimento de 20,8%.

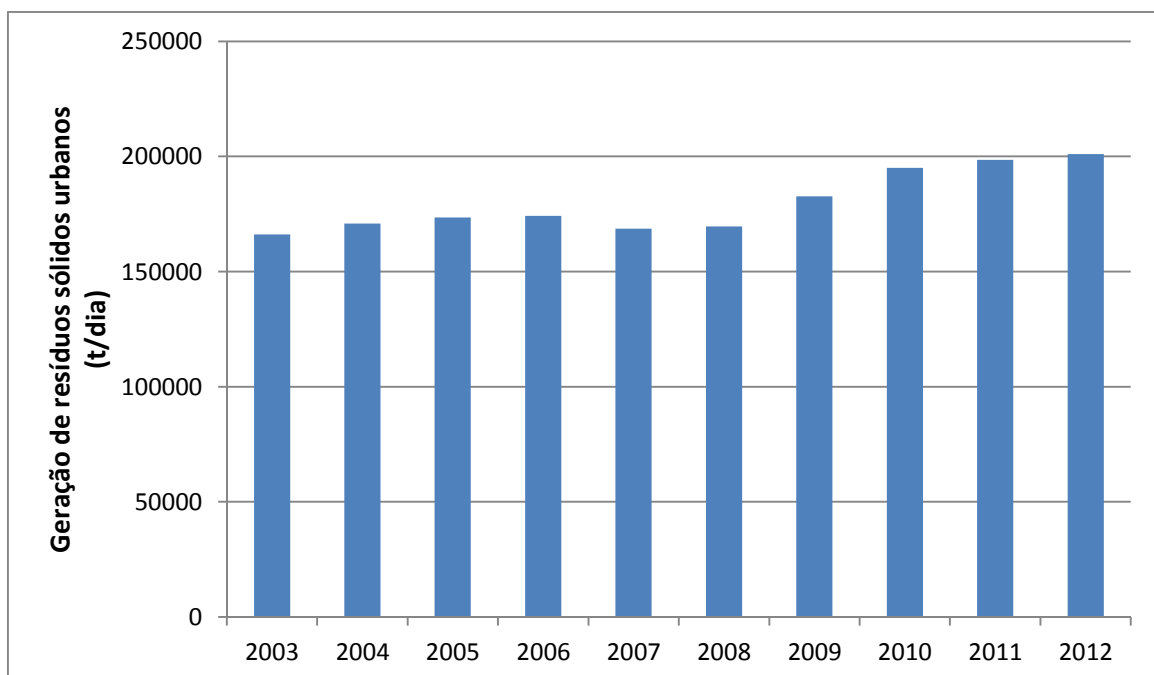


Figura 7- Brasil: Evolução da geração de resíduos sólidos urbanos (t/dia)

Fonte: Elaboração própria com dados da ABRELPE, 2013

As figuras 8 e 9 trazem uma comparação entre o quantitativo da geração de RSU no Brasil em relação ao cenário Internacional. Nota-se que os países mais desenvolvidos apresentam maiores taxas de geração de RSU.

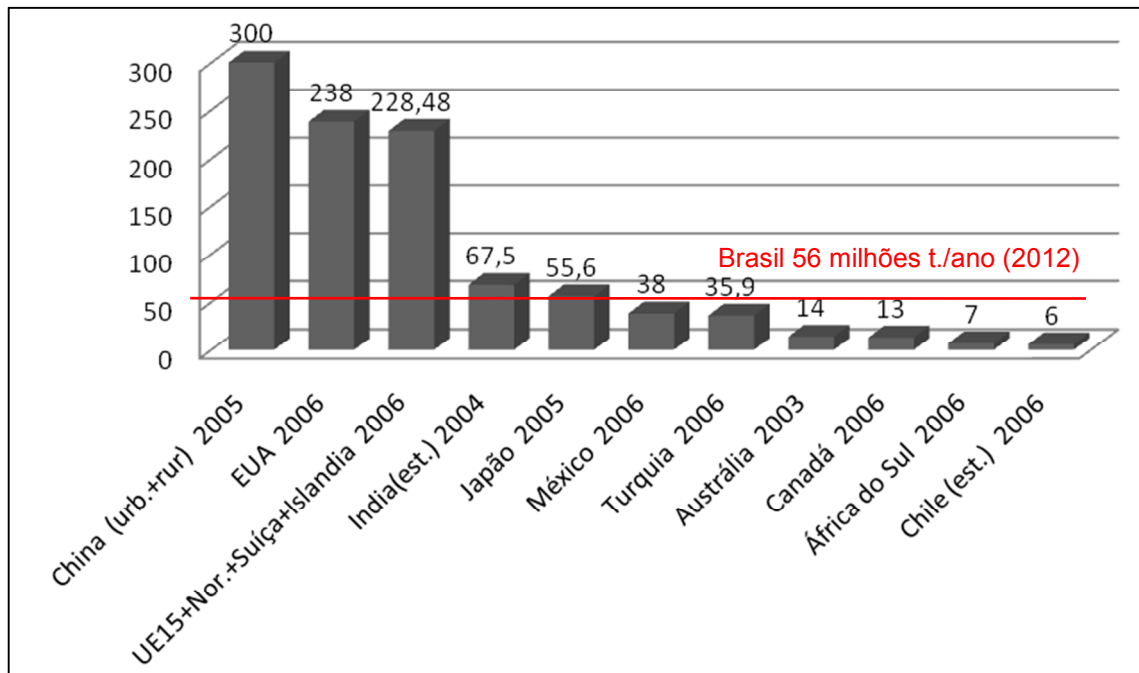


Figura 8- Geração de resíduos sólidos urbanos em diversos países (milhões de toneladas)

Fonte: adaptado de OLIVEIRA et al, 2013

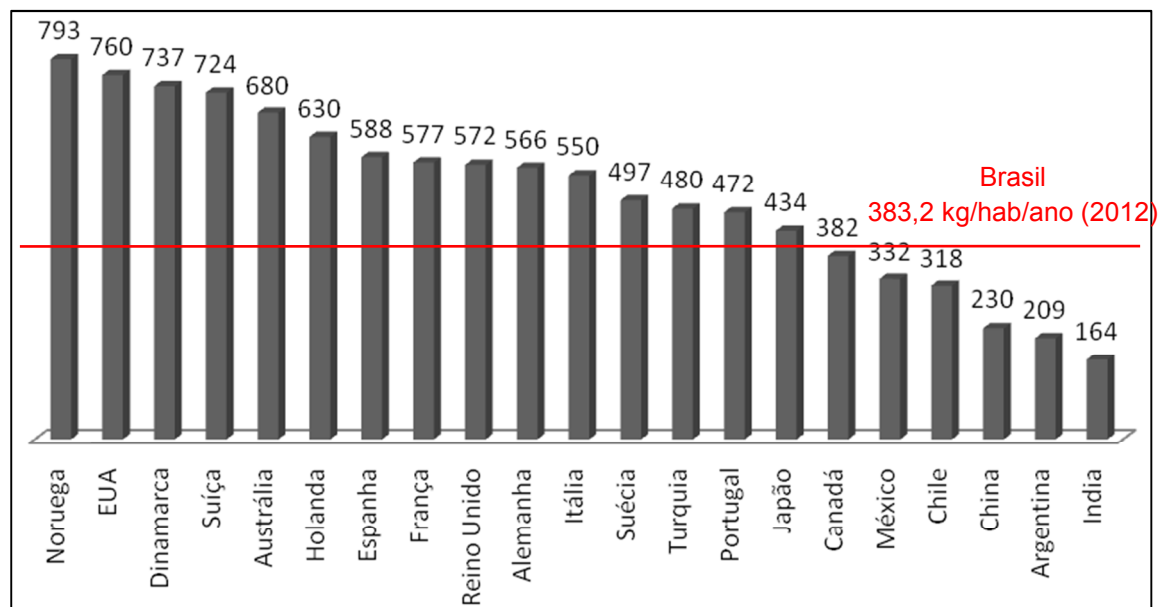


Figura 9- Comparação da geração de RSU per capita em diversos países (kg/hab/ano)

Fonte: adaptado de OLIVEIRA et al, 2013

A composição gravimétrica média dos RSU coletados no Brasil permite visualizar de um modo geral a participação de diferentes materiais na fração total dos RSU. Referida composição, porém, é bastante diversificada nas diferentes regiões, uma vez que está diretamente relacionada com características, hábitos e costumes de consumo e descarte da população local (ABRELPE, 2013).

A tabela 3 apresenta a composição gravimétrica média dos resíduos gerados no Brasil.

Tabela 3- Brasil: Composição Gravimétrica de Resíduos Gerados

Material	Participação (%)	Quantidade (t./ano)
Metais	2,9	1.640.294
Papel, Papelão e TetraPak	13,1	7.409.603
Plástico	13,5	7.635.851
Vidro	2,4	1.357.484
Matéria Orgânica	<u>51,4</u>	<u>29.072.794</u>
Outros	16,7	9.445.830
TOTAL	100,0	56.561.856

Fonte: Elaboração própria com base em dados da ABRELPE, 2012

Fazendo-se uma referência à qualidade dos resíduos gerados, estudos apontam que os resíduos domiciliares, no Brasil, contêm cerca de 50 a 60% de matéria orgânica, enquanto nos países desenvolvidos este valor não ultrapassa 30%. Outros componentes, como papel, papelão e plásticos encontram-se muito mais presentes nos resíduos dos países desenvolvidos.

2.2 Coleta e Transporte de Resíduos Sólidos Urbanos

Conforme descrito no item anterior, por diversos motivos, nem todo resíduo gerado é coletado pelo serviço público. O Brasil coleta em média 90% de todo resíduo gerado, sendo que o percentual de coleta varia significativamente em cada região do país. Em 2012 a região nordeste coletou apenas 77% do total de resíduos gerados, sendo que neste mesmo período, a região sudeste chegou a coletar quase 97%.

A figura 10 demonstra o índice de abrangência da coleta de resíduos sólidos urbanos, no ano de 2012, nas regiões do país.

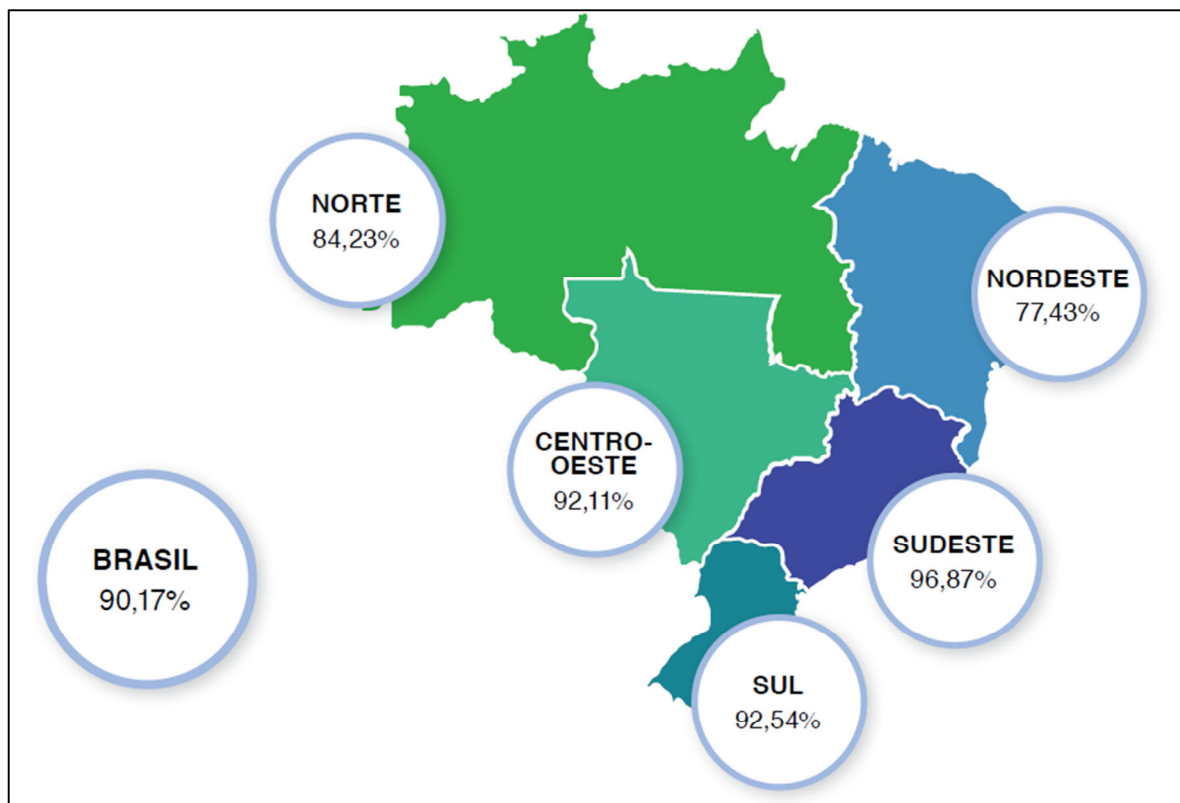


Figura 10- Brasil: Índice de abrangência da coleta de resíduos sólidos urbanos – 2012

Fonte: ABRELPE e IBGE, 2013

A coleta seletiva foi definida na Lei Federal nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, como a coleta de resíduos sólidos previamente separados de acordo com a sua constituição e composição, devendo ser implementada por municípios como forma de encaminhar as ações destinadas ao atendimento do princípio da hierarquia na gestão de resíduos.

Uma pesquisa feita pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, em 2012, permitiu projetar que 3.326 municípios apresentam iniciativas de coleta seletiva.

Os dados a seguir (figura 11 e tabela 4) mostram os resultados obtidos para o Brasil, bem como permitem a comparação destes com os resultados obtidos na pesquisa de 2011.

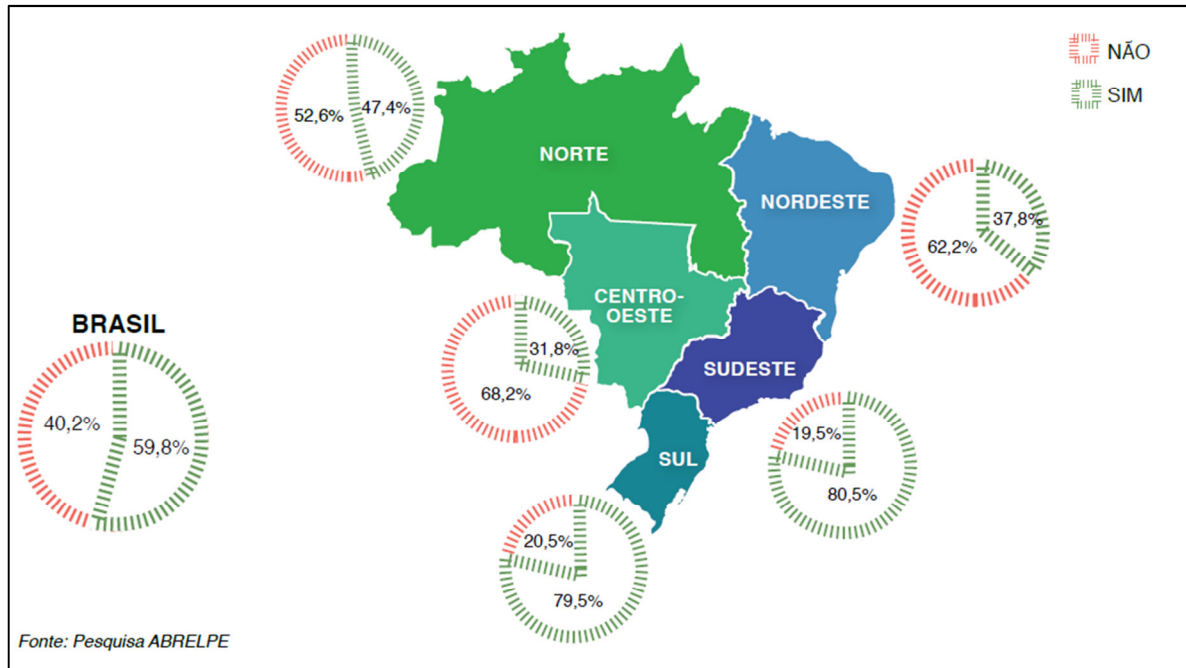


Figura 11- Brasil: Distribuição dos municípios com iniciativas de coleta seletiva, 2012

Fonte: ABRELPE e IBGE, 2013

Tabela 4- Brasil: Distribuição dos municípios com iniciativas de coleta seletiva, 2012

<i>Iniciativas de Coleta Seletiva</i>	Norte		Nordeste		Centro-Oeste		Sudeste		Sul		Brasil	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Sim	209	213	651	678	131	148	1.336	1.342	936	945	3.263	3.326
Não	240	236	1.143	1.116	335	318	332	326	252	243	2.302	2.239
Total:	449		1.794		466		1.668		1.188		5.565	

Fonte: Elaboração própria com base em dados da ABRELPE e IBGE, 2013

2.3 Cenário da disposição final dos resíduos sólidos urbanos

Atualmente a disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil é feita em lixões, aterros controlados e aterros sanitários.

Nos lixões o lixo coletado é lançado diretamente sobre o solo sem qualquer controle e sem quaisquer cuidados ambientais, poluindo tanto o solo, quanto o ar e as águas subterrâneas e superficiais das vizinhanças.

A disposição final dos RSU em aterros sanitários ocorre sobre terreno natural, através do seu confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ao meio ambiente, em particular à saúde e à segurança pública.

A diferença básica entre um aterro sanitário e um aterro controlado é que este último prescinde da coleta e tratamento do chorume, assim como da drenagem e queima do biogás.

A figura 12 traz os dados quantitativos sobre a disposição final de RSU no Brasil nos anos de 2011 e 2012.

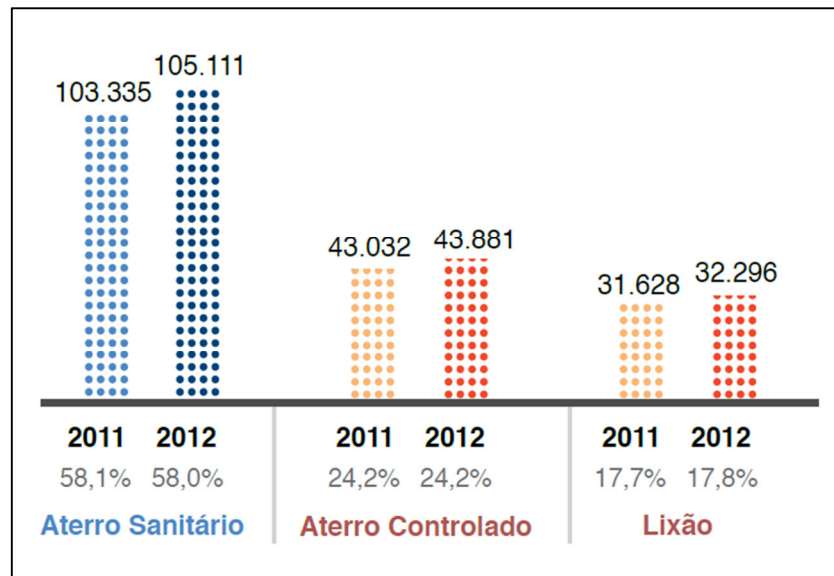


Figura 12- Brasil: Destinação final de resíduos sólidos urbanos (ton/dia)

Fonte: ABRELPE e IBGE, 2013

Em relação ao serviço de manejo de resíduos, em 2008, 61,2% das prestadoras de serviços eram entidades ligadas à administração direta do município, 34,5% eram empresas privadas que atuavam como concessão pública ou terceirização e apenas 4,3% eram autarquias, empresas públicas ou consórcios (IBGE, 2009).

A maior concentração de municípios que destinam seus resíduos para aterros sanitários está nas Regiões Sul e Sudeste, enquanto a maior concentração de municípios que utilizam lixões está nas Regiões Norte e Nordeste. A figura 13 traz a localização das formas de disposição de resíduos sólidos no Brasil.

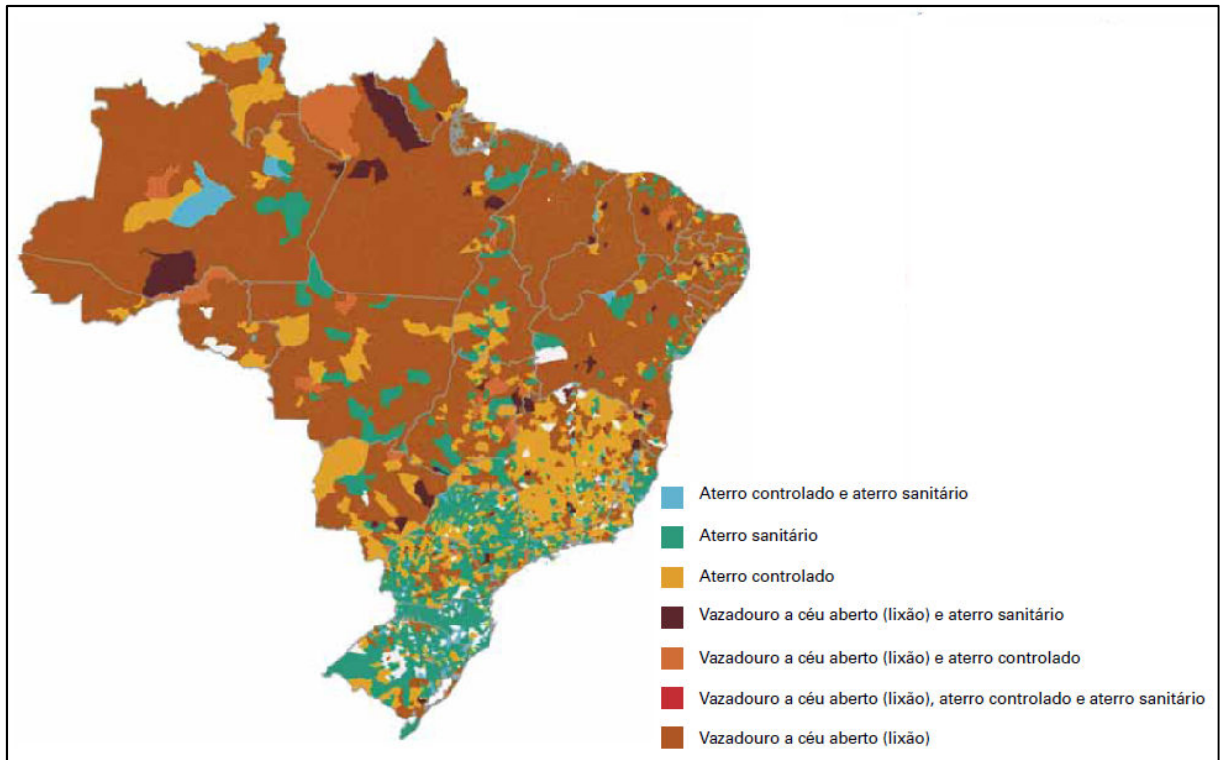


Figura 13- Localização das formas de disposição de RSU

Fonte: IBGE, 2009

A destinação final dos resíduos sólidos tem evoluído de forma diferenciada no Mundo. Países como os Estados Unidos, Japão e boa parte da Europa estão vários passos à frente, no que se refere à gestão dos resíduos, em comparação com os outros países menos desenvolvidos. Nos países mais desenvolvidos, o gerenciamento de resíduos sólidos já passou por três fases.

A primeira fase prevaleceu até o início da década de 1970, onde se evidenciou apenas a disposição dos resíduos. Os lixões existentes na década de 1960 na maioria dos países da Europa Ocidental foram transformados em aterros sanitários e parte dos resíduos passou ainda a ser encaminhada à incineração. Entretanto, como não havia qualquer política restritiva à geração de resíduos, ocorreu um crescimento excessivo no seu volume, proporcional à expansão do consumo, forçando, assim, o início da segunda fase.

Nesta, a reutilização e reciclagem dos materiais foram consideradas metas prioritárias. A reciclagem levou a um crescimento mais lento no consumo dos recursos naturais e no volume dos resíduos a serem dispostos. A partir do final da década de 1980, foram estabelecidas novas prioridades em relação à gestão de resíduos sólidos, e apareceu a hierarquia dos três R (Reduzir, Reusar, Reciclar) que vige hoje no Brasil.

Atualmente, busca-se a redução do volume de resíduos desde o início do processo produtivo, inclusive no projeto dos bens de forma a facilitar o reuso e a reciclagem. As diretrizes prioritárias são: evitar ou, nos casos em que não for possível, diminuir a geração de resíduos; reutilizar ou, quando não for possível, reciclar resíduos; utilizar a energia contida nos resíduos; e tornar inertes os resíduos antes da disposição final (reduzir a fração orgânica dos rejeitos aterrados). Alguns países da UE, os EUA e o Japão, encontram-se nesta última fase.

Já os países menos desenvolvidos, como os da América Latina, por exemplo, encontram-se em posições intermediárias entre a primeira e a segunda fase. O Brasil com a aprovação Política Nacional de Resíduos Sólidos está seguindo a tendência mundial quando nos referimos a destinação e disposição final dos resíduos.

O gráfico a seguir (figura 14) apresenta a evolução das formas de tratamento de resíduos sólidos em toda Europa. A tendência tem sido a diminuição dos aterros que teve redução de 33% e o aumento de outras formas de destinação como o tratamento térmico que teve um incremento de 34%, processos alternativos e compostagem que subiram 102% e a reciclagem com aumento de 54% (ABRELPE, 2013).

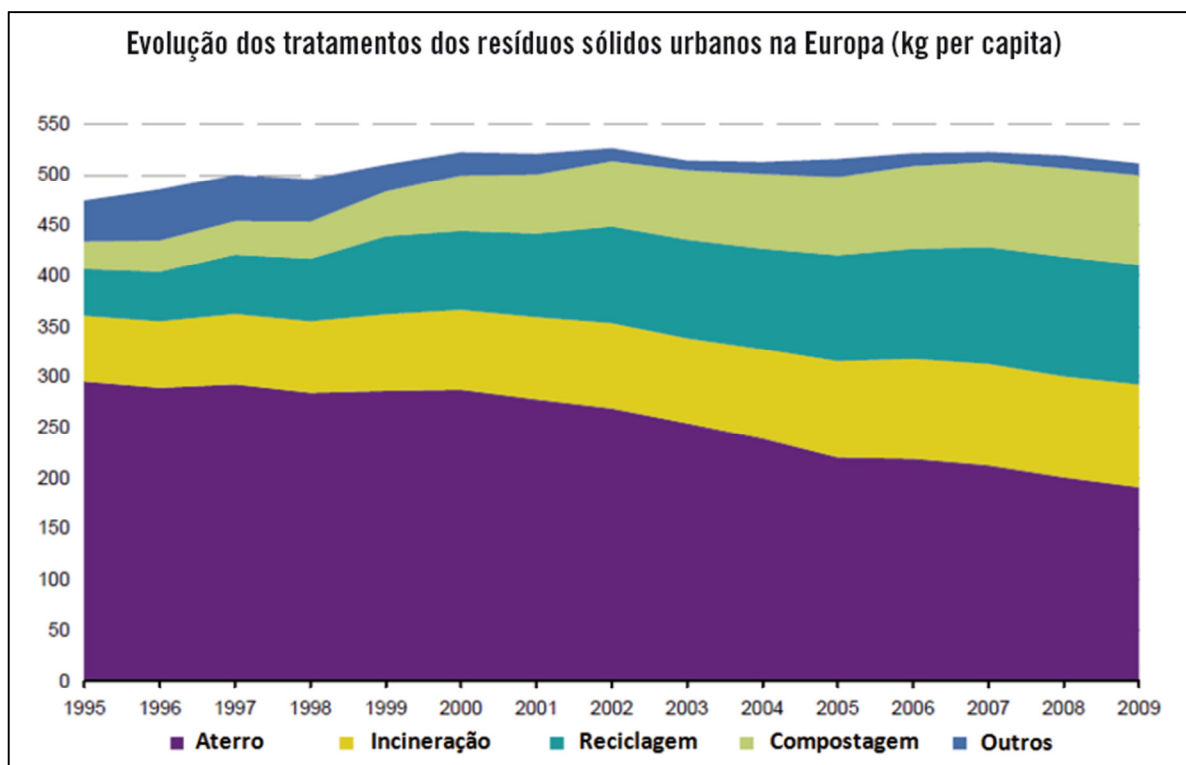


Figura 14- Evolução dos tratamentos de resíduos sólidos na Europa (kg per capta)

Fonte: ABRELPE, 2013

Já a figura 15 mostra a utilização de resíduos para geração de energia elétrica nos países europeus. Na Dinamarca, por exemplo, esse tipo de finalidade é dada para mais de 50% dos resíduos gerados no país.

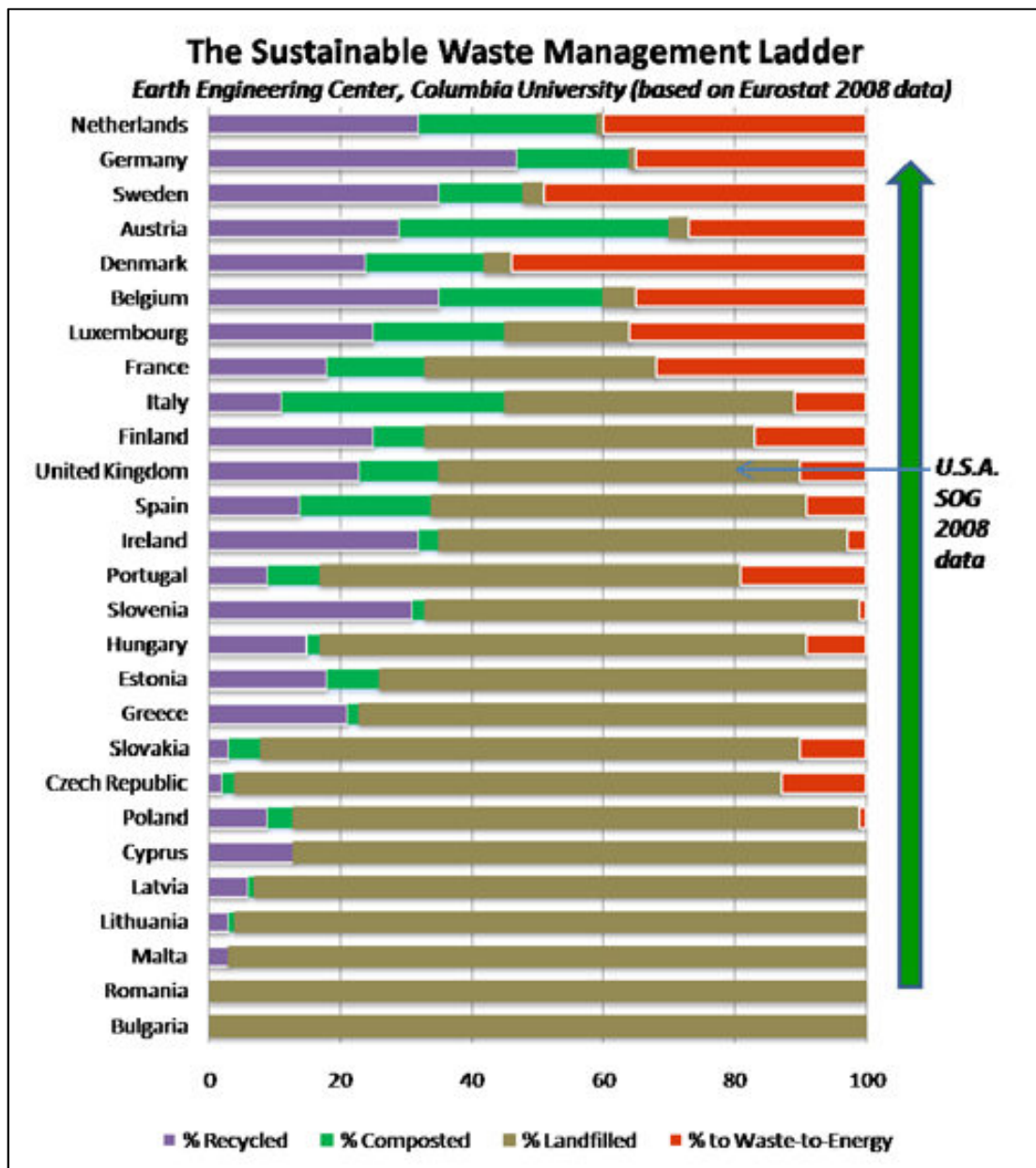


Figura 15- Aproveitamento dos resíduos para geração de energia na Europa

Fonte: WTER (http://www.wter.com.br/)

2.4 A questão social do “lixo”

De acordo com cálculos da Associação do Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), até 1998 existiam mais de quinhentos mil catadores de lixo trabalhando oficialmente no Brasil. Grande parte dessas pessoas está organizada em pequenas cooperativas, que surgem com apoio de comunidades locais.

Segundo Siqueira e Moraes (2008), em 2006, o Movimento Nacional de Catadores de Materiais Recicláveis aponta para um número de aproximadamente oitocentos mil catadores, organizados em cooperativas ou associações, demonstrando a legitimidade da atividade.

Segundo o estudo o perfil de catadores pode ser subdividido em três grupos: catadores de rua, cooperados e catadores de lixão. Os catadores de rua costumam o lixo colocados pela população na calçada tendo sua própria carroça ou qualquer outro transporte adaptado para carga. Os catadores cooperativados são aqueles que prestam serviço de coleta seletiva de forma articulada e organizada, gerando trabalho e renda. Estes se organizam nacionalmente no Movimento Nacional dos Catadores, têm apoio de diversas organizações não governamentais e estão articulados em fóruns, buscando consolidar a sua participação nos programas municipais de coleta seletiva. Os catadores de lixão são aqueles que fazem a catação diretamente nos lixões dos municípios e que estão desvinculados de qualquer assistência e organização. (Siqueira e Moraes, 2008)

Em face ao alto índice de desemprego, a estratégia de sobrevivência encontrada pela população mais carente é “coletar lixo” como forma de obter a renda. Infelizmente, as iniciativas brasileiras de coleta seletiva ainda são poucas. O Estado de São Paulo apresenta uma maior porcentagem: cem dos 645 municípios desenvolvem algum tipo de programa desta natureza. (Siqueira e Moraes, 2008)

3 TECNOLOGIAS DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Assim como demonstrado no capítulo anterior, a tendência é que no Brasil desenvolva formas de redução do volume de resíduos, entre elas utilizar a energia contida nos resíduos, e torná-los inertes antes da disposição final. Sendo assim este capítulo tem como objetivo apresentar as tecnologias existentes para recuperação energética de resíduos sólidos, com foco na tecnologia de incineração, objeto deste estudo

As principais tecnologias para recuperação energética de RSU utilizam processos térmicos ou biológicos.

Segundo a Resolução CONAMA n. 316/2002, o tratamento térmico pode ser definido como todo e qualquer processo cuja operação seja realizada acima da temperatura mínima de 800 °C. Esse tipo de tratamento pode ser utilizado para qualquer resíduo que tenha em sua composição química os elementos carbono e hidrogênio, podendo ser originários de atividades industriais, domésticas, comerciais e rurais.

Atualmente, as principais tecnologias de tratamento térmico de resíduos, com aproveitamento energético, são a incineração, a pirólise, a gaseificação, o plasma e o coprocessamento em forno de clínquer.

Já os processos biológicos podem ser definidos como uma forma de tratamento da matéria orgânica biodegradável na qual se intensifica a ação de microrganismos, visando à estabilização e oxidação dessa matéria. Havendo a presença de oxigênio livre, os processos são aeróbios. Na ausência do oxigênio livre, os processos são anaeróbios. Esse tipo de tratamento pode ser aplicado aos resíduos orgânicos biodegradáveis, podendo ser originários de atividades industriais, domésticas, comerciais e rurais, como: restos de alimentos e poda, madeiras, papéis, papelão.

As tecnologias mais conhecidas de tratamento biológico de resíduos com aproveitamento energético são decorrentes da utilização do biogás procedente da biodigestão de resíduos em reatores anaeróbios ou da captura em aterros sanitários.

A figura 16 traz um resumo das tecnologias para recuperação energética de RSU atualmente utilizadas e os itens a seguir trazem o detalhamento de cada tecnologia citada.

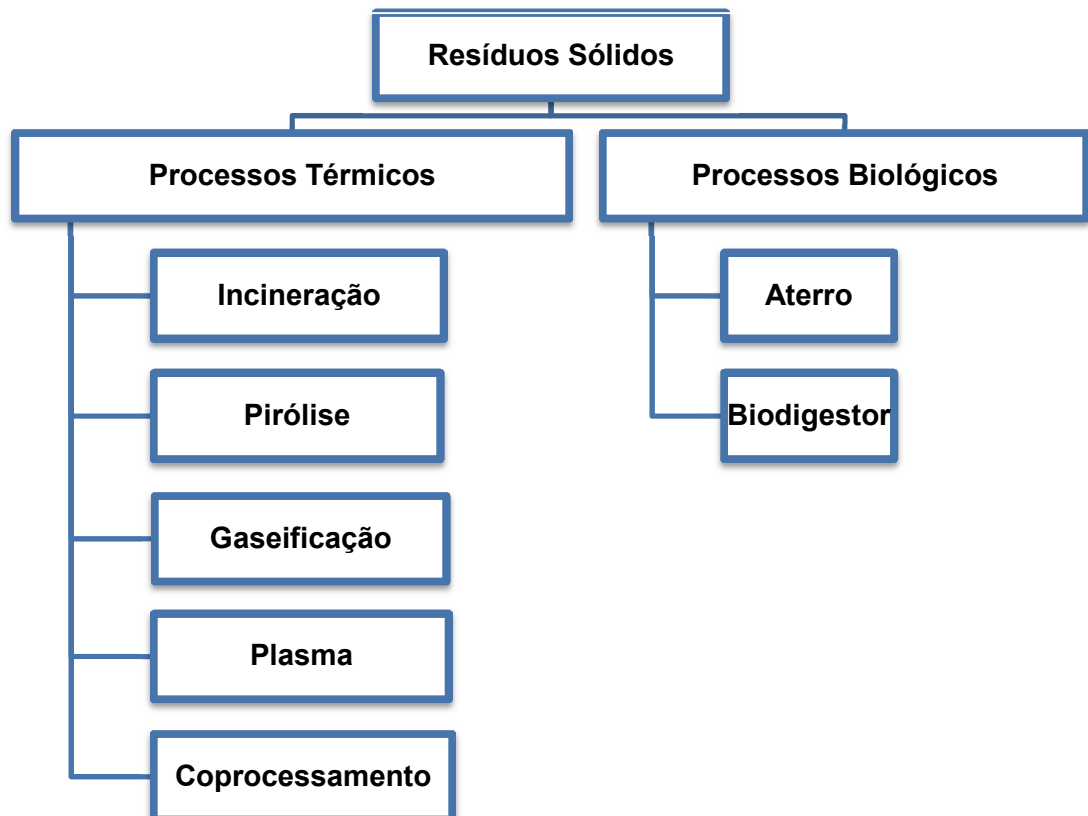


Figura 16- Principais processos de recuperação energética de RSU

3.1 Incineração

A incineração é a principal forma de recuperação energética de RSU e é um dos focos deste trabalho.

A incineração é um processo de combustão controlada, que tem como princípio básico a reação do oxigênio com componentes combustíveis presentes no resíduo (como carbono, hidrogênio e enxofre), em temperatura superior a 800 °C, convertendo sua energia química em calor.

O processo de combustão realiza-se em forno de incineração, composto basicamente de câmara de combustão – onde os resíduos são inseridos a uma taxa de alimentação pré-definida e ocorre o processo de queima controlada – e câmara de pós-combustão – onde se completa a queima controlada de CO e substâncias orgânicas contidas nos gases procedentes da câmara de combustão (FEAM, 2012).

Os fornos de incineração podem ter diversas configurações, conforme descrito nos itens a seguir:

3.1.1 Combustão em grelha

A combustão em grelha é a mais empregada para RSU no estado bruto (*mass burn*), adotando-se para isso uma grelha móvel inclinada de ação reversa, instalada em um forno-caldeira, permitindo operar com materiais com granulometrias bastante variadas.

Durante o deslocamento dos resíduos na grelha, o material vai sendo aquecido e passa por uma secagem, ocorrendo a perda dos compostos orgânicos voláteis e a combustão do resíduo carbonoso; cerca de 60% do ar de combustão pré-aquecido é introduzido por baixo da grelha, sendo o restante do ar introduzido sobre a grelha a alta velocidade para criação de uma região de elevada turbulência e promoção de sua mistura com os gases e vapores gerados durante a combustão (FEAM, 2012).

A figura 17 traz um esquema típico de combustão em grelha.

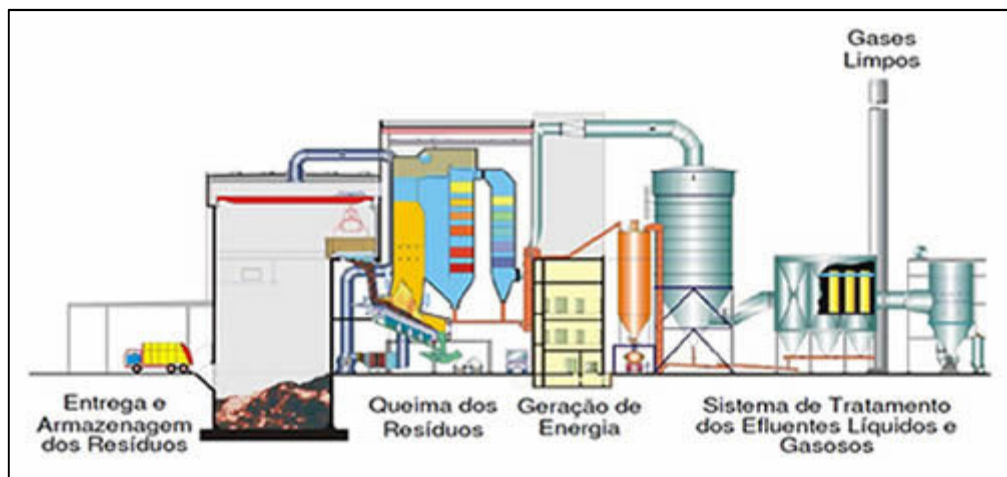


Figura 17- Diagrama de fluxo do processo de incineração, tipo combustão em grelha, com recuperação de energia.

Fonte: www.energia.sp.gov.br/portal.php/residuos-solidos

Em uma planta típica de incineração de resíduos para geração de energia, o resíduo é descarregado no silo da usina de onde é tomado por agarradores mecânicos e jogado em moegas. Das moegas o lixo é empurrado gradualmente para o interior do incinerador. O calor produzido pela queima do lixo é utilizado na caldeira para aquecimento de água e o

vapor gerado nesta é conduzido por tubulações para um sistema de turbina e gerador, para a produção de energia elétrica. Depois de o resíduo ser incinerado restam, sobre as grelhas, as escórias, que são drenadas para sistemas coletores situados abaixo das grelhas, resfriadas com água, passando posteriormente por separadores eletromagnéticos que promovem a extração de metais para reciclagem. Os gases de combustão são enviados para os sistemas de tratamento e remoção de poluentes passam por filtros para retenção de partículas finas (poeiras) e são lançados ao meio ambiente através da chaminé.

3.1.2 Leitos fluidizados

Os incineradores de leitos fluidizados são mais utilizados para lodo de esgoto; os resíduos, que devem estar triturados a diâmetro igual ou inferior a 2,5 cm, são incinerados em suspensão em leito de partículas inertes como areia e cinzas, insuflado com ar primário de combustão. Este tipo de combustão exige maior complexidade operativa (FEAM, 2012).

Os incineradores podem ser dos tipos borbulhante ou circulante.

Nos incineradores do tipo borbulhante, os sólidos do leito são suficientemente grandes (aprox. 750-1000 μm) e a velocidade do gás suficientemente baixo (1 - 3 m/s) para assegurar que todas as partículas, que constituem o leito, não serão arrastadas pelo gás de fluidização. Assim, o leito opera abaixo da velocidade terminal mínimo da partícula mais pequena do leito.

Segundo um estudo feito na Inglaterra, denominado *Waste Management Branch* (2013), o fenômeno de "borbulhamento" ocorre a velocidades acima de fluidização, que é necessária para fluidificar os sólidos no interior do leito, com o excesso de gás acima do limite mínimo, formando bolhas. Estas bolhas de gás podem ser vistas à medida que sobem rapidamente através do leito. Uma cama "borbulhante" se assemelha a um líquido fervente. A presença de bolhas no leito promove intensa circulação e mistura dos sólidos, o que leva a condições isotérmica em todo o leito.

À medida que a velocidade de fluidificação a um leito fluidizado borbulhante é aumentada lentamente, as bolhas desaparecerão levando a um estado de homogeneidade, referido como o estado de turbulência. Se a velocidade do gás excede a velocidade do transporte das partículas, então, na ausência de reciclagem de sólidos, a coluna que contém as partículas, se esvaziará rapidamente. No entanto, se as projeções de sólidos do leito são capturadas no ciclone e devolvidas através de um tubo vertical para o fundo da cama, é

possível manter uma concentração relativamente elevada de sólidos na coluna. Estes incineradores, do tipo circulante utilizam partículas menores (cerca de 250 μm) e velocidades de gás mais elevados (5-6 m/s) (*Waste Management Branch*, 2013).

A figura 18 mostra o esquema de um incinerador do tipo leito fluidizado.

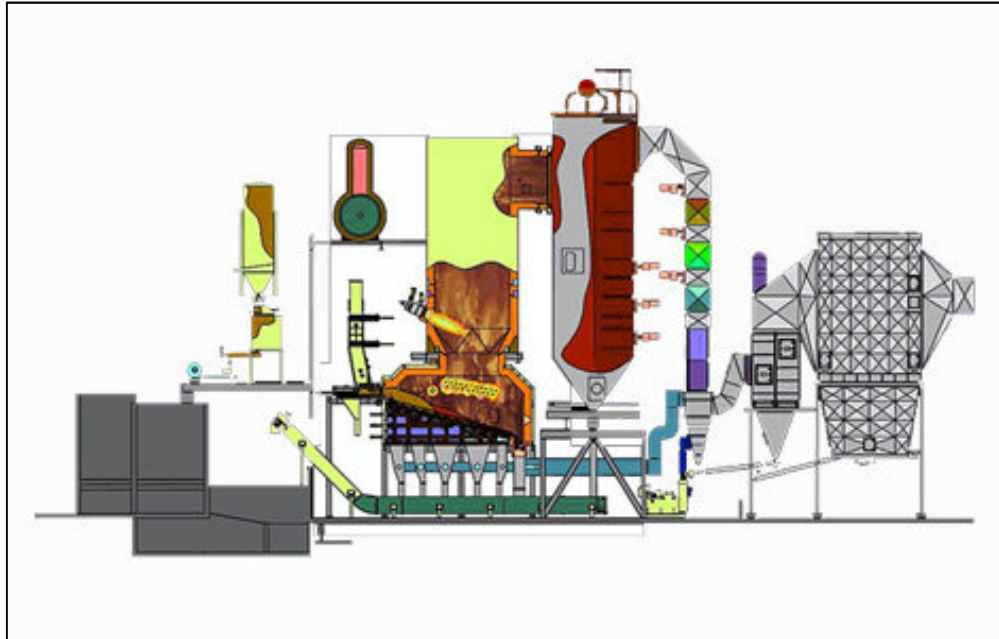


Figura 18- Esquema de um incinerador do tipo leito fluidizado

Fonte: www.coeopro.com

3.1.3 Câmaras múltiplas

As câmaras múltiplas são adotadas geralmente para capacidades pequenas (0,2 a 200 t/dia), aplicável, por exemplo, a determinados grupos de resíduos de serviços de saúde; os resíduos são incinerados na grelha fixa da câmara primária e a pós-queima dos gases ocorre na câmara secundária; como gera baixas pressões de vapor, não é recomendado para a geração de energia elétrica.

3.1.4 Forno Rotativo

O forno rotativo é mais utilizado para resíduos industriais e quantidade de resíduos superior a 24 t/dia (FEAM, 2012).

3.2 Pirólise

Pirólise é um processo endotérmico de decomposição de compostos orgânicos em uma atmosfera deficiente de oxigênio, através de fonte indireta de calor variando entre 650°C e 1200°C

O fracionamento das substâncias orgânicas ocorre gradualmente à medida que estas passam pelas diversas zonas de calor de um reator vertical ou horizontal: na zona de secagem, parte inicial no reator, perde a umidade e na zona pirolítica propriamente dita (pode variar de 300 °C a 1.600 °C), ocorrem os processos de volatilização, oxidação e fusão, resultando em:

- gases não condensáveis, compostos principalmente por nitrogênio e gás de síntese (*syngas*);
- líquido pirolenhoso, obtido pela condensação de gases que se desprendem durante o processo, com baixo teor de enxofre, composto por ácido pirolenhoso (ácido acético, metanol, alcatrão solúvel e outros vários compostos em menor quantidade) e alcatrão insolúvel
- resíduo sólido, constituído por carbono quase puro (char) e ainda, por vidros, metais e outros materiais inertes (escória) caso presentes no RSU processado.

A proporção relativa das fases gasosa, líquida e sólida varia em função da temperatura (geralmente opera-se entre 400 °C e 900 °C), do processo, da composição da biomassa e do tipo de equipamento empregado. O líquido pirolenhoso é corrosivo, nocivo e altamente poluente. Este pode ser gaseificado ou refinado para uso energético e, dependendo da concentração de alcatrão e outros compostos tóxicos, pode ser utilizado na agricultura. (FEAM, 2012).

Os gases não condensáveis podem ser utilizados para a produção de vapor através de trocadores de calor e caldeiras ou, após resfriamento e limpeza em sistema de controle de emissão, podem ser queimados em caldeiras, turbinas a gás ou motores de combustão interna, para geração de eletricidade ou destinados à fabricação de produtos químicos.

No final do processo, os materiais sólidos fundidos juntamente com a escória (vidros, terra, pedras, metais e outros) são resfriados e removidos. É possível, ainda, submeter o rejeito da pirólise a um processo de segregação, obtendo-se, principalmente, vidros e metais. O carvão pode ser processado ou utilizado como carvão ativado devido às suas propriedades de absorção.

O balanço energético do sistema de pirólise é sempre positivo, pois produz mais energia do que consome. Conforme o tempo de residência, a taxa de aquecimento e a temperatura, o processo de pirólise recebe diferentes denominações, tendo diferentes produtos principais. Entretanto, tem sido usualmente classificada como pirólise lenta ou rápida, conforme o tempo de residência da matéria-prima no forno e a temperatura do processo.

3.3 Gaseificação

O processo de gaseificação é baseado em um reator de leito fluidizado operando a pressão atmosférica acoplado a um vaso. O gás produzido neste processo é então resfriado e limpo em equipamentos convencionais. Este gás possui alto conteúdo energético e é limpo o suficiente para ser queimado em boiler a gás (ou até em turbinas a gás) sem necessitar de uma limpeza externa como é necessário em algumas plantas de incineração de resíduos convencionais. A produção de gás desta forma possibilita uma eficiência de até 30% de eletricidade.

A eficiência das plantas de incineração é limitada por restrições técnicas, como a temperatura no superaquecedor (e também a temperatura do vapor) no sentido de prevenir a corrosão causada pelos traços de HCl em temperaturas muito elevadas. Assim, ocorre uma limitação na temperatura do vapor direcionado para a turbina e em consequência limita também a eficiência geral da planta. Como o gás proveniente da gaseificação é limpo antes de ser queimado, ele pode atingir temperaturas mais elevadas sem comprometer os materiais envolvidos sem que se tenha também o risco de corrosão e sua eficiência pode aumentar em 30% (HENRIQUES, 2004).

A extração de calor máximo de um determinado combustível depende da eficiência de misturar o abastecimento de carga com o oxigênio ou ar. Isso é perfeitamente alcançado no caso de combustíveis gasosos e por isso a conversão de resíduos sólidos em combustível gasoso é considerado uma das melhores opções.

Conforme descrito na figura a seguir, o processo se inicia com o prétratamento dos resíduos sólidos. Em seguida, é alimentado na câmara de gaseificação principal em que a biomassa é convertida em gás. Em contrapartida, depois de esfriado e limpo esse gás produz energia quando alimenta uma máquina de combustão interna conectada a um gerador elétrico.

3.4 Plasma

O plasma, conhecido como “o quarto estado da matéria”, é um gás ionizado, com boa condutividade elétrica e alta viscosidade, gerado pela dissociação das moléculas de qualquer gás devido à perda de parte dos elétrons quando a temperatura de aquecimento atinge 3.000 °C. O jato de plasma é gerado e controlado em um dispositivo denominado “tocha de plasma”, no qual ocorre a formação de um arco elétrico, através da passagem de corrente entre o cátodo e ânodo, provocando a ionização do gás injetado pelo seu aquecimento a temperaturas extremamente elevadas, variando de 5.000 °C a 50.000 °C de acordo com as condições de geração, mas tipicamente da ordem de 15.000 °C. (FEAM, 2012).

Existem basicamente dois tipos de tratamento de resíduos por plasma:

- incidência da tocha de plasma diretamente sobre os resíduos produzindo a dissociação das ligações moleculares em compostos mais simples (syngas), com maior consumo de energia;*
- incidência da tocha de plasma sobre os gases de síntese procedentes do processo de gaseificação de resíduo, contribuindo para a produção de um gás mais limpo. O resíduo é alimentado em uma câmara de gaseificação, por meio de um sistema de câmaras estanques. Ar pré-aquecido, enriquecido ou não com oxigênio, é injetado na base da fornalha para alimentar a combustão. O material não combustível é descarregado pela base, como escória líquida ou metal a cerca de 1.450 °C, enquanto o gás sai pelo topo do gaseificador entre 600 °C e 800 °C, sendo conduzido para a câmara de refino (reator de decomposição térmica a plasma), onde os hidrocarbonetos presentes no gás são decompostos e parcialmente oxidados para produzir um gás combustível limpo a cerca de 1.200 °C e 1.400 °C, tendo basicamente syngas ((FEAM, 2012).*

O syngas pode ter as mesmas aplicações discutidas para o processo de gaseificação. Os materiais inorgânicos são transformados em uma escória vítrea, a princípio, não perigosa.

É importante destacar que no processo a plasma não há combustão ou queima dos componentes do resíduo.

3.5 Coprocessamento em forno clínquer

O co-processamento é uma das formas de tratamento muito utilizadas no Brasil principalmente nos resíduos de construção e demolição ou pneus. A resolução CONAMA nº264/99 define *“Co-processamento de resíduos em fornos de produção de clínquer é a técnica de utilização de resíduos sólidos industriais a partir do processamento desses como substituto parcial de matéria prima ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer na fabricação de cimento”*.

Vale ressaltar que, segundo Pinto (2009), “A Resolução nº 264 do CONAMA, de 24 de agosto de, 1999 regulamenta o licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de co-processamento de resíduos passíveis de serem utilizados como substituto de matéria prima do clínquer (materiais mineralizados e ou fundentes) e ou de combustível (para ganhos de energia), excetuando-se os resíduos: domiciliares brutos, os resíduos de serviço de saúde, os radioativos, explosivos, organoclorados, agrotóxicos e afins”, e dá outras providências: *“No caso de resíduos urbanos, pode-se observar que a grande aplicação deste processo se dá aos resíduos pneumáticos”* (QUEZADO, 2010).

3.6 Aterro Sanitário

O aterro sanitário é uma técnica de aterramento dos RSU, que consiste basicamente na compactação dos resíduos no solo na forma de camadas, periodicamente cobertas com terra ou outro material inerte, de modo a produzir uma degradação natural e lenta, por via biológica, até a mineralização da matéria biodegradável. Exige cuidados especiais e técnicas específicas a serem seguidas, desde a seleção e preparo da área, até sua operação e monitoramento.

Deve funcionar de modo a fornecer proteção ao meio ambiente, evitando a contaminação das águas subterrâneas pelo chorume, além do acúmulo do biogás gerado pela decomposição da matéria orgânica em seu interior. O biogás pode ser queimado na atmosfera ou ter aproveitamento energético. (FEAM, 2012).

3.7 Biodigestor

A tecnologia de biometanização com aproveitamento energético tem como base a geração de biogás a partir da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU) em reatores específicos. As plantas possuem as seguintes etapas:

- recepção (preferencialmente procedente de coleta seletiva);
- pré-tratamento (triagem, trituração da forsu e preparação da massa de alimentação do reator);
- digestão anaeróbia da forsu (gerando biogás e “digestato” — um lodo biológico);
- recuperação do biogás (para produção de energia elétrica, aquecimento, resfriamento, injeção em rede de gás natural, combustível de veículos ou iluminação);
- tratamento/controle de ar ambiente, efluentes atmosféricos e líquidos e resíduos sólidos.

A digestão anaeróbia ocorre em 4 estágios: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, com atuação predominante de diferentes grupos de bactérias em cada estágio (FEAM, 2012).

O biogás nesta digestão é uma mistura composta tipicamente por 60% de CH₄, 35% de CO₂ e 5% de outros gases como H₂, N₂, H₂S, CO, O₂ e aminas voláteis. Após a digestão anaeróbia da massa de resíduos, que irá gerar o biogás (cerca de 100 a 200 Nm³ de biogás por tonelada de RSU, com concentração de metano em torno de 50%), gera-se também um lodo biológico, cujo tratamento e disposição final devem ser incluídos no projeto de uma planta desse tipo (FEAM, 2012).

3.8 Comparação entre as tecnologias

O presente item trata de uma análise comparativa das principais tecnologias relacionadas ao aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos.

A tabela 5 traz a comparação entre as principais tecnologias de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos.

Tabela 5- Comparação entre as principais tecnologias de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
Aterros Sanitários	• Tecnologia disponível (BR) e possível para pequenos municípios. • Baixo custo • Possibilidade da geração de energia a partir da captação de biogás • Possibilidade da geração de créditos de carbono	• Indisponibilidade de áreas adequadas, principalmente em regiões densamente povoadas e dificuldades em licenciar novos empreendimentos. • Distâncias (e custos) crescentes de transporte • Risco de contaminação do lençol freático pelo chorume • Emissão descontrolada de GEE • Iniciativas municipais isoladas, sem análise técnica, assessoradas por potenciais fornecedores (nem sempre isentos tecnicamente) • Desvalorização imobiliária das áreas próximas aos aterros
Incineração	• Tecnologias seguras e confiáveis, comercialmente disponíveis (fora Brasil) • Instalação da URE próxima aos pontos de geração (incluindo áreas urbanizadas), com redução dos custos e emissão de poluentes no transporte. • Minimização das áreas necessárias. • Diminuição da pressão por ocupação das poucas áreas ainda livres, frequentemente com cobertura vegetal, por novos empreendimentos de deposição de resíduos, os quais afetam não apenas a área utilizada pelo aterro, mas também todo o seu entorno imediato. • Redução do volume do lixo (85 a 95%) e redução da massa (60 a 70%). • Possibilidade de obtenção de energia elétrica e térmica, passíveis de serem comercializadas. • Produção de energia em grande escala (garantia de segurança no fornecimento de energia). • Recuperação de materiais valiosos tais como metais ferrosos e não ferrosos • Controle de emissões atmosféricas • Ausência do risco de contaminação dos lençóis freáticos e passivos ambientais minimizados. • Processamento de RSU in natura (não requer pré-tratamento).	• Tecnologia ainda não disponível comercialmente no Brasil. • Alto custo de investimento. • Necessidade de equipamentos sofisticados para controle de emissões (fator determinante no elevado custo de investimento). • Possibilidade de tratar lodos de ETEs, mas com menor eficiência energética. • Forte rejeição da sociedade civil (Receio com relação à toxicidade dos gases de exaustão, Preocupações relativas aos impactos na reciclagem) • Investimentos iniciais elevados • Custo de geração elevado • Falta de políticas públicas de incentivo às tecnologias para geração de energia elétrica a partir de RSU.

continua

Continuação da Tabela 5

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
Biodigestão	• Produção de composto e de elevada quantidade de metano (potencial de geração de energia térmica ou elétrica). • Possibilidade da coleta de todo o biogás gerado (em aterros, o índice de recuperação é de 60 a 70%). • Reduzida taxa de geração de lodo. • Retirada da fração orgânica dos RSU causadora dos odores desagradáveis e de lixiviados de alta carga orgânica nos aterros sanitários. • Minimização da emissão de GEE.	• Aplicável apenas a resíduos orgânicos (requer separação prévia). • Necessidade da trituração prévia da fração orgânica dos RSU. • A eficiência do processo é afetada pela variação da alimentação (quer seja RSU ou RSU / lodo): composição, procedência, sazonalidade, gravimetria, umidade) • Possibilidade de ocorrer obstruções nas tubulações • Aplicável a tratamento de lodos de ETEs, mas o produto final (composto orgânico) fica com aplicação reduzida (RESOLUÇÃO CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006).
Gaseificação	• Alta eficiência de conversão (entre 60% a 90%) • Efetivo controle e monitoramento da demanda de energia e da taxa de gaseificação.	• Necessidade dos resíduos estarem limpos, isentos de terras ou outros elementos que possam comprometer o processo de gaseificação. • Gás pode estar contaminado com alcatrão (que limita o uso final ou encarece o processo) • Exigência de equipamentos de controle de emissões • Heterogeneidade dos RSU diminui a eficiência • Elevado investimento e custo de O&M • Não comercializado, apenas plantas piloto fechadas.

Fonte: Elaboração própria com base em dados das notas de aula da disciplina ERG-012/2013/PECE-POLI USP

A figura 19 mostra o numero de plantas *waste-to-energy* na Europa e Estados Unidos.

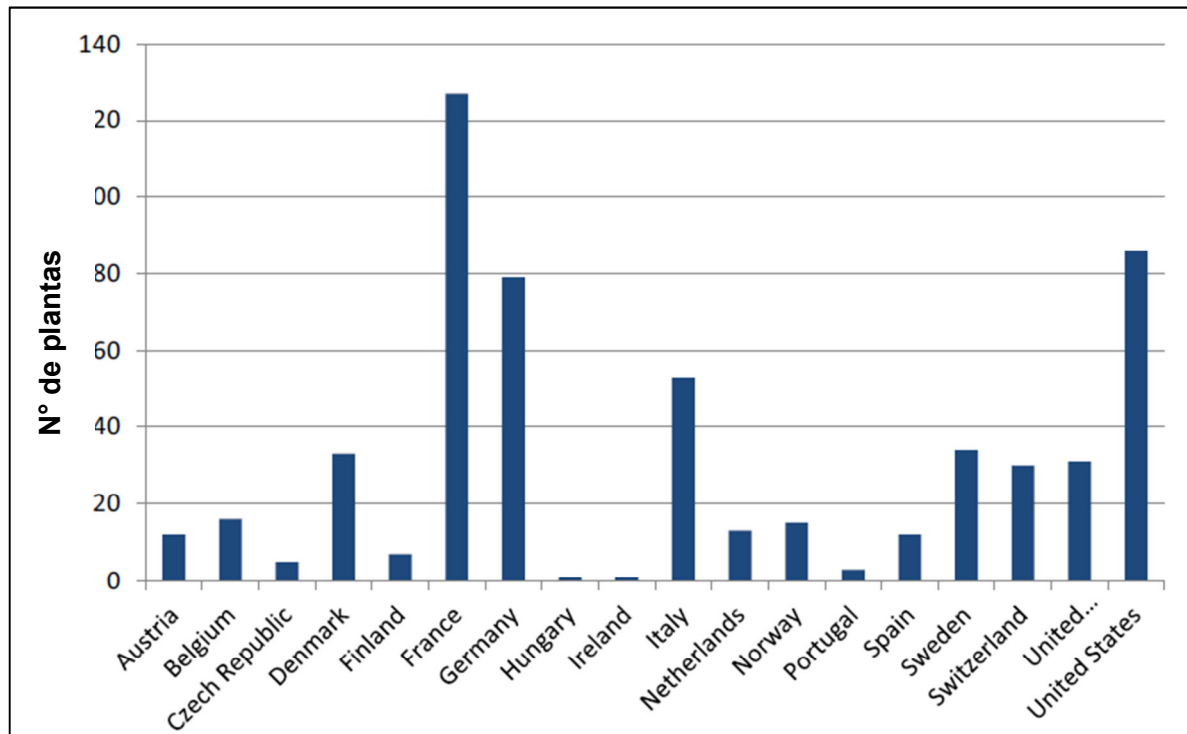


Figura 19- Numero de plantas *waste-to-energy* na Europa e Estados Unidos

Fonte: ISWA, 2012

De todas as alternativas apresentadas, dadas as tecnologias disponíveis atualmente, a incineração tem o melhor custo benefício e a tecnologia de *waste-to-energy* mais difundida pelo mundo, representando cerca de 95% das plantas instaladas.

4 ASPECTOS LEGAIS RELACIONADOS AOS LIMITES DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

4.1 Legislação Nacional

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS foi instituída pela Lei nº12.305/10 e se aplica, entre outras, a entidades que desenvolvam ações relacionadas a gestão integrada ou ao gerenciamento de resíduos sólido.

Com relação ao aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos, no âmbito da PNRS, a mesma fixa o ano de 2014 como o último ano para a existência de lixões no Brasil e condiciona a utilização da tecnologia para o aproveitamento energético do RSU a sua viabilidade técnica e ambiental, bem como a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental.

Na regulamentação da PNRS através do Decreto 7.404/10, o aproveitamento energético do RSU, foi instituído como matéria a “[...] ser disciplinada, de forma específica, em ato conjunto dos Ministérios do Meio Ambiente, de Minas e Energia e das Cidades”, excluindo os casos do aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário, que já encontra-se difundido no país.

Também coordenado pelo MMA, foi instituído um Comitê Interministerial encarregado da implantação e implementação da PNRS, onde especificamente o Grupo Técnico 02 – GT-02 ficou encarregado de normatizar a recuperação energética de RSU.

As emissões gasosas geradas no tratamento térmico (acima de 800°C) de resíduos são regulamentadas pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA através das resoluções nº 316/2002 e 386/2006.

Alguns estados podem ser mais rigorosos quanto aos limites de emissão de gases gerados em Usinas de Tratamento Térmico de RSU, como é o caso do Estado de São Paulo, com forma demonstrado na tabela 6.

Tabela 6- Limites de emissões atmosféricas para recuperação energética de RSU no Brasil e em São Paulo

Parâmetro	Unidade	SMA	CONAMA
Material Particulado – MP	mg/Nm ³	10	70
Óxidos de Nitrogênio - NOx	mg/Nm ³	200	560
Óxidos de Enxofre - SOx	mg/Nm ³	50	280
Ácido Clorídrico - HCl	mg/Nm ³	10	80
Monóxido de Carbono – CO	mg/Nm ³	50	125
Mercúrio – Hg	mg/Nm ³	0,05	0,28
Metais – Cd e Ti	mg/Nm ³	0,05	0,28
Ácido Fluorídrico – HF	mg/Nm ³	1	5
Dioxinas e Furanos	ng/Nm ³	0,1	0,5

Fonte: Elaboração própria

Além do controle das emissões e efluentes, os seguintes itens deverão ser considerados nos sistemas de tratamento térmico dos resíduos (Resolução CONAMA nº 316/2002):

- Procedimentos para atenuação ou eliminação de odores;
- Área coberta para o recebimento dos resíduos;
- Sistema de coleta e tratamento do chorume;
- O tratamento térmico deve ser precedido de sistema de coleta e reciclagem para reaproveitamento;
- O sistema de tratamento térmico deve possuir unidades de recepção, armazenamento, alimentação, tratamento das emissões de gases e partículas, tratamento de efluentes líquidos, tratamento de cinzas e escórias;
- O sistema de tratamento térmico deverá possuir responsável técnico habilitado e registrado no órgão profissional competente;
- Guarda dos registros e relatórios da operação por 25 anos;
- Treinamento mínimo sobre conceitos ambientais, trabalhistas e operação do sistema para o responsável pela operação;
- Plano de Inspeção e Manutenção e sistema de automonitoramento;
- Sistemas de monitoramento de gases e intertravamentos em caso de falhas.

Cabe observar que a norma mencionada do CONAMA, apesar de tratar dos sistemas de tratamento térmico de resíduos, também insere a necessidade do sistema de tratamento ser precedido por etapas de coleta e reciclagem. A resolução define, em seu artigo 24, que a implantação do sistema de tratamento térmico de resíduos de origem urbana deve ser precedida da implementação de um programa de segregação de resíduos, em ação

integrada com os responsáveis pelo sistema de coleta e de tratamento térmico, estabelecendo as seguintes metas, a partir da Licença de Operação do sistema:

- I - no primeiro biênio, deverá ser segregado o percentual correspondente a seis por cento do resíduo gerado na área de abrangência do sistema;
- II - no segundo biênio, deverá ser segregado o percentual correspondente a doze por cento do resíduo gerado na área de abrangência do sistema;
- III - no terceiro biênio, deverá ser segregado o percentual correspondente a dezoito por cento do resíduo gerado na área de abrangência do sistema;
- IV - no quarto biênio, deverá ser segregado o percentual correspondente a vinte e quatro por cento do resíduo gerado na área de abrangência do sistema; e
- V - a partir do quinto biênio, deverá ser segregado o percentual correspondente a trinta por cento do resíduo gerado na área de abrangência do sistema

Para o licenciamento da unidade de tratamento térmico de resíduos, cujo prazo máximo da licença de operação é de 5 (cinco) anos, o CONAMA exige os seguintes estudos (Resolução CONAMA nº 316/2002):

- I. Projeto Básico e de Detalhamento;
- II. Estudo e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) ou outro estudo, definido pelo órgão ambiental competente;
- III. Análise de Risco;
- IV. Plano do Teste de Queima;
- V. Plano de Contingência;
- VI. Plano de Emergência.

4.2 Legislação Internacional

As legislações apresentadas a seguir foram extraídas de países maduros na adoção de tecnologias de tratamento térmico de resíduos

Entre as legislações relacionadas ao gerenciamento do RSU nos Estados Unidos, destacam-se aquelas sobre a Conservação de Recuperação de Recursos de 1976 (RCRA – *Resource Conservation and Recovery Act*) e sobre a Limpeza de Ar de 1970 (CAA – *Clean Air Act*).

O CAA estabelece os limites para as emissões e proteção da camada de ozônio, além de ter conduzido a criação de inovações tecnológicas para a criação de equipamentos de controle da poluição do ar.

A União Europeia - UE adota suas políticas no sentido de fortalecer o topo da hierarquia que trata sobre o gerenciamento de RSU, deixando como último recurso, a disposição dos resíduos em aterros sanitários, após outras formas de recuperação, notadamente a recuperação energética.

Com relação aos danos que podem ser causados ao meio ambiente devido a incineração de resíduos, a Comissão Europeia estabeleceu a Diretiva 2000/76/EC (*Incineration Directive*), estabelecendo os limites de operação para as plantas de incineração quanto ao tipo de resíduo e emissões, bem como o sistema de monitoramento que deve ser implementado nestas plantas.

A tabela 7 apresenta os limites de emissões atmosféricas para recuperação energética para os Estados Unidos e União Europeia.

Tabela 7- Limites de emissões atmosféricas para recuperação energética para o Estados Unidos e União Européia

Parâmetro	Unidade	EPA	Diretiva Europeia
Material Particulado – MP	mg/Nm ³	20	10
Óxidos de Nitrogênio - NOx	mg/Nm ³	210	200
Óxidos de Enxofre - SOx	mg/Nm ³	90	50
Ácido Clorídrico - HCl	mg/Nm ³	20	10
Monóxido de Carbono – CO	mg/Nm ³	130	50
Mercúrio – Hg	mg/Nm ³	0,05	0,05
Metais – Cd e Ti	mg/Nm ³	0,01	0,05
Ácido Fluorídrico – HF	mg/Nm ³	-	1
Dioxinas e Furanos	ng/Nm ³	0,26	0,1

Fonte: Elaboração própria

5 EMISSÕES EM PLANTAS DE INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS

A incineração dos RSU passou por duras críticas nas décadas de 1980 e 1990 devido às altas emissões de poluentes, principalmente de dioxinas. Por esta razão, limites de emissão rigorosos foram aplicados ao setor, o que praticamente impediu a instalação de novas plantas. Entretanto, o recente avanço nas tecnologias de tratamento de efluentes atmosféricos tornou a tecnologia atraente do ponto de vista ambiental e seu uso vem sendo encorajado em boa parte do mundo desenvolvido. Comparando os limites de emissão válidos para incineradores de lixo com outras plantas de combustão, pode-se dizer que os novos sistemas de incineração estão entre as mais limpas e confiáveis fontes de energia sob a forma de calor e eletricidade (LEME, 2010).

É interessante retratar que tal preocupação possui um embasamento correto, tendo em vista que o aprimoramento técnico foi desenvolvido ao longo dos anos. Pode-se subdividir a incineração em quatro gerações: (QUEZADO, 2010).

- 1º Geração (1950-1965): A principal preocupação era a redução de volume do lixo. Com isso o tratamento dos efluentes gasosos restringia-se apenas a torres de água de refrigeração sobre a câmara de combustão. A concentração de material particulado atingia níveis de $1000\text{mg}/\text{Nm}^3$. As principais plantas situavam-se na Suíça e na Bélgica.
- 2º Geração (1965-1975): Com o início da preocupação com a questão ambiental, surgiram os primeiros equipamentos de tratamento de efluentes gasosos, os primeiros incineradores de câmara dupla, que proporcionavam uma melhor eficiência na queima e reduziam as emissões a $100\text{mg}/\text{Nm}^3$. Em paralelo surgiu interesse pela recuperação de energia.
- 3º Geração (1975-1990): Foram implementados sistemas complexos para lavagem de gases, com neutralização de HCl, SOx, HF e metais pesados. Houve melhoria nos processos de combustão de materiais orgânicos e nas caldeiras, além do crescimento no número de centros de tratamento com cogeração de energia.
- 4º Geração (1990-Atual): Crescimento dos “Movimentos Verdes”, buscando a emissão Zero. Os sistemas avançam com o intuito de remover NOx, dioxinas e furanos. Os resíduos finais tornam-se inertes após sofrerem tratamento específico, possibilitando uma disposição final adequada. Ocorre melhora no pré-tratamento do lixo, possibilitando um material mais homogêneo, baixando a umidade e melhorando o poder calorífico. A sofisticação no processo de combustão se dá através de

sistemas de turbilhamento, secagem, ignição e controle da combustão. Além da automatização do processo. (QUEZADO, 2010).

5.1 Emissão de Poluentes Atmosféricos no processo de Incineração

Considerando que a combustão em incineradores não é totalmente completa, a queima é realizada em altas temperaturas e os resíduos sólidos urbanos possuem uma composição variada, o processo gera, como produto de combustão, poluentes atmosféricos diversos. São gerados, principalmente, SO_x, HCl, HF, CO, NO_x, material particulado, metais, substâncias orgânicas (como dioxinas) na forma gasosa ou aderidas também ao material particulado e rejeitos (cinzas volantes e escórias) (FEAM, 2012).

5.1.1 Material Particulado

A quantidade de material particulado emitida depende das características dos resíduos, das características do incinerado, e do funcionamento da câmara de combustão. Em condições normais de combustão, partículas de cinzas volantes sólidas formadas a partir de inorgânicos, liberados no gás de combustão. A maior parte do material particulado é capturado pelos sistemas de controle de emissão instalados e não são emitidos para a atmosfera .

O material particulado pode variar muito em tamanho. Partículas finas, com diâmetros inferiores a 10 µm (conhecido como PM - 10), são de maior preocupação pois possuem o potencial de penetração no sistema pulmonar. Além disso, os gases ácidos, metais, materiais orgânicos e tóxicos podem preferencialmente adsorver partículas neste intervalo de tamanho.

O nível de emissões de partículas na entrada dos sistemas de controle irá variar de acordo com o design de incinerador, da distribuição de ar, e das características dos resíduos. Por exemplo, as instalações que operam com níveis relativamente altos de ar em excesso podem arrastar maiores quantidades de PM e têm altos níveis de PM na entrada dos sistemas de controle de emissões (EPA AP-42, 1996).

Por fim, as propriedades físicas dos resíduos sólidos urbanos e o método de alimentação no incinerador também influenciam nos níveis de material particulado no gás de combustão.

Tipicamente, as unidades de fornos rotativos têm maior emissão de material particulado devido à suspensão de partículas na alimentação dos fornos. No entanto, a emissão de material particulado na saída do sistema não difere muito entre as tecnologias, pois este poluente é controlado de forma eficiente pelos sistemas de controle.

5.1.2 Metais

Metais estão presentes em uma variedade de materiais que fazem parte da composição dos resíduos sólidos urbanos, incluindo de papel, jornais, resíduos de jardinagem, madeira, baterias e latas de metal (EPA AP-42, 1996).

Os metais presentes nos resíduos sólidos são emitidos a partir da associação destes com o material particulado (por exemplo, arsênio [As], cádmio [Cd], cromo [Cr], e Chumbo [Pb]) ou como vapores, tal como o mercúrio [Hg].

Devido à variabilidade de composição dos RSU, as concentrações de metais são altamente variáveis e são essencialmente independentes do tipo de incinerador. Se a pressão de vapor de um metal é tal que a condensação em partículas no gás de combustão é possível, o metal pode ser eficazmente removido por o dispositivo de controle de material particulado. Com a exceção do mercúrio a maior parte dos metais têm pressões de vapor suficientemente baixas para resultar em uma remoção eficiente. A remoção do dispositivo de controle de material particulado para estes metais é geralmente maior do que 98 por cento. (EPA AP-42, 1996).

O mercúrio, por outro lado, tem uma pressão de vapor elevada à temperatura de operação dos incineradores típicos, e captura pelo dispositivo de controle de material particulado é altamente variável. O teor de carbono das cinzas volantes parece afetar o nível de controle de Hg. Um nível elevado de carbono nas cinzas volantes pode melhorar a adsorção de Hg em partículas, e sua possível remoção pelo sistema de controle de material particulado.

5.1.3 Gases ácidos

Os principais gases ácidos emitidos a partir da combustão de resíduos sólidos urbanos são o ácido clorídrico (HCl) e o dióxido de enxofre (SO₂). O fluoreto de hidrogênio (HF), o brometo de hidrogênio (HBr) e o trióxido de enxofre (SO₃) também estão geralmente presentes, mas em concentrações muito baixas. (EPA AP-42, 1996).

As concentrações de HCl e SO₂ dos gases de combustão em incineradores se relacionam diretamente com o cloro e enxofre presente nos resíduos. As principais fontes de cloro são papel e plástico. O enxofre está contido em muitos componentes de RSU, tais como telhas de asfalto, gesso e pneus. (EPA AP-42, 1996).

O cloro e enxofre variam consideravelmente com base nas diferenças de tipos de resíduos, sejam elas locais ou sazonais. As emissões de SO₂ e de HCl a partir de incineradores depende da forma química do enxofre e cloro nos resíduos, da disponibilidade de materiais alcalinos, da concentração das cinzas volantes (que atuam como absorventes) , e do tipo de sistema de controle de emissões utilizado. (EPA AP-42, 1996).

5.1.4 Monóxido de Carbono

As emissões de monóxido (CO) de carbono ocorrem quando todo o carbono nos resíduos não é oxidado em dióxido de carbono (CO₂). Altos níveis de CO indicam a queima não foi realizada a uma temperatura suficientemente elevada na presença de oxigênio (O₂) por um tempo suficientemente longo para converter CO em CO₂.

A queima de resíduos libera CO, hidrogênio (H₂) e hidrocarbonetos não queimados. Em seguida, o ar em excesso reage com os gases de escape para converter CO e H₂ em CO₂ e H₂O. (EPA AP-42, 1996).

A adição de muito ar na zona de combustão irá diminuir a temperatura do gás local e retardar as reações de oxidação. Por outro lado, pouco ar for adicionado, a probabilidade mistura incompleta aumenta, permitindo que uma maior quantidade de hidrocarbonetos não queimados nos gases de escape. Ambas as condições resultariam em aumento das emissões de CO

Assim como os níveis de O₂ e distribuições de ar variam entre os tipos de combustores, os níveis de CO também variam entre os tipos de combustor . Por exemplo, unidades de leitos fluidizados geralmente têm níveis mais elevados de CO do que as unidades de queima em grelha ("*mass burn*"), devido aos efeitos de transição de materiais de combustão incompleta em baixas porções de temperatura da câmara de combustão e, em alguns casos, devido a instabilidades que resultam de características de alimentação de combustível. (EPA AP-42, 1996).

A concentração de monóxido de carbono é um bom indicador da eficiência de combustão, e é um importante critério para a indicação de instabilidades e não uniformidades no processo

de combustão. É durante as condições de combustão instáveis que mais material carbonáceo está disponível e maiores os níveis de poluentes orgânicos perigosos ocorrem.

5.1.5 Óxidos de Nitrogênio

Os óxidos de nitrogênio são produtos de processos de combustão de ar/combustível. O óxido nítrico (NO) é o principal componente de NO_x, no entanto, o dióxido de azoto (NO₂) e óxido nitroso (N₂O) também são formados em quantidades menores.

Os óxidos de nitrogênio são formados durante a combustão através da oxidação do nitrogênio nos resíduos, e oxidação de nitrogênio atmosférico. Conversão de azoto nos resíduos ocorre a temperaturas relativamente baixas (inferiores a 1 090 ° C), enquanto que a oxidação do azoto atmosférico ocorre a temperaturas mais elevadas. Por causa das temperaturas relativamente baixas na qual os fornos de resíduos municipais operam, de 70 a 80 por cento de NO_x formado em fornos de resíduos municipais está associada com azoto nos resíduos. (EMEP/EEA, 2013).

5.1.6 Compostos Orgânicos

A variedade de compostos orgânicos, incluindo dioxinas, furanos, clorobenzeno (CB), bifenilas policloradas (PCB), clorofenóis (CPS), e hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs), estão presentes nos resíduos sólidos urbanos ou podem ser formados durante a combustão e em processos pós-combinação. Os orgânicos no gás de combustão podem existir na fase de vapor ou podem ser condensados ou absorvidos em partículas finas (EMEP/EEA, 2013).

Muitos pesquisadores recriminam a utilização da incineração devido à emissão de dioxinas e furanos inerentes ao processo. As dioxinas são solventes orgânicos altamente tóxicos, carcinogênicos e teratogênicos. Os furanos são compostos orgânicos, inflamáveis, tóxicos e possivelmente cancerígenos. Portanto, os processos de combustão e produtos químicos podem gerar esses compostos, o que leva à reflexão a respeito das queimas incontroladas nos lixões em temperaturas baixas (QUEZADO, 2010).

Na combustão, a formação de dioxinas (substâncias comprovadamente cancerígenas) ocorre por mecanismos complexos, envolvendo matéria orgânica, oxigênio e cloro. Estas são destruídas a temperaturas acima de 600 °C, mas sintetizadas novamente entre 500 °C e

250 °C na presença de cloro e carbono. A maior parte das dioxinas fica retida nas cinzas volantes (FEAM, 2012).

Há 210 compostos de dioxinas e furanos, sendo que 17 destes requerem especial atenção por sua toxicidade. As concentrações são expressas em termos de equivalência de toxicidade (TEQ), um método que relaciona esses compostos com o 2,3,7,8 – TCDD (tetraclorodibenzodioxina), o membro mais tóxico da família (FEAM, 2012).

Porém, ao contrário do que parece, estas emissões são amenizadas através de técnicas para controle da poluição atmosférica. Isso acontece ao utilizar-se de uma etapa de resfriamento rápido (*quenching*), que é muito importante para minimizar a formação das dioxinas e furanos, reduzindo o volume dos gases (QUEZADO, 2010).

5.2 Sistemas de controle aplicados

Uma ampla variedade de tecnologias de controle são utilizadas para controlar as emissões da combustão de resíduos sólidos municipais. O controle de material particulado, juntamente com os metais adsorvidos, é mais frequentemente realizado com o uso de um precipitador eletrostático ou filtro de manga. Embora outras tecnologias de controle de material particulado (por exemplo, ciclones, cascalheiras eletrificadas, e lavadores Venturi) estejam disponíveis, elas são raramente utilizadas em sistemas existentes, e prevê-se que eles não serão frequentemente utilizadas em futuros sistemas incineração (EMEP/EEA, 2013).

O controle das emissões HCl e SO_x é mais frequentemente realizado por meio da aplicação de tecnologias de controle de gás de ácido, tais como secagem por aspersão ou injeção absorvente seco, seguido por um dispositivo de controle de material particulado de alta eficiência. Algumas instalações usam lavadores de gases para controlar gases ácidos. Prevê-se que os sistemas secos (*spray drying* e injeção absorvente seco) serão mais usados do que depuradores úmidos em futuros sistemas de incineração (EMEP/EEA, 2013).

Cada uma destas tecnologias é discutida detalhadamente nos itens abaixo:

5.2.1 Precipitadores Eletrostáticos

Os precipitadores eletrostáticos são equipamentos que utilizam energia para carregar e coletar partículas com alta eficiência de remoção, para uma grande variedade de categorias de fontes e de características de emissões gasosas. Os precipitadores eletrostáticos podem ser classificados como sistemas úmidos, secos e/ou sistemas de um ou dois estágios.

Os precipitadores eletrostáticos são geralmente construídos alternando-se placas e arames, como pode ser observado no esquema da figura 20. Um grande potencial elétrico é estabelecido entre a placa e o arame, resultando no aparecimento de um campo eletrostático entre eles. Como as partículas presentes no gás passam entre a placa e o arame, elas tornam-se carregadas negativamente. As partículas então migram em direção à placa carregada positivamente onde elas se fixam (UNICAMP, 2000).

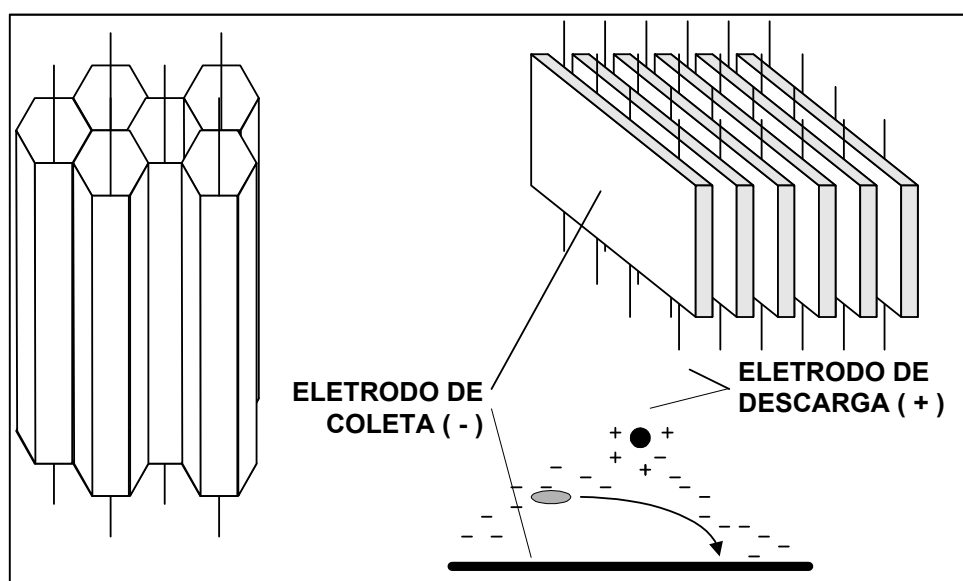


Figura 20- Precipitadores eletrostáticos dos tipos arame-tubo e placa-arame e mecanismo de coleta de partículas no precipitador eletrostático

Fonte: Notas de aula da disciplina controle de efluentes gasosos, UNICAMP, 2000

As pequenas partículas geralmente têm velocidades de migração mais baixas do que as partículas grandes e, portanto, são mais difíceis de coletar. Este fator é especialmente importante na incineração de resíduos por causa da grande quantidade de cinzas totais menores que $1\ \mu\text{m}$, cerca de 20 a 70% do total de cinzas na entrada do dispositivo de controle. Sendo assim, para o controle eficiente de material particulado em sistemas de

incineração de resíduos é necessário uma área de colheita maior (placa) e menores velocidades dos gases de escape (UNICAMP, 2000).

5.2.2 Filtros de Manga

Um dos métodos mais antigos, mais simples e mais eficiente para remoção de particulados sólidos de correntes gasosas é a filtração através de tecido. O filtro de tecido é capaz de proporcionar alta eficiência de coleta para partículas de $0,5\mu\text{m}$ e remove uma quantidade substancial de partículas de $0,01\mu\text{m}$ (UNICAMP, 2000).

De uma forma simples, pode-se dizer que o filtro de tecido consiste de um tecido de lã ou de feltro através do qual passam os gases carregados com partículas sólidas. O processo básico de filtração pode ser conduzido em muitos tipos de filtros com grandes variações de geometria e do mecanismo de limpeza.

Quando a lã é usada como tecido filtrante, uma torta de partículas eventualmente pode ser formada, atuando como uma camada filtrante. Quando tecido de feltro é utilizado, esta torta é mínima ou não existente.

Quando o fluxo ocorre no sentido de dentro para fora, o filtro é auto-sustentado devido à pressão diferencial. Quando o fluxo é de fora para dentro da manga, é necessária uma armação estrutural opondo-se à tendência de colapso do meio filtrante.

Os filtros de tecidos podem operar em regime contínuo ou intermitente. A operação intermitente é empregada quando a operação da fonte de poluição pode ser interrompida para permitir a limpeza (p.e. operação de polimento, ensacamento etc.). Para a maioria dos casos é desejável o uso de coletores que permitem a operação contínua. Isto é possível através da associação de vários “*baghouse*” em paralelo, com limpeza de um de cada vez, sem interromper o fluxo. A figura 21 apresenta diferentes métodos de filtração (UNICAMP, 2000).

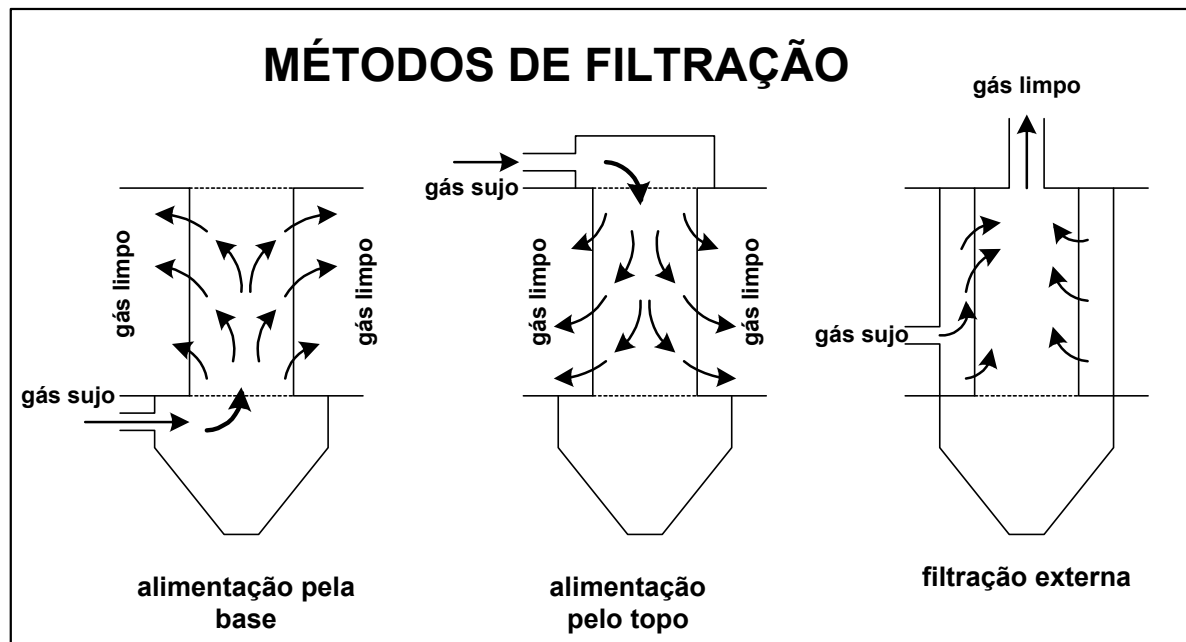


Figura 21- Métodos de filtração – filtros de manga

Fonte: Notas de aula da disciplina controle de efluentes gasosos, UNICAMP, 2000

Devido à limitação do sistema de ventilação, o filtro deve ser limpo em intervalos pré-determinados. As partículas são removidas por gravidade ou por meios mecânicos. Os filtros de tecidos ou mangas são usualmente tubulares ou planos. O número de mangas em cada *baghouse* varia de alguns pares até centenas.

5.2.3 Pulverizadores a seco (“*spray drying*”)

No processo de secagem por pulverização, uma lama de cal é injetada por meio de um atomizador rotativo ou bicos de duplo fluido. A água presente na mistura se evapora para arrefecer o gás de combustão, e a cal reage com os gases ácidos para formar sais de cálcio que podem ser removidos por um dispositivo de controle de material particulado.

O pulverizador a seco (“*spray drying*”) é projetado para fornecer o contato e tempo de residência suficiente para produzir um produto seco antes de sair do equipamento. O tempo de permanência no reservatório varia de 10 a 15 segundos. O material particulado contido no gás de saída contém cinzas volantes mais sais de cálcio (EPA AP-42, 1996).

Os “spray drying” são a tecnologia de controle de gás ácido mais utilizado para em incineradores de resíduos sólidos urbanos nos Estados Unidos. Quando utilizado em combinação com um precipitador eletrostático ou filtro de manga, o sistema pode controlar dioxinas, furanos, material particulado, metais, SO_2 , e as emissões de HCl (EPA AP-42, 1996).

A figura 22 apresenta o esquema aproximado de um pulverizador a seco.

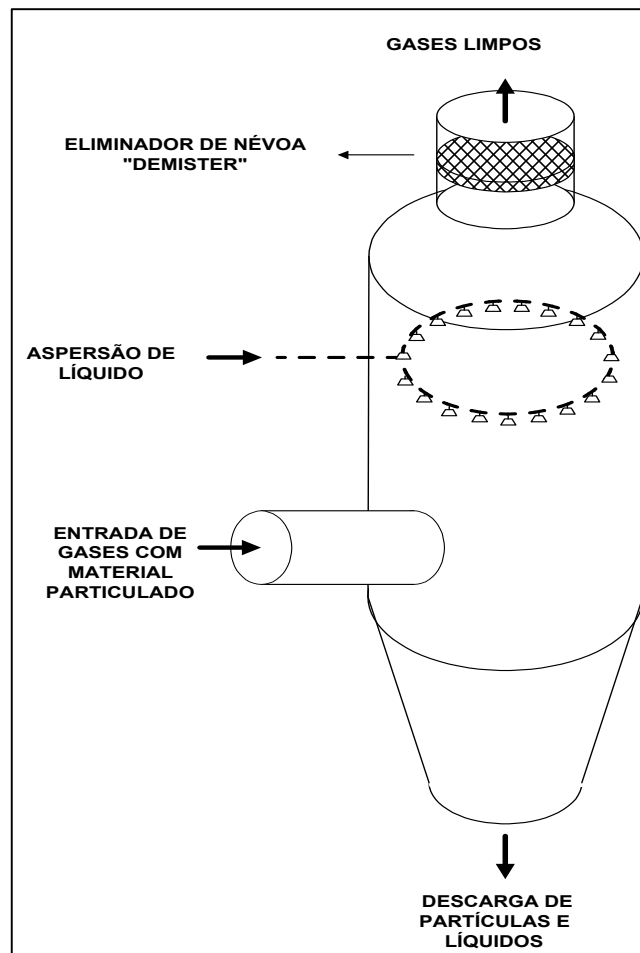


Figura 22- Esquema aproximado de um pulverizador a seco

Fonte: Notas de aula da disciplina controle de efluentes gasosos, UNICAMP, 2000

5.2.4 Injeção absorvente a seco (“*Dry Sorbent Injection*”)

Essa tecnologia foi desenvolvida principalmente para controlar as emissões de gases ácidos. No entanto, quando combinado com o arrefecimento dos gases de combustão e

precipitador ou filtro de manga, os processos de injeção de absorvente também pode controlar as emissões de dioxinas, furanos e material particulado (EPA AP-42, 1996).

Existem duas principais de tecnologias de injeção absorvente seco. A mais amplamente utilizada envolve a injeção de sorventes alcalinos secos em gás de combustão depois da saída da câmara de combustão e a antes do dispositivo de controle de material particulado (injeção no canal). A segunda tecnologia injeta absorvente diretamente na câmara de combustão.

Nas injeções no canal (entre a saída da câmara de combustão e o dispositivo de controle de MP) absorvente em pó é injetado pneumáticamente ou em um vaso de reação separado, ou uma seção do conduto de gás de combustão. A substancia alcalino adsorvente (em geral cálcio ou sódio) reage com HCl, HF, e SO₂ para formar sais de metais alcalinos (por exemplo , cloreto de cálcio [CaCl₂] , fluoreto de cálcio [CaF₂] e sulfito de cálcio [CaSO₃]). Ao baixar o conteúdo de ácido no gás de combustão, o equipamento pode operar a temperaturas reduzidas, minimizando o potencial de corrosão ácido. Os produtos de reação sólidos, cinzas, e absorvente que não reagiu são coletados em precipitadores ou filtros de manga (EPA AP-42, 1996).

Através da combinação de arrefecimento dos gases de combustão com injeção do adsorvente, pode ser possível aumentar a remoção de dioxinas e furanos através de uma combinação de condensação de vapor e a adsorção sobre a superfície do absorvente.

Já a injeção na câmara de combustão envolve a adição de adsorvente alcalino em pó (ou cal ou calcário) no ar de queima, por meio de portas separadas, ou misturando-se com os resíduos antes da alimentação na câmara de combustão. Os produtos de reação, cinzas volantes e absorventes que não reagiram são coletados por meio de um precipitador ou filtro de manga.

As diferenças básicas entre essas duas tecnologias são:

- Através da injeção de absorvente na câmara de combustão (a temperaturas de 870 a 1200 °C) o calcário pode ser calcinado no combustor para formar cal mais reativa, permitindo assim o uso de calcário mais barato como um adsorvente.
- A estas temperaturas, o SO₂ e cal reagem na câmara de combustão, proporcionando, assim, um mecanismo para a remoção eficaz de SO₂ com taxas relativamente baixas de alimentação absorvente.

- Através da injeção de adsorvente câmara de combustão, em vez de dentro de um conduto a jusante, há um tempo maior disponível para a mistura e reação entre o adsorvente e gases ácidos.
- Se uma porção significativa do HCl é removida antes de o gás de combustão sair da câmara de combustão, pode ser possível reduzir a formação de dioxinas e furanos nas ultimas seções do conduto de gás de combustão . Contudo, o HCl e cal não reagem um com o outro a temperaturas superiores a 760 °C. Portanto, a remoção de HCl em sistemas com injeção de adsorvente na câmara de combustão pode ser inferior a remoção em sistemas com injeção na saída do gás de combustão.
- Desvantagens potenciais da injeção de adsorventes na câmara de combustão incluem incrustações de desgaste de superfícies (EPA AP-42, 1996).

5.2.5 Lavadores de Gases

Os lavadores de gases são dispositivos, com várias configurações, que objetivam umedecer as partículas para removê-las de correntes gasosas. Os lavadores são equipamentos de controle de poluição do ar que podem ser utilizados tanto para o controle de material particulado (MP) como para o controle de gases e vapores.

Muitos tipos de lavadores têm sido utilizados para controlar as emissões de gases ácidos de incineradores de resíduos. Estes incluem torres de aspersão, lavadores de centrífugas, e lavadores Venturi (EPA AP-42, 1996).

Vários benefícios podem ser obtidos com a adição de produtos químicos (absorventes) ao líquido lavador. O uso de cátions básicos (sódio, magnésio e cálcio) para reagir com SO_2 reduzindo-o a sulfitos e sulfatos tem sido adotado, gerando um aumento da remoção do SO e prevenindo corrosão, no caso de um componente ácido na corrente poluente. Outros materiais servem como oxidantes, inibidores e catalisadores e podem melhorar a lavagem. No caso de lavadores a seco, os químicos injetados são usualmente hidróxidos que por sua vez reagem com os poluentes de caráter ácido, ou ainda o contrário (poluente básico e adsorvente ácido) (UNICAMP, 2000).

Com purificadores de dois estágios, um purificador de água de pH baixo para a remoção do HCl é instalado a montante do purificador SO_2 alcalino. A solução alcalina, tipicamente contendo hidróxido de cálcio ($\text{Ca}[\text{OH}]_2$) , reage com o gás de ácido para formar sais , que são geralmente insolúveis e podem ser removidos por clarificação sequencial,

espessamento, e filtragem de vácuo . Os sais ou lamas desidratadas são, então, descartados (EPA AP-42, 1996).

A torre de aspersão (figura 23) é o tipo mais simples de lavador de gases e consiste num vaso, onde os gases contendo fluem em contracorrente com um líquido aspergido do topo da coluna. As gotículas de líquidos são formadas por atomização utilizando-se bicos de aspersão. Para evitar arraste de gotículas na corrente gasosa, a velocidade relativa da gotícula em relação à velocidade dos gases tem de ser menor do que a sua velocidade terminal (UFSC, 2007).

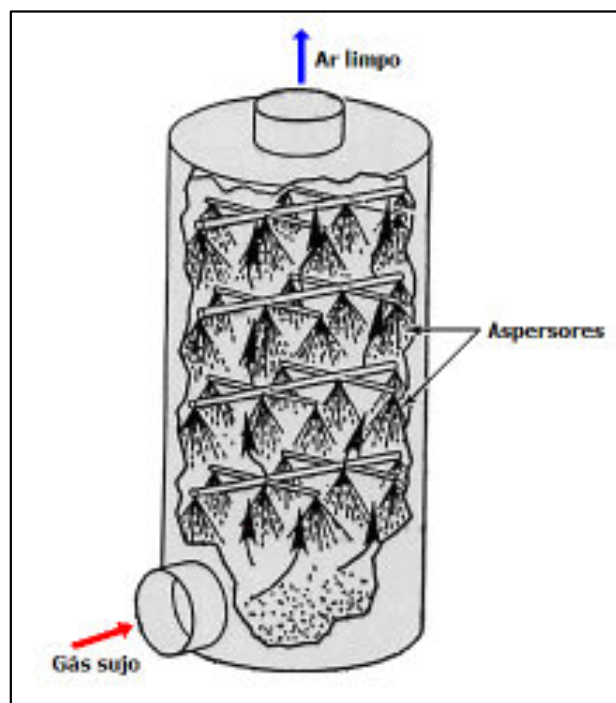


Figura 23- Esquema geral de uma torre de aspersão

Fonte: Notas de aula da disciplina controle de poluição atmosférica, UFSC, 2007

Já no lavador Venturi (figura 24), o contato entre o gás e o líquido é feito através da superfície das gotas formadas (na região da “garganta”) sendo recomendados apenas para gases extremamente reativos com absorvente escolhido (UNICAMP, 2000).

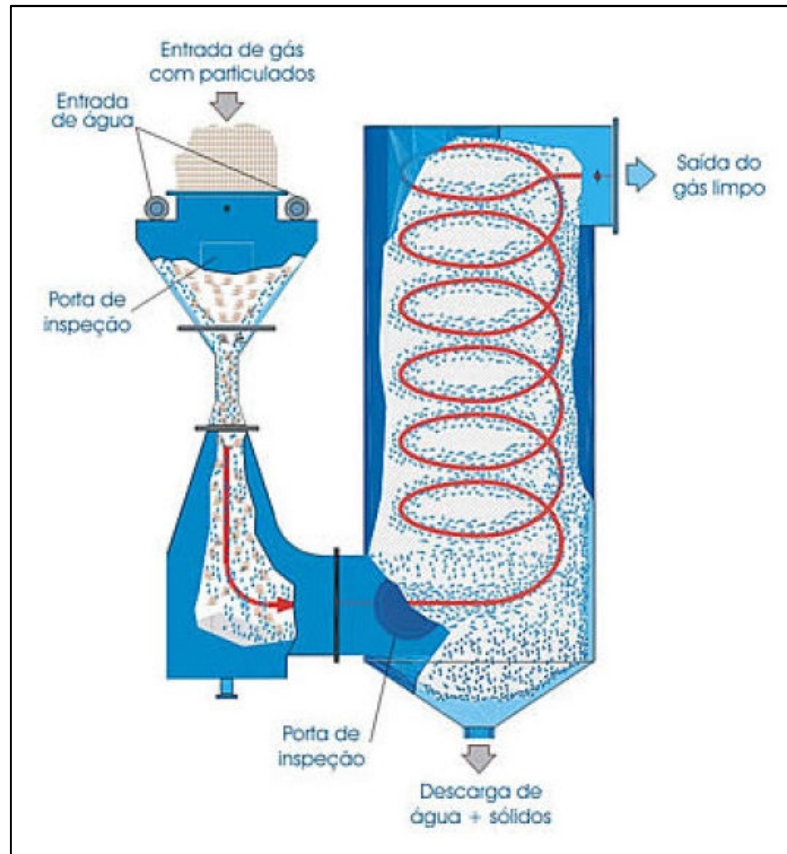


Figura 24- Esquema geral do lavador Venturi

Fonte: Notas de aula da disciplina controle de poluição atmosférica, UFSC, 2007

O líquido é atomizado devido à turbulência na garganta e, devido à diferença de velocidade entre o gás e as gotículas formadas, há o choque destas com as partículas que são então coletadas. Posteriormente, na seção divergente, a mistura desacelera e ocorre aglomeração das partículas devido a novos choques. Uma vez que as partículas foram capturadas pelo líquido, um separador deve ser usado para remover as partículas e o líquido da corrente gasosa (UFSC, 2007).

5.2.6 Técnicas de controle de nitrogênio

O controle das emissões de NO_x pode ser feito, quer através de controles de combustão ou controles pós combustão (*end-of-pipe*).

Os controles de combustão incluem combustão com baixo excesso de ar e recirculação dos gases de combustão. Estes controles envolvem o controle de temperatura ou de O₂ para

reduzir a formação de NOx. Com a queima com baixo excesso de ar, menos O₂ é fornecido e menos O₂ fica disponível para reagir com N₂ no ar de combustão. Na recirculação dos gases de combustão, o gás de combustão arrefecido e ar ambiente são misturados para se tornar o ar de combustão. Essa mistura reduz o teor em O₂ do fornecimento de ar de combustão e reduz as temperaturas de combustão. (EPA AP-42, 1996).

Devido às temperaturas de combustão mais baixas nos incineradores de resíduos sólidos, mais NOx é produzido a partir da oxidação do azoto presente no combustível. Como resultado, as modificações de combustão geralmente têm mostrado pequena a moderada redução das emissões de NOx, em comparação com dispositivos de combustão de maior temperatura (isto é, caldeiras movidas a combustíveis fósseis). (EPA AP-42, 1996).

Os controles pós combustão que foram testados em plantas de incineração de resíduos incluem redução seletiva não catalítica (SNCR), redução catalítica seletiva (SCR), e requeima de gás natural. (EPA AP-42, 1996).

Com SNCR, amoníaco (NH₃) ou ureia é injetado para dentro do forno, juntamente com aditivos químicos para reduzir o NOx a N₂ sem o uso de catalisadores. Com base em análises de dados provenientes de incineradores americanos equipados com SNCR, reduções de NOx de 45% são observadas. (EPA AP-42, 1996).

Com SCR, a NH₃ é injetada no gás de combustão a jusante da caldeira, onde se mistura com os NOx nos gases de combustão e passa através de um leito de catalisador, em que o NOx é reduzido para N₂ através de uma reação com NH₃. Esta técnica não tem sido aplicada para incineradores dos EUA, mas já foi usado no Japão e na Alemanha. Foram observadas reduções de até 80%, mas os problemas com o envenenamento do catalisador e a desativação podem reduzir o desempenho ao longo do tempo. (EPA AP-42, 1996).

5.2.7 Técnicas de controle de mercúrio

Ao contrário de outros metais, o mercúrio existe na forma de vapor a temperaturas de funcionamento dos incineradores típicos. Como resultado, a concentração de Hg é altamente variável. Os fatores que afetam o controle de Hg são um bom controle material particulado, as baixas temperaturas no sistema e um nível suficiente de carbono presente nas cinzas volantes. Os níveis mais altos de carbono nas cinzas volantes melhoraram a adsorção de Hg no material particulado, que é removido pelo dispositivo de controle.

Para controlar o Hg de volatilização é importante para operar os sistemas de controle a baixas temperaturas, geralmente inferiores a 300 a 400EF. (EPA AP-42, 1996).

Várias tecnologias de controle de mercúrio têm sido utilizados em câmaras de combustão de resíduos nos Estados Unidos, Canadá, Europa e Japão. Estas tecnologias incluem o controle da injeção de carvão ativado ou de sulfureto de sódio (Na_2S) no gás de combustão, antes do sistema de controle de gás ácido, ou o uso de filtros de carvão ativado. (EPA AP-42, 1996).

Com a injeção de carvão ativado, Hg é adsorvido sobre as partículas de carbono, que são, em seguida, capturadas no dispositivo de controle de material particulado. Os programas de teste usando a injeção de carvão ativado em plantas nos Estados Unidos têm mostrado a eficiência de remoção de Hg de 50% a mais de 95%, dependendo da taxa de alimentação de carbono. (EPA AP-42, 1996).

A injeção de sulfeto de sódio envolve pulverizar uma solução de Na_2S em gás de combustão arrefecido antes do dispositivo de controle de gás de ácido. O sulfeto de mercúrio sólido é precipitado a partir da reação de Na_2S e Hg e pode ser recolhida no dispositivo de controle de material particulado. Os resultados de testes em incineradores europeus e canadenses mostraram eficiências de remoção de 50% a mais de 95%. Provas em um incinerador no EUA , no entanto, levantou dúvidas sobre a eficácia desta tecnologia devido a possíveis descuidos no procedimento analítico utilizado na Europa e no Canadá. (EPA AP-42, 1996).

Os filtros de carvão em leito fixo ativados são outra tecnologia de controle de Hg a ser utilizado na Europa. Com esta tecnologia, o gás de combustão passa através de um leito fixo de carvão ativado granular onde o Hg é adsorvido. Os segmentos da cama são substituídos periodicamente quando a queda de pressão do sistema aumenta. (EPA AP-42, 1996).

5.2.8 Eficiência dos sistemas de controle de poluentes

A Tabela 8 apresenta um resumo dos principais métodos de controle de emissões utilizados em plantas de incineração de resíduos com recuperação energética e os poluentes controlados em cada um.

Tabela 8- Tecnologias de abatimento de emissões atmosféricas

Poluente	Tecnologias típicas para o abatimento de emissões
Material Particulado	Filtros de manga e precipitadores eletrostáticos
Óxidos de nitrogênio (NOx)	Recirculação dos gases de combustão, SNCR e SCR
Gases ácidos (HCl, SO₂, HF)	Lavadores de gases, injeção a seco e filtros de manga
Metais pesados	Filtros de manga e injeção de carvão ativado
Dioxinas e furanos	Recirculação dos gases de combustão, filtros de manga e injeção de carvão ativado

Fonte: Elaboração própria com base em dados de WSP, 2013

Por fim, as figuras 9 e 10 trazem a eficiência esperada dos métodos de controle de emissão para cada poluente aplicado ou sistema de controle utilizado..

Tabela 9- Eficiência dos sistemas de controle de poluentes

Tecnologia de controle	Poluentes	Eficiência média
Abatimento de gases ácidos	SO ₂	76%
Abatimento de MP apenas	PTS	98%
	PM ₁₀	98%
	PM _{2,5}	98%
Sistemas de abatimento de MP e gases ácidos	PTS	99,99%
	PM ₁₀	99,99%
	PM _{2,5}	99%
Diretiva Europeia para incineração de resíduos	PTS	97%
	PM ₁₀	61%
	PM _{2,5}	99%
Combustão controlada (mínimo controle)	Dioxinas/furanos	90%
Combustão controlada (máximo controle)	Dioxinas/furanos	99%
Combustão controlada (tecnologia sofisticada)	Dioxinas/furanos	99,99%

Fonte: Elaboração própria com dados da European Environment Agency- EMEP/EEA, 2013

Tabela 10- Eficiência da combinação de sistemas de controle

Sistema de controle	Poluentes	Eficiência média
Lavador de gases ou multiciclone	SO ₂	50-90%
Lavador de gases ou removedor semi-seco	HCl	75-95%
Sistema de redução catalítica seletiva - SCR	NO _x	10-60%
Lavagem a seco + precipitador eletrostático	Metais Pesados	70-95%
Precipitador eletrostático + filtro de manga	Cinzas volantes	95-99,99%
Carvão ativado + filtro de manga	Dioxinas/furanos	50-99,99%

Fonte: Elaboração própria com dados de Mohamed Khallaf, 2011

5.3 Emissões atmosféricas em uma planta de incineração

5.3.1 Resultados retratados na literatura

Este item apresenta um levantamento bibliográfico das emissões atmosféricas medidas em plantas de incineração de resíduos existentes em diversos países.

Um estudo realizado na Alemanha em 2008, Dessau-Roßlau, (2008), levantou as emissões de material particulado, NO_x, SO_x, mercúrio, dioxinas e furanos em 55 plantas de incineração de resíduos sólidos urbanos no país. A figura 25 traz os resultados apresentados pelo estudo: No eixo X estão plotadas as plantas objeto do estudo e no eixo y estão as emissões atmosféricas em cada uma delas.

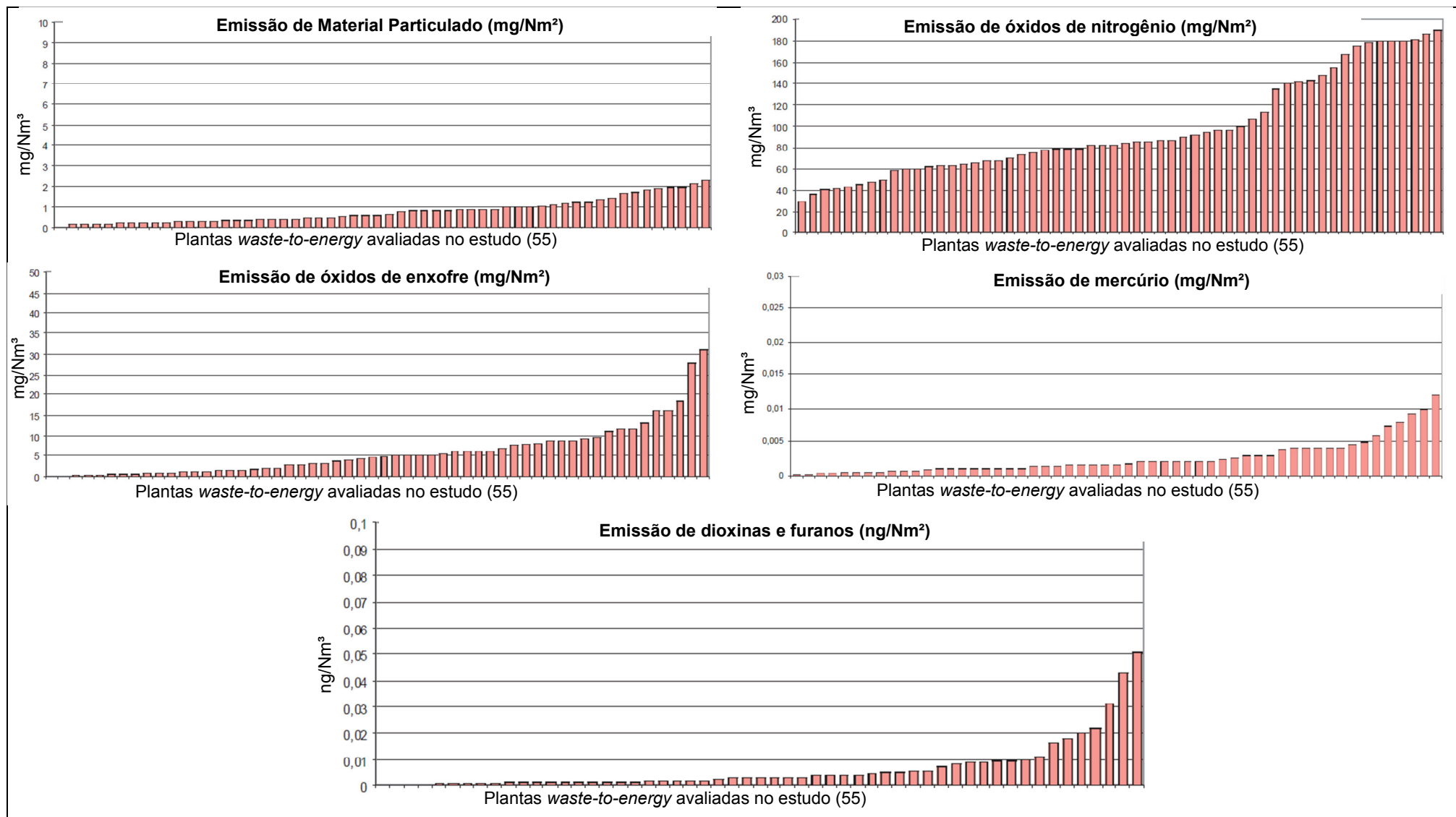


Figura 25- Emissões Atmosféricas em plantas *waste-to-energy* na Alemanha

Fonte: Umwelt Bundes, 2008

Conforme observado nas figura 25, as emissões das plantas pesquisadas no estudo supracitado não ultrapassaram os padrões legais dos limites de emissão europeus e brasileiros, descritos no capítulo anterior.

Já a figura 26 traz os resultados do monitoramento de chaminés em 2011 na planta URE VALORSUL (figura 27), em Lisboa, Portugal. Os dados foram coletados pela pelo Centro Nacional de Referência em Biomassa - CENBIO em visita ao local realizada em Junho de 2012. Os dados foram apresentados nas notas de aula da disciplina ERG-012/2013/PECE-POLI USP.

Os graficos de emissões atmosfericas (figura 26) representam a comparação, em valores absolutos entre o histórico de emissões atmosfericas da planta e os limites de emissão permitidos pela diretiva européia. Vale ressaltar que os limites permitidos na Europa são mais restritivos que os permitidos à nível nacional no Brasil (Resolução CONAMA) e comparáveis aos limites estabelecidos no Estado de São Paulo (Resolução SMA 79).

Nota-se que todos os parâmetros analisados ficaram significativamente abaixo do limite estipulado pela norma européia e, conseqüentemente, pelos padrões brasileiros.

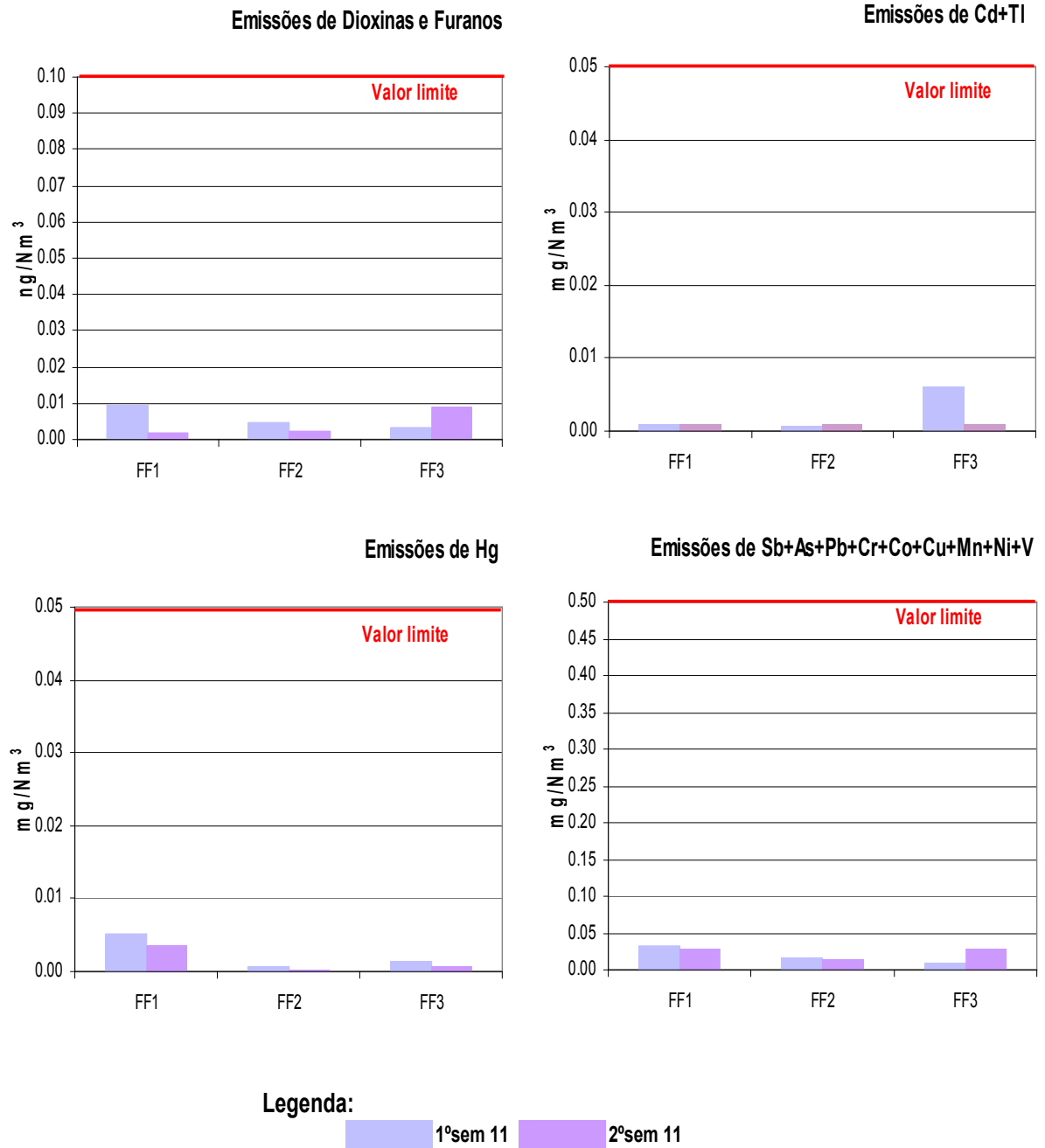


Figura 26- Emissões atmosféricas na planta Valorsul, Lisboa – 2011

Fonte: Notas de aula da disciplina ERG-012/2013/PECE-POLI USP



Figura 27- Planta da Valorsul, Lisboa-Portugal

Fonte: <http://www.industcards.com/ppworld.htm#waste-to-energy%20plants>

Um estudo denominado “*Review of state-of-the-art Waste-to-Energy Technologies*” elaborado em Janeiro de 2013 levantou uma série de estudos de caso que destacam modernas plantas de tecnologias *waste-to-energy* em todo mundo. Este estudo foi elaborado com o objetivo de fornecer ao órgão ambiental Australiano subsidio para avaliar o desempenho das plantas *waste-to-energy* internacionalmente, avaliando-se questões como qualidade ambiental e saúde.

A tabela 11 apresenta as plantas objeto de avaliação neste estudo e as figuras 28 a 30 trazem fotos de algumas das plantas estudadas.

Tabela 11- Estudos de caso apresentados no documento *Review of state-of-the-art Waste-to-Energy Technologies*

Planta	País	Tecnologia utilizada
AEB, Amsterdam	Holanda	Incineração
Lakeside, London	Inglaterra	Incineração
Spittelau, Vienna	Áustria	Incineração
Allington, Kent	Inglaterra	Incineração
Issy les Moulineaux, Paris	França	Incineração
Reno Nord, Aalborg	Dinamarca	Incineração
Zabalgardi, Bilbao,	Espanha	Incineração
Sarpsborg II	Noruega	Gaseificação
Riverside, London	Inglaterra	Incineração
Brescia	Itália	Incineração
Mainz	Alemanha	Incineração
Lahti II	Finlândia	Incineração
Montgomery County, Maryland	Estados Unidos	Incineração

Fonte: Elaboração própria com dados de WSP, 2013



Figura 28- Planta AEB, Amsterdam, Holanda

Fonte: <http://www.industcards.com/ppworld.htm#waste-to-energy%20plants>



Figura 29- Planta Allington, Kent, Inglaterra

Fonte: <http://www.industcards.com/ppworld.htm#waste-to-energy%20plants>



Figura 30- Planta Zabalgardi, Bilbao, Espanha

Fonte: <http://www.industcards.com/ppworld.htm#waste-to-energy%20plants>



Figura 31- Planta Spittelau, Vienna, Áustria

Fonte: <http://www.industcards.com/ppworld.htm#waste-to-energy%20plants>

O estudo mostra as emissões atmosféricas de cada planta selecionada, em um período com medições de chaminés disponibilizadas ao autor. Na figura 32 estão demonstradas as emissões atmosféricas das plantas em relação aos limites estabelecidos pela diretiva europeia.

O gráfico traz a comparação, em números percentuais, entre o histórico de emissões atmosféricas das plantas estudadas e os limites de emissão permitidos pela diretiva europeia. Em todo levantamento realizado as emissões atmosféricas não ultrapassaram o limite permitido pela diretiva europeia, com exceção da planta de Montgomery Country, localizada em Maryland – USA, que, apesar de apresentar ultrapassagens no padrão europeu, está em conformidade com os padrões legais americanos, exigidos em seu local de instalação.

A planta de Montgomery Country não cumpre os limites da directiva europeia para HCl e NOx, mas segundo o próprio estudo, o sistema de limpeza dos gases de combustão poderia ser otimizado para fazer isso, mas exigiria custos operacionais e de capital adicionais.

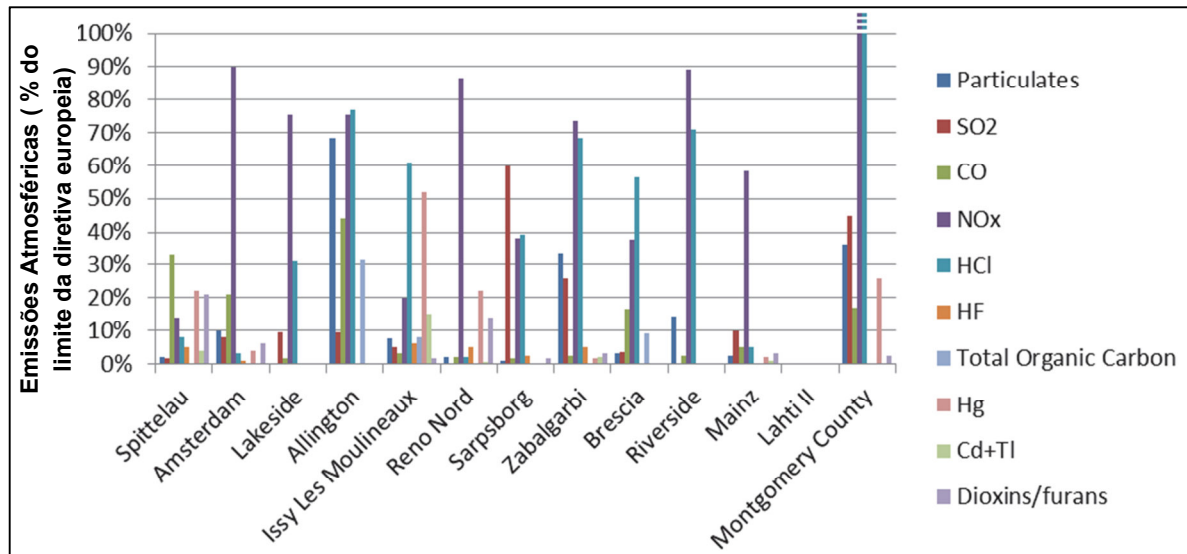


Figura 32- Emissões atmosféricas em plantas apresentadas no documento *Review of state-of-the-art Waste-to-Energy Technologies*

Fonte: WSP, 2013

Por fim, um estudo realizado pelo Centro Nacional de Referência em Biomassa - CENBIO elaborou um comparativo por meio da Análise do Ciclo de Vida - ACV do potencial de geração de energia elétrica proveniente do aproveitamento energético de tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos (de origem domiciliar, poda, varrição, comercial e industrial não perigoso), incluindo lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto.

Os resultados finais são apresentados na figura 33.

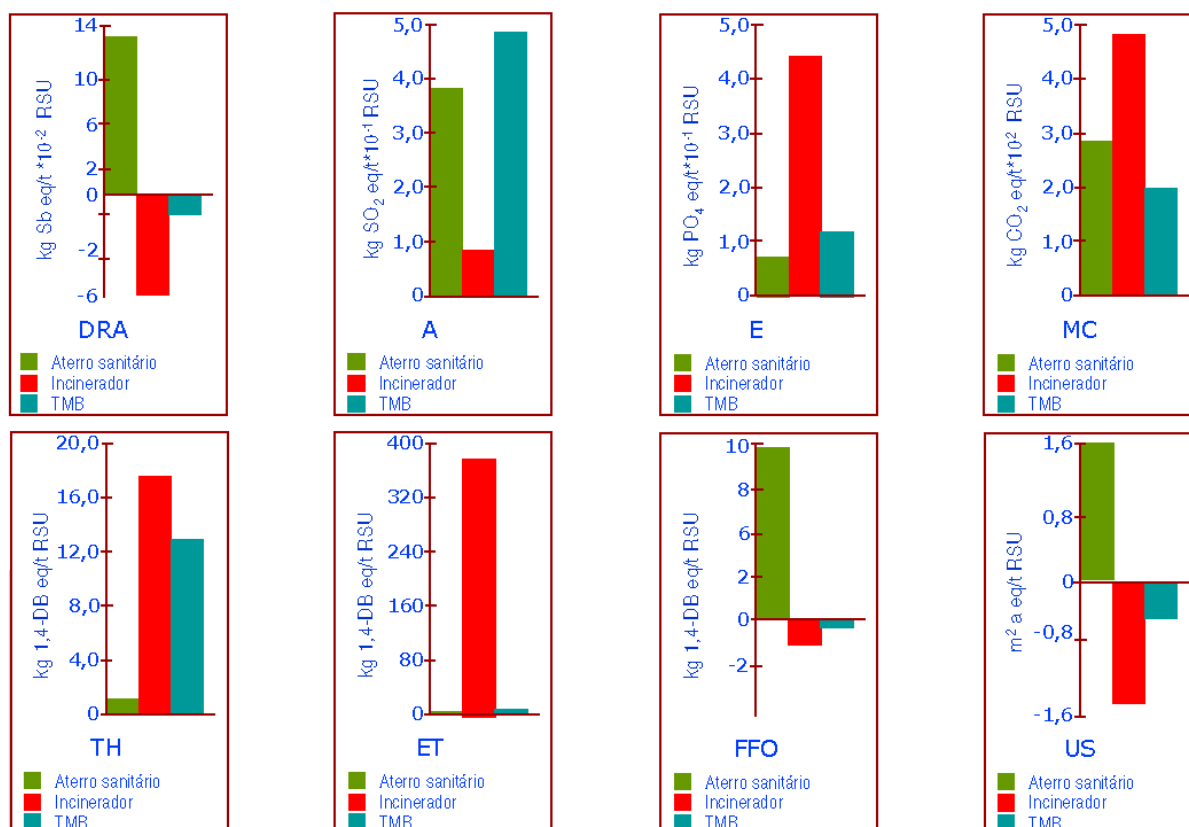


Figura 33- Emissões para o cenário de RSU 100%

Fonte: V.PECORA et al, 2012

Observa-se que as emissões provenientes da incineração, são inferiores, se comparáveis às emissões provenientes da disposição em aterro sanitário (análise do ciclo de vida).

5.3.2 Estudo de caso

Neste item foram calculadas as emissões típicas de uma planta de incineração de resíduos (“mass burn” com excesso de ar) com base em fatores de emissão da agência americana de proteção ambiental (Environmental Protection Agency – EPA).

Um Fator de Emissão é um número que relaciona a emissão de poluentes com alguma unidade de medida da atividade geradora da emissão. Neste caso, por exemplo, os fatores de emissão, baseados na Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, são expressos em massa do contaminante por tonelada de resíduo incinerado

A tabela 12 traz os fatores de emissão utilizados na estimativa:

Tabela 12- Fatores de emissão de poluentes - EPA (*mass burn* – excesso de ar) – kg/t de resíduo

Poluentes	Sem sistemas de controle de emissões	Precipitador eletrostático	Injeção absorvente no canal/Precipitador eletrostático	Spray dryer/precipitador eletrostático	Injeção absorvente no canal/filtros de manga	Spray dryer/filtros de manga
MP	1,26E-01	1,05E-01	2,95E-02	3,52E-02	8,95E-02	3,11E-02
As	2,14E-03	1,09E-05	nd	6,85E-06	5,15E-06	2,12E-05
Cd	5,45E-03	3,23E-04	4,44E-05	3,76E-06	1,17E-05	1,36E-05
Cr	4,49E-03	5,65E-05	1,55E-05	1,30E-04	1,00E-04	1,50E-05
Hg	2,80E-03	2,80E-03	1,98E-03	1,63E-03	1,10E-03	1,10E-03
Ni	3,93E-03	5,60E-05	1,61E-03	1,35E-04	7,15E-05	2,58E-05
Pb	1,07E-01	1,50E-03	1,45E-03	4,58E-04	1,49E-04	1,31E-04
SO₂	1,73E+00	nd	4,76E-01	3,27E-01	7,15E-01	2,77E-01
HCl	3,20E+00	nd	1,39E-01	7,90E-02	3,10E-01	1,06E-01
Dioxinas/furanos	8,35E-07	8,35E-07	5,85E-07	3,11E-07	8,00E-08	3,11E-08
NOx	1,83E+00	1,83E+00	1,83E+00	1,83E+00	1,83E+00	1,83E+00
CO	2,32E-01	2,32E-01	2,32E-01	2,32E-01	2,32E-01	2,32E-01

Fonte: Environmental Protection Agency – EPA. AP-42, 1996

Para determinação da valores absolutos de emissão atmosférica da planta de incineração, os fatores de emissão foram divididos pelo volume típico de gás de exaustão gerado a cada tonelada de resíduo incinerado, feitas as devidas conversões de unidades (equação 1).

$$Emissão\ real\ \left(\frac{mg}{m^3}\right) = \frac{Fator\ de\ emissão\ (EPA)}{V\ gás\ \left(\frac{m^3}{ton}\right)\ de\ resíduos} \quad \text{equação 1}$$

Os valor adotado para o volume típico de gas de exaustão está expresso na tabela 13 a seguir.

Foi ainda necessário corrigir a emissão gerados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão – CNTP, para então comparar os resultados obtidos com os limites de emissão atmosférica estabelecidos em legislação nacional¹.

Para correção de temperatura, foi multiplicada a emissão real pela temperatura na condição normal de temperatura e pressão dividida pela temperatura de saída dos gases de exaustão (adotada), conforme demonstrado na equação 2:

$$Emissão\ CNTP\ \left(\frac{mg}{Nm^3}\right) = Emissão\ real * \frac{273}{Temperatura\ exaustão} \quad \text{equação 2}$$

De forma conservativa, optou-se por não considerar a correção do teor de oxigênio dos gases de exaustão, sendo considerado o teor de 11%, ou seja, o mesmo dos limites estabelecidos pela legislação nacional.

A tabela13 mostra as premissas adotadas para o cálculo de emissões atmosféricas de uma planta padrão de incineração de resíduos.

¹ Os limites de emissões atmosféricas em legislação nacional são estabelecidos em mg/Nm³, ou seja, nas Condições Normais de Temperatura e Pressão – CNTP – 273K (0°C) e 1 atm

Tabela 13- Premissas adotadas

Item	Valor adotado	Unidade
Volume do gás de exaustão (base seca)²	5.500	m ³ /t resíduos
Temperatura dos gases de exaustão³	120	°C
Teor de Oxigênio nos gases de exaustão⁴	11%	-
Fatores de emissão	<i>Environmental Protection Agency – EPA – AP-42</i>	-

Fonte: Elaboração própria com base em dados de bibliografia supracitada

O resultado da estimativa de emissões atmosféricas é apresentado na tabela 14. Para interpretação dos dados, foi realçado em laranja todas as emissões calculadas que se enquadram nos padrões nacionais para emissão de poluentes, segundo a resolução CONAMA nº 316/2002 e 386/2006, porém, não estão enquadradas na resolução Estadual de São Paulo – SMA 079/2009 (padrões mais restritivos). Da mesma forma, foi destacado em verde, as emissões que se enquadram em ambas as legislações, ou seja, serão legais em todo o território nacional. Os padrões de emissão de poluentes utilizados estão detalhados no capítulo 4 deste trabalho.

Com base nos resultados calculados, pode-se observar que se utilizados os métodos de controle de emissão de poluentes injeção absorvente no canal ou spray dryer /filtros de manga é possível o atendimento dos padrões nacionais de emissão atmosférica.

Quanto aos padrões para o Estado de São Paulo foi observado que o melhor cenário de emissões é obtido com a utilização da combinação dos sistemas de controle: spray dryer e precipitador eletrostático. Ainda sim, os poluentes Hg e NOx estariam acima do limite permitido. Vale ressaltar que não foi considerado nenhum método de controle de Hg e NOx adicional, e com base nas eficiências demonstradas no item 5.2.8, caso aplicado qualquer método de controle adicional, as emissões se enquadrariam no limite estadual.

² Valor baseado em IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, CH 5: Emissions from *waste Incineration*., 2001.

³ Os filtros mangas, lavadores de gases e outros sistemas de controle de material particulado funcionam a uma temperatura média de 150 °C a 200 °C. Desta forma, considerando a perda de carga ao longo do processo, foi adotada uma temperatura de exaustão de 120°C.

⁴ De forma conservativa foi considerado um teor de O₂ nos gases de exaustão na saída do sistema de 11%, ou seja, o teor base dos fatores de emissão. Assim, foi considerada a situação mais crítica possível. Caso as emissões sejam corrigidas para um teor de O₂ inferior, espera-se uma emissão atmosférica menor.

Tabela 14- Emissões atmosféricas em planta de incineração (*mass burn* com excesso de ar) – mg/Nm³

Poluentes	Sem sistemas de controle de emissões	Precipitador eletrostático	Injeção absorvente no canal/Precipitador eletrostático	Spray dryer/precipitador eletrostático	Injeção absorvente no canal/filtros de manga	Spray dryer/filtros de manga
MP	15,91	13,26	3,73	4,45	11,30	3,93
As	0,27	0,00		0,00	0,00	0,00
Cd	0,69	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00
Cr	0,57	0,01	0,00	0,02	0,01	0,00
Hg	0,35	0,35	0,25	0,21	0,14	0,14
Ni	0,50	0,01	0,20	0,02	0,01	0,00
Pb	13,51	0,19	0,18	0,06	0,02	0,02
SO ₂	218,50		60,12	41,30	90,31	34,99
HCl	404,16		17,56	9,98	39,15	13,39
Dioxinas/furanos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NO _x	231,13	231,13	231,13	231,13	231,13	231,13
CO	29,30	29,30	29,30	29,30	29,30	29,30
	Emissões calculadas que se enquadram nos padrões nacionais para emissão de poluentes, segundo a resolução CONAMA nº 316/2002 e 386/2006, porém, não estão enquadradas na resolução Estadual de São Paulo – SMA 079/2009 (padrões mais restritivos)					
	Emissões que se enquadram em ambas as legislações					

Fonte: Elaboração própria

Vale ressaltar, que os fatores de emissão da EPA foram estabelecidos com base na composição de resíduos sólidos urbanos dos Estados Unidos, que, devido ao melhor índice de desenvolvimento se comparado ao Brasil, possui uma menor fração de orgânicos e uma maior fração de materiais como plástico, papelão, metais e etc.

Assim como descrito nos primeiros itens deste capítulo, a fração orgânica dos resíduos tem o melhor aproveitamento energético e menor emissão de poluentes primários como os gases ácidos e metais pesados, que tem como principal fator gerador, a presença destes componentes nos resíduos incinerados.

Logo, de espera-se que aplicando esses fatores para os resíduos brasileiros têm-se um cenário conservativo e, as medições das emissões atmosféricas reais em plantas instaladas com as características adotadas neste estudo, tendem a ser menores que as estimadas pelos fatores de emissão.

Ainda com relação à composição do resíduo utilizado para geração de energia elétrica, pode-se afirmar que a participação dos “catadores de lixo” na cadeia produtiva faz com o que os resíduos apresentem uma maior fração orgânica e, portanto, apresentem uma menor emissão de poluentes. Sendo assim, caso a geração de energia elétrica através da incineração de resíduos sólidos se configure em uma opção viável no Brasil, os “catadores de lixo” seriam incorporados e utilizados no processo.

Por fim, vencidas as dificuldades com a questão de emissões atmosféricas, restam ainda dois pontos a serem discutidos em relação à viabilidade de plantas de incineração de resíduos: as emissões de gases efeito estufa e o custo de energia gerada.

As plantas de incineração de resíduos apresentam reduções adicionais de emissões de gases efeito estufa - GEE, ou seja, as emissões de gases de GEE resultantes desta atividade serão reduzidas a níveis inferiores aos que teriam ocorrido na ausência do projeto. Sendo assim, é possível vender o a redução adicional de emissão, através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL⁵, emitindo créditos de carbono.

A tabela 15 abaixo traz a estimativa de créditos de carbono gerados na incineração de resíduos sólidos urbanos.

⁵ Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, definido pelo artigo 12 do Protocolo de Quioto, possui objetivo de auxiliar os países desenvolvidos, partes do anexo I do Protocolo, a atingirem suas metas de redução de emissões de GEE por meio de parcerias com países em desenvolvimento, partes não-anexo I. Através do MDL, projetos implantados em países em desenvolvimento que resultam em reduções adicionais de emissões de GEE e/ou aumento da remoção de CO₂ recebem certificados chamados de Reduções Certificadas de Emissões, também conhecidos como “créditos de carbono”. As reduções certificadas são vendidas para países desenvolvidos e utilizadas para cumprir parte de suas metas de redução. (FEAM, 2012)

Tabela 15- Emissões de GEE evitadas na incineração de RSU

Item	Emissões evitadas na Incineração (tCO ₂ eq/MWh)
Emissão evitada pelo consumo de Lixo	1,5
Emissão evitada pela substituição de gás natural	0,449
Emissão evitada total	1,95

Fonte: Adaptado de Tomasquim (2003)

Os créditos de carbono originados no aproveitamento energético de RSU geram receitas que podem inclusive tornar o projeto de geração de energia economicamente viável. A receita gerada pela implementação do MDL é um incentivo para melhoria de tecnologias e para avançar na questão da gestão adequada de RSU em municípios brasileiros. (FEPAM, 2012).

Com relação aos custos envolvidos no processo, a tabela 16 apresenta o valor estimado gasto de investimento, operação e manutenção de uma planta de incineração de resíduos sólidos urbanos com recuperação energética.

Tabela 16- Custos com implantação, operação e manutenção de uma planta de incineração de RSU

Item	Custo	Unidade
Investimento total (implantação)	US\$ 60.000 a US\$ 130.000	US\$/tonelada de capacidade instalada
Operação e Manutenção (O&M)	US\$ 50 a US\$ 110	US\$/tonelada de resíduo tratado

Fonte: Adaptado de FEAM (2012)

Um estudo, elaborado pela empresa ENGEPIO Engenharia S/S LTDA., em 2010, mediante contrato FEAM (FEAM, 2012), sobre a viabilidade técnica e econômica de uma usina de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica na região do Sul de Minas Gerais, levantou os possíveis custos da energia gerada nesta usina hipotética. A análise de custos foi baseada em propostas comerciais das empresas Areva Koblitz e CNIM.

Os critérios estabelecidos na simulação da feita pela ENGEPIO, foram uma Taxa Interna de Retorno (TIR) de 12,00% a.a. e um Valor Presente Líquido (VPL) de R\$ 0,00, considerando o valor de venda da energia elétrica a R\$ 150,00 e a R\$ 170,00 por MWh. A viabilidade do investimento foi calculada considerando uma taxa de atratividade de 12% a. a, incluindo a

venda de créditos de carbono. E a taxas de destruição térmica (R\$/t) resultante foi em média de 120 R\$/tonelada.

Esses resultados demonstram o alto custo da produção de energia através da incineração de resíduos sólidos, pouco competitivo atualmente com outras fontes de energia renovável, como eólica e hidráulica, que tem um custo médio de R\$ 95,00 por MWh (correspondente ao valor médio obtido no último Leilão conduzido pela EPE/MME de 2012).

CONCLUSÃO

Ao longo dos próximos 10 anos, o consumo final energético crescerá em linha com o crescimento econômico: 4,7% ao ano em média. A busca por novas fontes de energia e os impactos causados pelas formas tradicionais de geração elétrica têm levado a uma procura por fontes de energia mais limpas, para a complementação e diversificação da matriz energética.

As usinas térmicas a biomassa constituem mais uma fonte renovável disponível para compor a expansão da oferta de geração, próxima dos maiores centros consumidores de energia. Neste contexto se encaixam as usinas de bagaço de cana-de-açúcar e as usinas de recuperação de energia através de resíduos sólidos urbanos.

O Brasil produz 195 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (lixo) por dia. Atualmente a disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil é feita em lixões, aterros controlados e aterros sanitários. Em face ao alto índice de desemprego, a estratégia de sobrevivência encontrada pela população de excluídos é “coletar lixo” como forma de obter a renda para o próprio sustento.

Embora o excesso de lixo seja um problema, seu manejo, se devidamente administrado, pode se transformar em solução. A tendência é que o Brasil desenvolva formas de redução do volume de resíduos, entre elas utilizar a energia contida nos resíduos, e torná-los inertes antes da disposição final.

De todas as alternativas de recuperação energética disponíveis atualmente no mercado, a incineração tem o melhor custo benefício e a tecnologia de *waste-to-energy* mais difundida pelo mundo.

Porém, para que este cenário se torne realidade um dos entraves a serem solucionados é o esclarecimento quanto a questão das emissões atmosféricas provenientes desta tecnologia.

Comparando os limites de emissão válidos para incineradores de lixo com outras plantas de combustão, pode-se dizer que os novos sistemas de incineração estão entre as mais limpas e confiáveis fontes de energia sob a forma de calor e eletricidade.

Assim, a incineração de resíduos sólidos urbanos para geração de energia pode ser considerada uma tecnologia limpa, permitindo a recuperação de uma grande parte da energia encerrada em resíduos sólidos urbanos.

De fato, a geração de energia através da incineração de resíduos sólidos urbanos é uma das principais opções de gestão na maioria dos países desenvolvidos. No entanto, a principal preocupação ambiental associada a este processo é o grande volume de emissões de gases que podem causar riscos ambientais.

Os principais poluentes emitidos por este tipo de planta são: material particulado , CO, COT, HCl , HF , SO₂, NO_x, Hg , Cd, TI , Sb , As, Pb, Cr , Co, Cu , Mn, Ni , V e dioxinas/furanos . No entanto, é muito importante notar que a poluição do ar relacionada com a incineração de resíduos foi fortemente reduzida com o uso de sofisticados equipamentos de controle da poluição do ar. Na verdade, a engenharia de processos dos sistemas de limpeza de gás ainda pode ser estendida para limites de emissão mais baixos se a legislação ambiental assim o exigir. É apenas uma questão de custo total operacional.

Este estudo fez um amplo levantamento bibliográfico das emissões atmosféricas de incineradores *waste-to-energy* pelo mundo, e todos os parâmetros analisados ficaram significativamente abaixo do limite estipulado pela norma européia. Vale ressaltar que os limites permitidos na Europa são mais restritivos que os permitidos à nível nacional no Brasil (Resolução CONAMA) e comparáveis aos limites estabelecidos no Estado de São Paulo (Resolução SMA 79).

Simulando a emissão de uma planta de incineração de resíduos (“mass burn” com excesso de ar) com base em fatores de emissão da agência americana de proteção ambiental (*Environmental Protection Agency – EPA*) nota-se que esta seria facilmente enquadrada nos padrões de emissões nacionais.

Por fim, conclui-se que não há obstáculos relacionados às emissões atmosféricas que inviabilizem a instalação e utilização de plantas *waste-to-energy* no Brasil. As tecnologias atualmente de controle de emissões atualmente disponíveis são extremamente eficientes e capazes de abater as emissões nos padrões requeridos pela legislação nacional, inclusive os mais restritivos, como é o caso do Estado de São Paulo. Porém, outras questões ainda devem ser solucionadas para implementação desta tecnologia no País, principalmente quanto à questão dos custos de implantação e operação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. **Associação Brasileira de Normas Técnicas**: dados institucionais disponíveis no site. [www.abnt.org.br]. 2013.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Caderno Plastivida - 2012**. São Paulo: Abrelpe, [www.abrelpe.org.br/], 2013

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil- 2012**. São Paulo: Abrelpe, [www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2012.pdf], 2013

ANEEL – Agência Nacional de Energia Elétrica. **Banco de Informações de Geração – BIG/ANEEL**. [www.aneel.gov.br/], 2013

BRASIL. Decreto 7.404, de 23 de dezembro de 2010. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 24 de dezembro de 2010. [http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm].

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. **Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima**. Disponível em: <http://legis.senado.gov.br/sicon/>. Acesso em: 20 jan 2014.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. Brasília: [s.n], 2010. Disponível em: <http://legis.senado.gov.br/sicon/>. Acesso em: 20 jan 2014.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos – versão preliminar**. Brasília: [s.n], agosto de 2012. Disponível em: <http://srhursu.mma.gov.br/>. Acesso em: 06 jan 2014.

BRASIL. **Plano Nacional Sobre Mudança do Clima: Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima**. Brasília: [s.n], 2008. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: 20 jan. 2014.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 316, de 28 de outubro de 2002. **Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos**. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/>. Acesso em: 08 jan. 2014

BRASIL. Resolução CONAMA nº 386, de 27 de dezembro de 2006. **Altera o art. 18 da Resolução CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002.** Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/>. Acesso em: 08 jan. 2014

C. Coenrady. **1600 Waste to Energy-facilities in the World**, Holanda, 2013. Disponível em: <www.coenrady.com/>. Acesso em: 12 mar 2014

EMAE. Empresa Metropolitana de Águas e Energia. **Relatório de acompanhamento. Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) Comparativa entre Tecnologias de Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos Urbanos.** Projeto P&D EMAE/ANELL 0393-00611 (em andamento), 2013

EMEP/EEA. European Environment Agency – **Air Pollutant Emission Inventory Guidebook. Municipal waste incineration, 2013** Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>>. Acesso em: 16 jan 2014.

EPA. Agência de Proteção Ambiental Americana - **Air Pollution Control Technology Fact Sheet – SNCR - EPA-452/F-03-031.** Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 16 jan 2014.

EPA. Agência de Proteção Ambiental Americana – **Air Pollution Control Orientation Course.** Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 16 jan 2014

EPA. Agência de Proteção Ambiental Americana – **Emissions Factors AP-42. Vol I, CHA 2.1: Refuse Combustion**, 1996. Disponível em: <www.epa.gov>. Acesso em: 16 jan 2014.

EPE-EMPRESA, DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Informe à imprensa. Plano Decenal de Expansão de Energia – PDE 2021.** Rio de Janeiro. [<http://www.epe.gov.br/>], 2012.

EPE-EMPRESA, DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Plano Nacional de Energia 2030.** Rio de Janeiro. [<http://www.epe.gov.br/>], 2007.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: guia de orientação para governos municipais de Minas Gerais.** Belo Horizonte, 2012.

HENRIQUES; R.M. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: uma abordagem tecnológica.** Rio de Janeiro, 2004.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) - 2008**. São Paulo: [www.abrelpe.org.br/], 2013

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, CH 5: Emissions from waste Incineration., 2001**. Disponível em [www.ipcc.ch/] Acesso em: 04 mar 2014.

ISWA – The International Solid Waste. **Association Waste-to-Energy State-of-the-Art-Report**. Dinamarca, 2012.

LEME, M.M.V. **Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso**. Itajubá, 2010

LISBOA, H.M e SCHIMER W.N, Universidade Federal de Santa Catarina – **Controle de Poluição Atmosférica**. Florianópolis, 2007.

MENEZES, Wallace Fernandes. **Avaliação Tecnológica de Geração Energética com Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil**. São Paulo. – 2013

MME . Ministério de Minas e Energia. **Plano decenal de expansão de energia: 2021**. Brasília: MME, 2012.

QUEZADO; L.H.N. **Avaliação de tecnologias para aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos**. Fortaleza, 2010.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA nº 079, de 04 de novembro de 2009. **Estabelece Diretrizes e Condições para a Operação e o Licenciamento da Atividade de Tratamento Térmico de Resíduos Sólidos em Usinas de Recuperação de Energia – URE**. São Paulo: [s.n]. Disponível em: <www.ambiente.sp.gov.br>. Acesso em: 28 fev 2014.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Estado de São Paulo. **Resíduos Sólidos**. São Paulo: [s.n]. Disponível em: <www.energia.sp.gov.br/portal.php/residuos-solidos>. Acesso em: 08 jan 2014.

SIQUEIRA, M. M e MORAES, M. S. **Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo**. Departamento de Epidemiologia e Saúde Coletiva, Faculdade de Medicina de São José do Rio Preto, 2008

THOMAZ, Esdon. Universidade de Campinas – **Controle de Efluentes Gasosos**. 2000.

UMWELT BUNDES AMT. **The role of Waste Incineration in Germany.** Dessau-Roßlau, 2008.

TOLMASQUIM, Maurício Tiomno (Org). **Fontes renováveis de energia no Brasil.** Rio de Janeiro: Interciência, 2003.

V. PECORA , R.,GRISOLI, C. L. CORTEZ , M. MORENO , A. BRAUNE, A. LIMA, S. COELHO, A. R. NOGUEIRA , L. E. D. FERNANDES, G. A. SILVA A. K. E. BERNSTAD SARAIVA SCHOTT. **Comparação do desempenho ambiental de alternativas para a destinação de resíduos Sólidos urbanos com aproveitamento energético.** São Paulo, 2012.

WASTE MANAGEMENT BRANCH. **Review of state of the art waste to energy technologies.** London, 2013.