

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA**

**Análise técnica e econômica da recuperação energética dos
resíduos sólidos urbanos através da incineração e do gás de aterro
sanitário**

Érika Barrak

Itajubá, Junho de 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA

**Análise técnica e econômica da recuperação energética dos
resíduos sólidos urbanos através da incineração e do gás de aterro
sanitário**

Érika Barrak

**Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Engenharia de Energia como parte
dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em
Ciências em Engenharia de Energia.**

**Área de concentração: Exploração do uso racional
de recursos naturais e energia**

Orientador: Prof. Dr. Vladimir Rafael Melian Cobas

**Junho de 2018,
Itajubá**

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE ENERGIA

**Análise técnica e econômica da recuperação energética dos
resíduos sólidos urbanos através da incineração e do gás de aterro
sanitário**

Érika Barrak

**Dissertação aprovada por banca examinadora em 21
de maio de 2018, conferindo ao autor o título de
Mestre em Ciências em Engenharia de Energia.**

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Vladimir Rafael Melian Cobas (Orientador)

Prof.^a Dr.^a Cristina Ap. Vilas Boas S. Oliveira

Prof.^a Dr.^a Márcia Viana Lisboa Martins

Itajubá
2018

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço aos meus pais, Élcio Rogério Barrak e Viviane Ribeiro Barrak, pela educação dada por eles e aos meus irmãos Sérgio Barrak e Kátia Barrak por todo apoio e incentivo neste caminho que nem sempre foi fácil.

Agradeço ao meu orientador Vladimir R. M. Cobas por estar sempre ao meu lado me orientando da melhor maneira possível e acreditando em meu trabalho.

Às minhas amigas Lidiane la Picirelli, Aline Melo e Letícia Silva e ao meu companheiro de sala Maurish Melian agradeço imensamente por fazerem parte desta jornada desde o início através da amizade, por toda ajuda oferecida, conselhos e apoio.

RESUMO

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) resulta da atividade diária do homem em sociedade e a sua origem e produção está associada à intensa atividade industrial e ao crescimento populacional. A geração de RSU é crescente e seu gerenciamento tem se tornado uma tarefa difícil para a maioria dos municípios brasileiros. No Brasil o aterro sanitário é o principal destino do lixo que é coletado, porém há uma grande quantidade de lixo que ainda é depositado em locais inadequados. Desta forma se torna necessária a busca por tecnologias que recuperem energeticamente os RSU, pois assim resolveria questões relacionadas ao seu tratamento e disposição final, além de gerarem energia elétrica. Existem diversas tecnologias para o aproveitamento energético dos RSU, mas quando comparadas a outras tecnologias que utilizam a biomassa como fonte de energia, a incineração e o uso do biogás se apresentam como tecnologias maduras e bem estabelecidas comercialmente. O objetivo deste estudo foi avaliar os aspectos técnicos e econômicos da geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos, através da combustão direta realizada em usinas conhecidas como “waste-to-energy” (WTE) e do biogás gerado nos aterros sanitários. Para tal, foi realizado um estudo de caso para uma população de 500.00 habitantes, posteriormente utilizou-se os softwares LandGEM e GateCycle para determinar a potência a ser gerada no aterro sanitário e na usina WTE respectivamente e a partir de então realizar a análise econômica. Os resultados demonstraram que do ponto de vista da geração de energia elétrica, a potência gerada na usina WTE é cinco vezes superior que a do aterro sanitário, mas que economicamente gerar energia através do aterro sanitário é mais viável devido aos baixos custos de investimento e operação e manutenção, 20 vezes e 4 vezes menor respectivamente. Devido principalmente à escassez de áreas nas grandes cidades para construção de novos aterros sanitários, as usinas WTE se tornam uma alternativa, porém para sua implantação é necessário ultrapassar barreiras políticas e sociais e devem existir mais incentivos para que essa tecnologia seja mais vantajosa economicamente.

Palavras-chave: Resíduo sólido urbano, biogás de aterro sanitário, usina WTE, recuperação energética, viabilidade econômica.

ABSTRACT

The generation of urban solid waste (MSW) results from the daily activity of man in society and its origin and production is associated with intense industrial activity and population growth. The generation of MSW is growing and its management has become a difficult task for most Brazilian municipalities. In Brazil the landfill is the main destination of the garbage that is collected, there is a large amount of garbage that is still deposited in inappropriate places. In this way it becomes necessary to search for technologies that recover energy from MSW, as this would solve issues related to its treatment and final disposal, besides generating electricity. There are several technologies for energy utilization of MSW, but when compared to other technologies that use biomass as an energy source, incineration and the use of biogas have changed as mature and well-established commercial technologies. The objective of this study was to evaluate municipal solid waste by direct combustion carried out in plants known as “waste-to-energy” (WTE) and biogas generated in landfills. For that, a case study was carried out for a population of 500,000 inhabitants. Later was used the software LandGEM and GateCycle to determine the power to be generated at the landfill and at the WTE plant respectively and thereafter carry out the economic analysis. The results showed that from the point of view of the generation of electricity, power generated in the WTE plant is five times higher than the landfill but economically the energy generation through the landfill is more feasible due to the low investment and operation costs and maintenance, 20 times and 4 times smaller respectively. Due mainly to the scarcity of areas in large cities for the construction of new landfills, it makes WTE plants an alternative, but for its implementation to overcome political and social barriers and there must be more incentives for this technology to be more economically advantageous.

Keywords: Municipal solid waste, landfill gas, WTE plant, energy recovery, economic viability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Status das fases de desenvolvimento das tecnologias que usam biomassa.....	3
Figura 2–Geração de RSU no Brasil	9
Figura 3– Destinação final de RSU (t/dia)	9
Figura 4– Evolução da coleta seletiva nos municípios.....	12
Figura 5– Incinerador de RSU.....	14
Figura 6 – Configuração básica de um aterro sanitário	15
Figura 7 – Principais rotas tecnológicas para converção dos RSU em energia.....	18
Figura 8– Esquema do processo de incineração com valorização energética	19
Figura 9 – Esquema de uma usina WTE	20
Figura 10– Etapas associados ás diferentes fases da combustão em grelha.....	21
Figura 11 - Tecnologia incineração em leito fluidizado.....	23
Figura 12– Esquema do processo de gaseificação de RSU para gerar energia elétrica	25
Figura 13– Fluxograma do processo de digestão anaeróbia dos RSU	28
Figura 14– Fases do processo de formação dos gases de aterro sanitário.....	29
Figura 15 – Poço vertical.....	31
Figura 16 – Poço horizontal	31
Figura 17 – Ilustração básica da geração de energia no aterro sanitário	32
Figura 18– Alternativas de aproveitamento do biogás	33
Figura 19– Esquema do sistema de limpeza de gases por meio de lavador seco	42
Figura 20 - Esquema do sistema de limpeza de gases por meio de lavador semi-seco.....	42
Figura 21 - Esquema do sistema de limpeza de gases por meio de lavador úmido	43
Figura 22– Geração e tratamento dos RSU por tecnologia, em kg per capita.....	46
Figura 23 – Plantas WTE em operação na Europa e quantidade de resíduos tratados termicamente	46
Figura 24– Potência instalada a ser atingida através do metano produzido em aterros e fora deles.....	50
Figura 25 – Etapas da metodologia	52
Figura 26– Potência correspondente à máxima energia	56
Figura 27– Relação entre a potência máxima pelo tempo de disponibilidade	57
Figura 28 – Representação do fossil boiler	60
Figura 29 – Representação do duct burner	61
Figura 30 – Representação do superaquecedor	62

Figura 31 – Representação do evaporador	62
Figura 32 – Representação do economizador.....	62
Figura 33 – Representação do trocador de calor	63
Figura 34 – Representação da turbina	63
Figura 35 – Representação do condensador	63
Figura 36 – Representação da bomba.....	64
Figura 37 – Representação do desaerador	64
Figura 38 – Representação do makeup.....	64
Figura 39 – Representação do spliter	64
Figura 40 – Representação do mixer	65
Figura 41 – Variação anual da inflação nos Estados Unidos	70
Figura 42 – Variação anual da inflação na Europa.....	72
Figura 43– Projeção populacional	76
Figura 44– Quantidade de RSU gerado por ano.....	76
Figura 45– Produção de gás de aterro e metano.....	77
Figura 46– Curva da e energia e potência disponível.....	78
Figura 47 - Curva da potência disponível do aterro com suas respectivas equações de ajuste	79
Figura 48– Curva da potência para a máxima energia produzida para 1 e 2 grupos geradores	80
Figura 49 – Configuração do planejamento energético.....	81
Figura 50 – Caixa de fluxo do aterro sanitário	86
Figura 51 – Planta WTE simulada no GateCycle TM	87
Figura 52 – Variação da eficiência e potência do ciclo de acordo com a pressão da caldeira .	90
Figura 53 – Variação da eficiência e potência do ciclo de acordo com a temperatura de superaquecimento	91
Figura 54 – Variação da temperatura do vapor superaquecido em função do fluxo mássico de RSU em off-design	91
Figura 55 – Caixa de fluxo da usina WTE	99
Figura 56 – Análise de sensibilidade para o aterro sanitário.....	101
Figura 57 – Análise de sensibilidade para a usina WTE	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de resíduo sólido gerado por região	6
Tabela 2– Composição gravimétrica dos RSU de alguns países	7
Tabela 3– Poder calorífico de materiais encontrados em RSU	8
Tabela 4 - Composição elementar dos resíduos sólidos urbanos	8
Tabela 5– Destino final de resíduos sólidos por quantidade de municípios por região em 2015	10
Tabela 6 – Sistemas básicos de tratamento de RSU	11
Tabela 7 – Destino final dos RSU em alguns países	16
Tabela 8– Características dos processos térmicos	26
Tabela 9– Composição típica do biogás	30
Tabela 10– Comparação das tecnologias para geração de energia elétrica a partir do biogás .	34
Tabela 11 – Vantagens e desvantagens das tecnologias de aproveitamento energético dos RSU	36
Tabela 12– Média diária das emissões máximas de poluentes em processos de tratamento térmico de RSU	38
Tabela 13– Concentrações de poluentes em algumas plantas WTE	39
Tabela 14– Processo de limpeza dos gases e suas reduções através da combinação de processos.....	41
Tabela 15– Visão geral das tecnologias WTE utilizadas no Japão	49
Tabela 16– Termelétricas movidas à biomassa por fonte.....	51
Tabela 17 – Parâmetros utilizados no software LandGEM®	55
Tabela 18 – Parâmetros utilizados para o cálculo da potência disponível	55
Tabela 19– Composição química elementar dos RSU em base seca	58
Tabela 20 – Composição gravimétrica dos RSU no Brasil	58
Tabela 21 – Custos de investimento e O&M para os sistemas básicos para geração de energia elétrica a partir do biogás.....	69
Tabela 22 – Custos das unidades de uma usina WTE	71
Tabela 23 – Parâmetros adotados para o cálculo das receitas para planta WTE.....	74
Tabela 24 – Parâmetros adotados para análise financeira	74
Tabela 25– População dos últimos três censos do IBGE	75
Tabela 26– Capacidade de geração de energia do aterro.....	77
Tabela 27 – Configuração do aterro sanitário	82

Tabela 28– Custo de investimento para geração de energia no aterro incluindo grupo gerador de 1.440 kW.....	82
Tabela 29 – Custo do sistema de geração de eletricidade na aquisição do grupo gerador de 2.120 kW	82
Tabela 30 – Custo de O&M do aterro operando com o grupo gerador de 1440 kW	83
Tabela 31 - Custo de O&M do aterro operando com os dois grupos geradores.....	83
Tabela 32 – Receitas do projeto do aterro sanitário	84
Tabela 33 – Análise econômica para o aterro sanitário.....	85
Tabela 34 – Composição química dos RSU em base úmida	86
Tabela 35 – Parâmetros dos equipamentos da usina WTE.....	88
Tabela 36 – Comportamento da planta operando em off design para diferentes vazões de RSU	92
Tabela 37 – Visão geral do funcionamento da usina WTE durante período de 20 anos.....	93
Tabela 38 – Investimentos de plantas WTE	94
Tabela 39 – Custos iniciais da planta WTE de estudo	95
Tabela 40 – Custos de O&M da usina WTE de estudo	95
Tabela 41 – Receitas anuais do projeto WTE.....	96
Tabela 42 – Análise econômica para planta WTE	97
Tabela 43 - Resumo da análise econômica.....	99
Tabela 44 – Potencial de aquecimento global da incineração e aterro sanitário	103

SUMÁRIO

Capítulo 1	1
1. Introdução.....	1
1.1. Justificativa.....	2
1.2. Objetivos.....	3
Capítulo 2	4
2. Revisão Bibliográfica	4
2.1. Resíduos Sólidos Urbanos	4
2.2. Caracterização dos Resíduos Sólidos	5
2.3. Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil.....	9
2.4. Tratamento e Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos	10
2.5. Geração de Energia a partir dos Resíduos Sólidos Urbanos	16
2.6. Problemas ambientais da combustão.....	37
2.7. Recuperação energética dos RSU no mundo.....	44
2.8. Recuperação energética dos RSU no Brasil	50
Capítulo 3	51
3. Metodologia.....	51
3.1. Materiais e métodos para projeto do aterro sanitário	53
3.2. Materiais e métodos para usina de recuperação energética.....	57
3.3. Análise de sustentabilidade	65
3.4. Análise financeira	65
3.5. Parâmetros adotados para a análise financeira	68
Capítulo 4	75
4. Resultados.....	75
4.1. Projeto do aterro sanitário.....	75
4.2. Projeto da usina de recuperação energética.....	86

4.3. Comparação das tecnologias	99
4.4. Análise de sensibilidade	100
4.5. Análise de sustentabilidade	102
5. Conclusões.....	107
6. Bibliografia.....	108

Capítulo 1

1. Introdução

A geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) resulta da atividade diária do homem em sociedade e a sua origem e produção está associada à intensa atividade industrial e ao crescimento populacional (LIMA, 1995). De acordo com Gouveia (2012), juntamente ao desenvolvimento econômico, ao crescimento populacional, a urbanização e a revolução tecnológica, fizeram com que o estilo de vida, o modo de produção e o consumo da população sofressem alterações. Como consequência dessas mudanças, houve principalmente nos grandes centros urbanos, um aumento na geração de resíduos sólidos e em sua composição, passando a serem compostos por materiais perigosos ao ecossistema e à saúde humana.

Segundo relatório divulgado pelo World Bank (2012) no ano de 2012 foram gerados no mundo 1,3 bilhões de toneladas de RSU nas áreas urbanas e a estimativa é de que essa quantidade cresça a uma taxa maior que a de urbanização nas próximas décadas, alcançando até 2025 o valor de 2,2 bilhões de toneladas de resíduos gerados por ano.

No Brasil ainda há uma grande parte dos resíduos sólidos que são descartados sem nenhuma forma de tratamento, gerando diversos impactos ambientais locais e sobre a saúde e qualidade de vida dos cidadãos. Sua disposição final inadequada consiste em uma fonte significativa das emissões de metano, um dos principais gases causadores do efeito estufa (ICLEI, 2009).

Em relação à disposição final dos resíduos, segundo a ABRELPE (2015), de 2014 para 2015 houve um aumento na quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários, porém também foi registrado um aumento na quantidade de RSU que tiveram seu destino final em locais inadequados. No Brasil a destinação inadequada dos resíduos sólidos ainda é muito presente em todas as regiões e estados brasileiros e em 3.326 municípios. Essa situação tem motivado discussões sobre a possibilidade de se utilizar tecnologias que reduzam a quantidade de lixo e ainda tragam benefícios como a comercialização de coprodutos gerados, como a energia elétrica, térmica, biocombustíveis, recicláveis, adubos naturais ou ainda cinzas para a construção civil. (EPE, 2014b).

A gestão dos RSU representa uma grande questão econômica e ambiental em todo mundo. Em 2010 foi criada no Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, e regulamentada pelo Decreto nº 7.404/2010, na qual estabelece um conjunto

de princípios, instrumentos, diretrizes, metas e ações que tem como objetivo a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. A PNRS trás possibilidades de que novas tecnologias sejam implementadas para o tratamento e disposição final dos RSU, prevendo a utilização de tecnologias que visam a recuperação energética dos resíduos, uma vez que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental (BRASIL, 2010).

Desenvolver sistemas de energia que sejam sustentáveis, como a solar, eólica, biomassa, entre outras, é talvez uma das formas de se reduzir o uso de combustíveis fósseis, uma vez que as fontes de energia sustentável praticamente não emitem gases ou geram resíduos que fazem mal para saúde. De acordo com a Aneel (2008c) a biomassa é uma das fontes de produção de energia com maior potencial de crescimento nos próximos anos, sendo considerada uma das principais alternativas para a diversificação da matriz energética. De acordo com Udomsri (2011), sua exploração é válida uma vez que fornece energia sustentável e minimiza as emissões de gases efeito estufa e problemas de gestão.

1.1. Justificativa

Segundo Tolmasquim (2003), a busca por tecnologias alternativas para o aproveitamento dos resíduos sólidos urbanos se mostra de extrema importância, devido principalmente à falta de áreas para a disposição final de resíduos que se encontram próximos aos centros urbanos, devido ao potencial de aproveitamento energético apresentado pelo RSU brasileiro e à redução de emissões de gases efeito estufa. Estes são motivos suficientes para busca de novas tecnologias que resolvessem essas três questões simultaneamente, de forma ambientalmente correta, com viabilidade técnica e econômica.

Existem diversas tecnologias para o aproveitamento energético dos RSU, mas a tomada de decisão sobre qual é a melhor se torna muito complexa por envolver questões técnicas, ambientais, sociais, políticas e econômicas. Segundo Pavan (2010), as duas principais rotas tecnológicas para geração de energia elétrica a partir de RSU são a digestão anaeróbia, que ocorre nos aterros sanitários, e a combustão, através da incineração.

Quando comparadas a outras tecnologias que utilizam a biomassa como fonte de energia (Figura 1), a incineração e o uso do biogás se apresentam como tecnologias maduras e bem estabelecidas comercialmente.

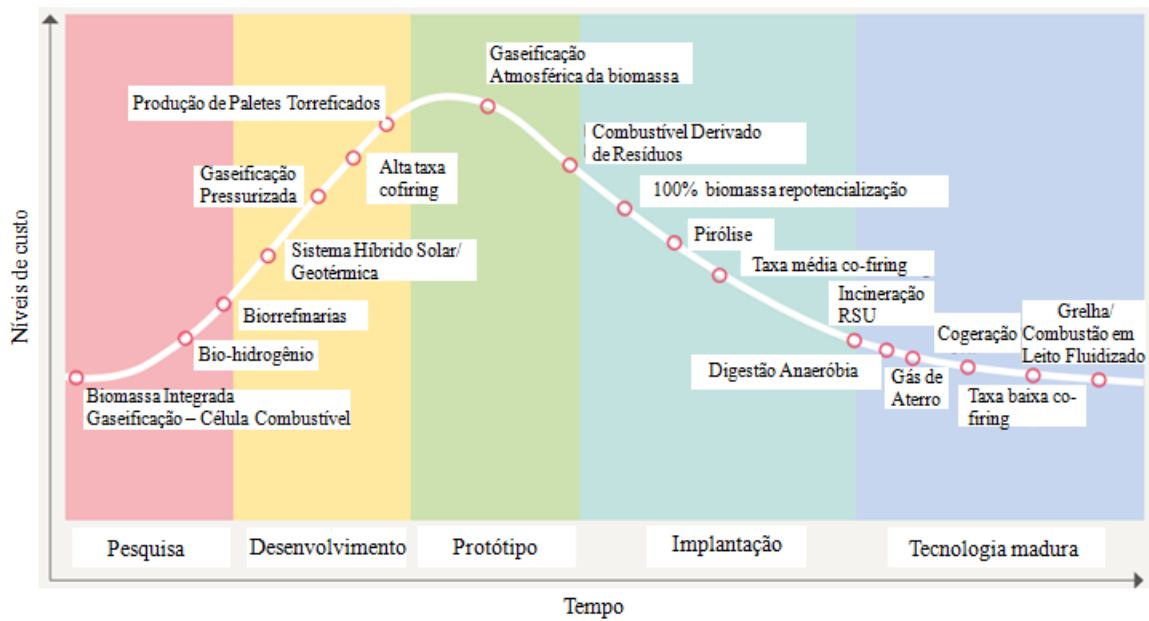


Figura 1- Status das fases de desenvolvimento das tecnologias que usam biomassa

Fonte: IRENA, 2012

Por estas razões este trabalho abordará as tecnologias que visam a recuperação energética dos RSU com ênfase na incineração e no aproveitamento do biogás de aterro, comparar as mesmas, considerando dados técnicos, vantagens e desvantagens além do estudo de viabilidade econômica.

1.2. Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo avaliar os aspectos técnicos e econômicos da geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos através da incineração e do aproveitamento do biogás gerado nos aterros sanitários, para identificar qual é a tecnologia com maior viabilidade.

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Revisão bibliográfica no aspecto técnico e ambiental das principais tecnologias usadas para converter o RSU em energia através da incineração e biogás de aterro sanitário;
- Selecionar um caso a se estudar considerando a quantidade de resíduos produzidos em função de uma população;
- Dimensionar o aterro sanitário e a planta de incineração utilizando os softwares LandGEM e GateCycle;
- Realizar análise econômica para as duas tecnologias;

- Realizar uma análise de sustentabilidade;
- Realizar uma análise de sensibilidade nos principais parâmetros que influenciam a análise econômica.

Capítulo 2

2. Revisão Bibliográfica

2.1. Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo a associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) na NBR 10004/2004 define-se resíduos sólidos como aqueles resíduos que se encontram no estado sólido e semissólido, que resultam das atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de varrição e de serviço. Por esta definição está clara a grande diversidade e complexidade dos resíduos sólidos (JUNIOR, 2003). A definição dos resíduos sólidos, vulgarmente conhecido como lixo, é muito difícil uma vez que sua origem e formação dependem das condições climáticas, hábitos e costumes, variações na economia, etc. Estes resíduos são compostos principalmente por sobras de alimento, papéis, papelões, trapos, couro, madeira, latas, vidro e outras substâncias que são descartadas diariamente pelo homem (LIMA, 1995).

A NBR 10004 (ABNT, 2004a) classifica os resíduos sólidos em relação aos seus riscos ao meio ambiente e à saúde pública:

- Resíduos classe I – resíduos perigosos: São aqueles que apresentam características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.
- Resíduos classe II – não-inertes: Se dividem em duas sub-classes, classe II A que são aqueles que apresentam propriedades, como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água. E os resíduos classe II B, inertes, que são aqueles que em contato com a água não tiveram nenhum constituinte solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água. São resíduos inertes as rochas tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas.

Quanto a sua origem, de acordo com a Lei Federal nº 12.305 de 2 de agosto de 2010, Art. 13, os resíduos sólidos podem ser:

- Resíduos domiciliares: originários de atividades domésticas em residências urbanas;

- Resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;
- Resíduos sólidos urbanos: somatória dos resíduos domiciliares e os de limpeza urbana.
- Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: possuem grande quantidade de material de escritório;
- Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os geradores de resíduos sólidos urbanos;
- Resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;
- Resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde;
- Resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluindo os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;
- Resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;
- Resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;
- Resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.

É de responsabilidade do poder municipal encaminhar os resíduos sólidos urbanos, de origem domiciliar, comercial e os resíduos de limpeza pública, para seu destino final, os quais costumam ser encaminhados para os aterros (BARROS, 2013). Já as indústrias são obrigadas a gerir o destino final dos resíduos por ela produzidos e no caso delas optarem por sistemas próprios de disposição final dos seus resíduos, elas deverão seguir os padrões legais e regulamentares vigentes. Da mesma forma, as empresas responsáveis pelos de serviços de saúde, portos e aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários, devem gerenciar seus resíduos desde sua geração até sua disposição final (BIDONE, 2001).

2.2. Caracterização dos Resíduos Sólidos

Os resíduos sólidos podem ser caracterizados de forma física, química e biológica. Estas características irão variar segundo aspectos sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos de cada região (JUNIOR, 2003). Através do conhecimento destas características é possível escolher o melhor tratamento e técnicas para disposição final.

1. Características físicas

Dentre as propriedades físicas dos resíduos sólidos, destacam-se: geração per capita, teor de umidade, composição gravimétrica, peso específico aparente e compressibilidade.

- Geração per capita: representa a quantidade diária de resíduos que são gerados por cada habitante. De acordo com a ABRELPE (2015), a geração per capita de RSU apresentou o crescimento de 0,8%, o mesmo crescimento que a população brasileira entre 2014 e 2015. Já a geração de RSU teve um aumento de 1,7%, atingindo o equivalente a 218.874 t/dia de RSU. Na Tabela 1 está a comparação entre os índices de geração per capita entre as regiões brasileiras nos anos de 2014 e 2015, no qual a região sul é a que apresenta menor taxa de geração per capita de resíduo entre 2014 e 2015, enquanto que a região sudeste é que apresentou maior taxa.

Tabela 1 - Quantidade de resíduo sólido gerado por região

Regiões	2014		2015	
	RSU Gerado (t/dia)	Índice (kg/hab/dia)	RSU Gerado (t/dia)	Índice (kg/hab/dia)
Norte	15.413	0,893	15.745	0,901
Nordeste	55.177	0,982	55.862	0,988
Centro-Oeste	16.948	1,114	17.306	1,121
Sudeste	105.431	1,239	107.375	1,252
Sul	22,328	0,770	22.586	0,773

Fonte: ABRELPE, 2015

- Teor de umidade: representa quantidade de água que está presente em uma amostra de resíduo sólido. Sua principal importância está relacionada à escolha do sistema de tratamento. Por isso, se o objetivo é a recuperação energética do resíduo sólido, o teor de umidade tem influência direta no poder calorífico dos resíduos, assim como para os tratamentos biológicos, a umidade atua na velocidade de decomposição dos materiais biodegradáveis (LIMA, 1995) Segundo o EPE (2014) o teor de umidade dos resíduos sólidos no Brasil está em torno de 60%.
- Composição gravimétrica: representa as porcentagens, geralmente em peso, das várias frações dos materiais constituintes dos resíduos sólidos. Estas frações normalmente se distribuem em matéria orgânica, papel, papelão, plástico, couro, vidro e outros (BIDONE *et al*, 1999). Na Tabela 2 é mostrada a composição gravimétrica de alguns países incluindo o Brasil.

Tabela 2– Composição gravimétrica dos RSU de alguns países

Materiais	Percentual de composição média de RSU (%)					
	Brasil	Malásia	Turquia	EUA	Holanda	Alemanha
Vidro	3,00	3,18	1,70	8,20	14,50	10,40
Metal	4,00	4,22	1,70	8,70	6,70	3,80
Plástico	3,00	11,22	4,30	6,50	6,00	5,80
Papel	25,00	23,73	11,00	41,00	22,50	18,80
Matéria orgânica	65,00	57,65	81,30	35,60	50,30	61,20

Fonte: Klaus, 2014

- Peso específico aparente: representa o peso do resíduo em relação ao volume ocupado. E sua importância está, por exemplo, para o dimensionamento dos equipamentos de coleta e transporte (BARROS, 2013).

2. Características químicas

As características químicas incluem proporção carbono/nitrogênio, poder calorífico, potencial hidrogeniônico e composição química.

- Proporção carbono/nitrogênio: determina o grau de decomposição da massa do resíduo, em condições aeróbias ou anaeróbias.
- Poder calorífico: existem dois tipos de poder calorífico, o poder calorífico superior que representa a quantidade de calor de modo que quando os gases de descarga são resfriados, o vapor de água contido neles é condensado. O poder calorífico inferior também representa a quantidade de calor que pode produzir 1kg de combustível durante a combustão, porém os gases de descarga são resfriados até o ponto de ebulição da água. A Tabela 3 apresenta o poder calorífico de materiais que normalmente são encontrados nos resíduos sólidos urbanos.

Tabela 3– Poder calorífico de materiais encontrados em RSU

Material	kcal/kg
Plástico	6,30
Borracha	6,78
Couro	3,63
Têxteis	3,48
Madeira	2,52
Alimento	1,31
Papel	4,03

Fonte: EPE, 2008^a

- Potencial hidrogeniônico (pH) indica o grau de alcalinidade ou acidez do RSU. O pH está relacionado com a velocidade de degradação e estabilização da matéria orgânica nos resíduos
- Composição química: de acordo com Lora et al. (2012), a análise química elementar da biomassa é definida pelos teores dos principais elementos químicos que a compõem que são o carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre, umidade e as cinzas. Já a análise química imediata determina as frações em peso da umidade, materiais voláteis e carbono fixo. Na Tabela 4 está a composição elementar dos RSU.

Tabela 4 - Composição elementar dos resíduos sólidos urbanos

Componentes	Porcentagem em peso na base seca					
	Carbono	Hidrogênio	Oxigênio	Nitrogênio	Enxofre	Cinzas
Orgânicos						
Resto de alimento	48,0	6,4	37,6	2,6	0,4	5,0
Papel	43,5	6,0	44,0	0,3	0,2	6,0
Papelão	44,0	5,9	44,6	0,3	0,2	5,0
Plástico	60,0	7,2	22,8	-	-	10,0
Têxteis	55,0	6,6	31,2	4,6	0,15	2,5
Borracha	78,0	10,0	-	2,0	-	10,0
Couro	60,0	8,0	11,6	10,0	0,4	10,0
Podas de jardim	47,8	6,0	38,0	3,4	0,3	4,5
Madeira	49,5	6,0	42,7	0,2	0,1	1,5
Inorgânicos						
Vidro	0,5	0,1	0,4	<0,1	-	98,9
Metais	4,5	0,6	4,3	<0,1	-	90,5
Pó, cinza, etc.	26,3	3,0	2,0	0,5	0,2	68,0

Fonte: Tchobanoglous *et al.*, 1993

2.3. Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

O Brasil possui uma área de 8.515.767,049 km² com uma população total de 205.535.332 habitantes no ano de 2016, dos quais mais de 80% correspondem à população urbana. No Brasil, entre os anos de 2015 e 2016 a população teve um crescimento de 0,8%, enquanto a geração per capita teve uma queda de 3% no mesmo período. A geração de RSU sofreu uma queda de 2% e chegou a 214.405 t/dia de RSU (Figura 2).



Figura 2–Geração de RSU no Brasil

Fonte: ABRELPRE, 2015.

Em relação a disposição final ambientalmente correta dos RSU houve um retrocesso passando de 58,7% para 58,4% no montante anual disposto em aterros sanitários. Os lixões continuam presentes em todas as regiões do país e receberam 81 mil toneladas de resíduos por dia. Na Tabela 5 observa-se que em relação ao total de municípios de cada região, o Norte é a região onde mais da metade dos municípios (54%) ainda utilizam o lixão como destinação final dos RSU.

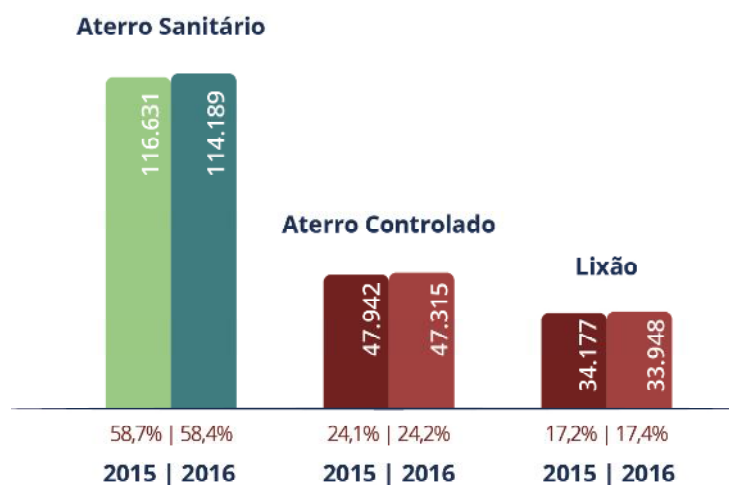


Figura 3– Destinação final de RSU (t/dia)

Fonte: ABRELPE, 2016

Tabela 5– Destino final de resíduos sólidos por quantidade de municípios por região em 2015

Destinação Final	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sudeste	Sul	Brasil 2015
Aterro Sanitário	92	458	161	822	706	2.244
Aterro Controlado	112	500	148	644	368	1.774
Lixão	246	836	158	202	117	1.552
Brasil	450	1.794	467	1.668	1.191	5.570

Fonte: ABRELPE, 2016

Segundo El-Deir (2014), o gerenciamento dos resíduos sólidos compreende aspectos relacionados à sua origem, geração, armazenamento, coleta, tratamento e disposição final e sua má gestão trazem como consequência problemas sanitários, sociais, econômicos e ambientais. Em 2010 foi criada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305, e regulamentada pelo Decreto nº 7.404, na qual estabelece um conjunto de princípios, instrumentos, diretrizes, metas e ações que tem como objetivo a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos.

O Art. 3º da PNRS inclui a reciclagem, reutilização dos resíduos sólidos, compostagem, recuperação, aproveitamento energético ou outras destinações admitidas pelos órgãos do Sisnama, Sistema de Vigilância Sanitária (SNVS) e do Sistema Único de Atenção à Sanidade Agropecuária (Suasa) como destinação final dos RSU. Entre as metas estabelecidas pela PNRS destaca-se ações para a extinção de todos os lixões do país e obrigatoriedade da implementação dos aterros sanitários, com prazo de 4 anos a partir de 2010. Mas devido ao não cumprimento da meta, em julho de 2015 o Congresso Nacional propôs prorrogar o prazo do fim dos lixões considerando o tamanho dos municípios. Deste modo, as maiores cidades e capitais tem prazo de atingir as metas até 2018, enquanto que as pequenas cidades tem até 2021. A norma determina que os RSU sejam tratados e recuperados por processos tecnológicos disponíveis e que sejam economicamente viáveis, antes da sua disposição final. (BRASIL, 2010).

2.4. Tratamento e Disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos

O tratamento dos RSU é um conjunto de procedimentos físicos, químicos e biológicos que visam a diminuição da poluição do meio ambiente, a redução dos impactos sanitários negativos do homem e o beneficiamento econômico dos resíduos. A prática mais utilizada no Brasil para o tratamento dos RSU é a disposição final em aterros sanitários, ainda que

dependendo da região e do tamanho das cidades, os aterros controlados e lixões, apesar de proibidos, ainda são usados como destino final dos RSU (FADE, 2014).

De maneira geral, existem quatro sistemas básicos de tratamento e disposição dos resíduos sólidos. Na Tabela 6 estão as principais formas de tratamento dos RSU, com seus processos, evoluções e seus principais produtos.

Tabela 6 – Sistemas básicos de tratamento de RSU

Sistemas básicos	Processos	Evolução	Produtos	Inovação
Triagem	Físico	Coleta seletiva, tratamento mecânico	Matéria-prima para reciclagem e energia	Recuperação dos resíduos (Waste to Resources) Energia derivada dos resíduos (Waste to Energy)
Tratamento biológico	Biológico	Biodigestores anaeróbios, compostagem	Composto orgânico e energia	Agricultura e energia derivada dos resíduos (Waste to Energy)
Incineração	Físico-químico	Tratamento térmico	Vapor e energia elétrica	Energia derivada dos resíduos (Waste to Energy)
Aterros sanitários	Físico, químico e biológico	Reator anaeróbio, tratamento da mat. Orgânica	Biogás (energia) e lixiviado	Energia derivada dos resíduos (Waste to Energy) e fertilizantes

Fonte: BNDS, 2014

- **Triagem**

Segundo o IBGE (2008), os primeiros programas de coleta seletiva e reciclagem de materiais surgiram na década de 1980, mas a prática de reciclagem ainda é muito pequena no Brasil, o que dificulta seu funcionamento. Segundo o CEMPRE (2015), através da Figura 4, observa-se que em 1994 quando realizou a primeira edição de sua pesquisa sobre programas de coleta seletiva desenvolvida por prefeituras, apenas 81 municípios promoviam coleta seletiva, a indústria recicladora ainda era incipiente e a população sabia muito pouco sobre o assunto. A partir da implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos a coleta seletiva ganhou um grande incentivo que pode ser comprovado em números. Em 2010, 443 municípios realizavam a coleta seletiva, já em 2014 o número de municípios saltou para 927. Ainda segundo a CEMPRE (2015), o crescimento foi em todas as regiões, mas a região que apresentou maior desenvolvimento proporcional foi o Centro-Oeste. Ainda que o número de municípios com programa de coleta seletiva tenha crescido, ainda é pequeno diante dos 5.570 municípios existentes no Brasil, apenas 17% dos municípios fazem coleta seletiva.

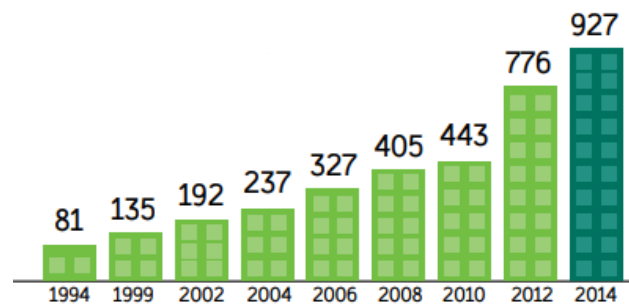


Figura 4– Evolução da coleta seletiva nos municípios

Fonte: CEMPRE, 2015

Após a coleta seletiva, o material recuperado seco é transportado para a central de triagem, onde será separado e acondicionado para que possa ser comercializado. Essas centrais são normalmente equipadas por esteiras ou mesas de catação e por prensas para redução do volume do material e para facilitar seu transporte e estocagem. A unidade de triagem é uma etapa intermediária entre a coleta seletiva e a reciclagem, fornecendo às indústrias recicladoras um resíduo segregado e limpo (FADE, 2014). A reciclagem é a separação de matérias do lixo, como papéis, vidros, plásticos e metais, que voltam às indústrias para serem beneficiados, se transformando em produtos comercializáveis.

- **Tratamento biológico**

São processos de decomposição aeróbia ou anaeróbia da matéria orgânica, gerando como produtos os compostos orgânicos menos poluentes. Dependendo da tecnologia o tratamento biológico pode até gerar energia. A seguir são apresentadas as principais tecnologias relacionadas a esse tipo e tratamento.

- **Compostagem**

Segundo Amazonas (1990), a compostagem é um processo biológico aeróbio de decomposição da matéria orgânica que está contida nos restos de origem animal ou vegetal, gerando um composto orgânico. De acordo com Silva (2010) este composto orgânico pode ser aplicado ao solo para melhorar suas características físicas estruturais e conseqüentemente melhorar sua capacidade de retenção de água e ar do solo, aumento no teor de nutrientes do solo, o qual contribui para a estabilidade do pH e melhora o aproveitamento de fertilizantes minerais, ativação da vida microbiana e estabelecimento de colônias de minhocas, besouros e outros animais que ajudam na adubação do solo, auxilia a recuperação de áreas degradadas.

- **Digestão anaeróbia**

Segundo Khalid *et al.* (2011) a digestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio, onde a matéria orgânica é degradada por bactérias, convertendo-a em biogás e em outros compostos orgânicos. Para Schuch (2012) e Barrera (1993) esta conversão ocorre dentro dos biodigestores, que são reatores hermeticamente fechados onde a biomassa é fermentada anaerobicamente e o biogás gerado é canalizado para diversos fins. Através da redução dos custos de disposição em aterros sanitários, da geração de receita a partir da produção e comercialização de energia renovável e a possibilidade de comercialização de créditos de carbono faz com que a viabilidade econômica relacionada ao processo de digestão anaeróbica possa ser alcançada.

- **Incineração**

A incineração é um processo de combustão controlada, que exige altas temperaturas, e apresenta como vantagem a redução de peso dos resíduos sólidos em até 70% e redução do volume dos mesmos em até 90%. A combustão é realizada em dois estágios. O primeiro estágio é a queima dos resíduos sólidos na câmara primária, que é a receptora direta do lixo. Nela a queima ocorre em temperaturas que variam entre 850 °C a 1.000°C. De acordo com a Resolução CONAMA N° 316/2002, a temperatura mínima para tratamento térmico de resíduos de origem urbana é de 800°C e tempo de residência superior a 1 segundo. A queima final dos gases ocorre na câmara secundária, onde ar secundário é injetado de forma a garantir máxima turbulência. Nela, o ambiente é altamente oxidante e a temperatura varia entre 1.200°C e 1.400°C (IBAM, 2001; MORGADO *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2013). Na Figura 5 está representado um esquema das câmaras de combustão de um incinerador.

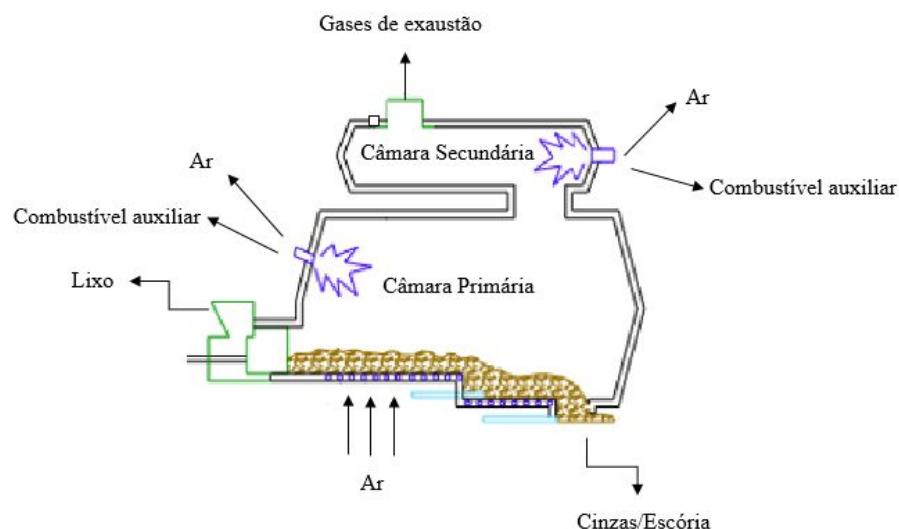


Figura 5– Incinerador de RSU

Fonte: Morgado et al., 2006

De acordo com Lima (1991) e FEAM (2012) como a combustão não é totalmente completa ocorre formação de alguns produtos como gases (CO , CO_2 , SO_2 , N_2 , gases inertes provenientes do ar e do próprio resíduo e oxigênio do ar em excesso), vapor d'água e substâncias orgânicas como as dioxinas e furanos. Também são gerados rejeitos como as cinzas volantes e escórias que são constituídas por metais ferrosos inertes, como vidro e pedras. A escória representa de 15% a 20% da massa original do lixo e deve ser encaminhada para um aterro, enquanto a sucata de ferro pode ser reciclada. (SCHALCH *et al.*, 2002).

De maneira geral, o processo de incineração exige que seja realizado um controle rigoroso das emissões gasosas através da utilização de equipamentos de controle de poluição, como por exemplo, a utilização do “scrubber” para remoção de gases ácidos, precipitador eletrostático para remoção de poeira e/ou filtros para remoção de partículas finas. O importante é que o processo de incineração e o controle das emissões de poluentes para atmosfera atendam aos padrões exigidos pela legislação vigente. Portanto é importante que as usinas de incineração sejam equipadas com sistemas modernos de controle das variáveis de combustão, tanto nas câmaras quanto nos equipamentos de limpeza dos gases de emissão (HENRIQUES, 2004; CAIXETA, 2005).

- **Aterro sanitário**

Segundo a NBR 8419/1992 da ABNT, o aterro sanitário é uma técnica na qual os resíduos sólidos urbanos são dispostos no solo, sem causar impactos ao meio ambiente e à saúde pública. Este método utiliza princípios da engenharia para que sejam utilizadas as menores

áreas possíveis e para reduzir os resíduos sólidos urbanos ao menor volume permissível, onde no final de cada jornada de trabalho estes resíduos são cobertos por uma camada de terra.

Apesar dos aterros sanitários consistirem em uma técnica simples, são necessários cuidados especiais e procedimentos específicos que devem ser seguidos desde a escolha do local até sua operação e monitoramento. Os aterros devem conter os seguintes elementos de proteção ambiental: sistema de impermeabilização de base e laterais, sistema de recobrimento diário; sistema de coleta e drenagem de líquidos percolados, sistema de coleta e tratamento dos gases, sistema de drenagem superficial e sistema de monitoramento (FEAM, 2006). Na Figura 6 é representada de maneira esquemática a configuração de um aterro sanitário destinado aos resíduos sólidos urbanos.

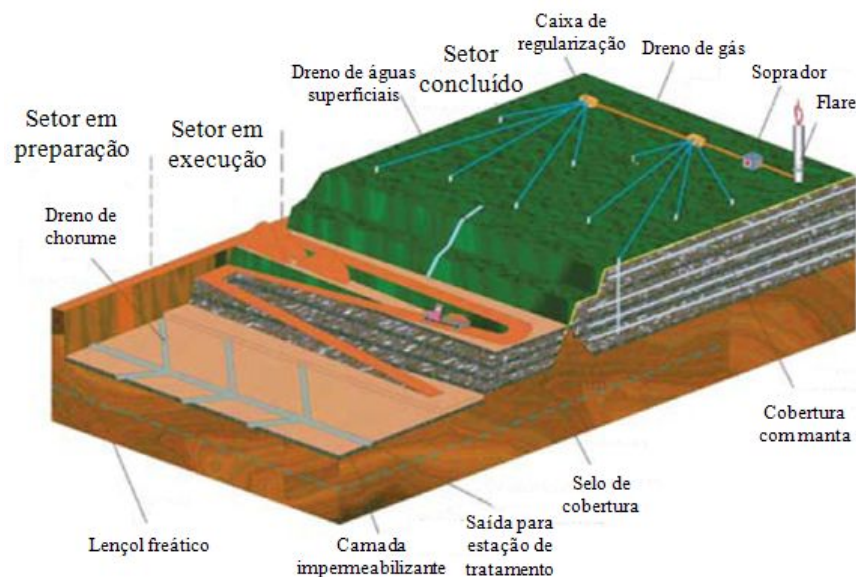


Figura 6 – Configuração básica de um aterro sanitário

Fonte: ICLEI, 2009

Os aterros sanitários podem ser considerados como reatores bioquímicos, que apresentam como entrada os resíduos sólidos e água e na saída os biogases e líquidos lixiviados. O biogás produzido é composto de 45% a 60% de metano e o restante é CO_2 , vapor de água e outros gases. Os aterros são a maior fonte antropogênica de emissão de metano. Um dos principais problemas de operação dos aterros é a captura do biogás, onde somente 40% a 60% do gás gerado é coletado (HUMMER *et al.*, 1999).

O chorume produzido pela decomposição da matéria orgânica do lixo possui elevado potencial poluidor e, portanto deve ser tratado. De acordo com FEAM (2006), são utilizados

com frequência as lagoas de estabilização, lagoa anaeróbia seguida da facultativa. Elas são grandes reservatórios de pequena profundidade no qual o material orgânico presente no percolado é estabilizado por processos biológicos envolvendo principalmente bactérias e algas. Outra maneira de tratar os efluentes gerados no aterro sanitário é encaminhá-los para uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), onde o percolado do aterro é encaminhado para um tanque de armazenamento para depois serem encaminhados para a ETE.

A NBR 13896/1997 da ABNT recomenda que os aterros sanitários tenham uma vida útil mínima de 10 anos e após ser encerrado, o aterro deve ser monitorado por no mínimo 20 anos para controle das emissões e chorume.

Na Tabela 7 é mostrado os principais destinos dos resíduos sólidos urbanos em alguns países. Observa-se que mesmo os países que apresentam uma maior porcentagem na reciclagem e na compostagem também possuem um alto índice de incineração com recuperação energética dos resíduos. Enquanto que no Brasil a maior parte dos RSU ainda tenha como destino principal os aterros sanitários, aterros controlados e lixões.

Tabela 7 – Destino final dos RSU em alguns países

País	Reciclagem (%)	Compostagem (%)	Recuperação Energética ¹ (%)	Aterro Sanitário (%)
Holanda	39	7	42	12
Suíça	31	11	45	13
Dinamarca	29	2	58	11
Estados Unidos	24	8	13	55
Austrália	20	<<1	<1	80
Alemanha	15	5	30	50
Japão	15	-	78	7
Israel	15	-	-	87
França	12 ²	-	40	48
Brasil	8	2	-	>90 ³
Reino Unido	8	1	8	83
Grécia	5	-	-	95 ³
Itália	3	10	7	80
Suécia	3	5	52	40
México	2	-	-	98 ³

¹ Basicamente incineração

² As estatísticas incluem a compostagem

³ Incluem aterros controlados e lixões

Fonte: EPE, 2014

2.5. Geração de Energia a partir dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos representam uma fonte inesgotável de energia, uma vez que são gerados diariamente. O potencial na geração de energia através da utilização dos resíduos sólidos

urbanos será maior quanto maior for a cidade, em virtude da quantidade de resíduos produzidos e das suas características (NOGUEIRA e LORA, 2003).

A geração de eletricidade e/ou calor a partir dos RSU é conhecida como Waste-to-Energy (WTE). A maioria dos processos WTE gera a energia e/ou calor através da queima direta do combustível ou produzem combustíveis como o metano, etanol ou combustíveis sintéticos. Atualmente existem diversas tecnologias para converterem os RSU em energia ou em outros combustíveis. O aproveitamento energético dos RSU pode ocorrer por meio da utilização de seu poder calorífico para converter o resíduo urbano em energia elétrica e térmica, através dos tratamentos térmicos ou pode ocorrer através do aproveitamento calorífico do biogás que é produzido a partir da decomposição do material orgânico ou da produção de combustível sólido a partir de restos de alimentos (ALMEIDA *et al.*, 2010).

O aproveitamento energético dos RSU para geração de energia elétrica é uma alternativa promissora que deve ser considerada. Mesmo não se tratando de um potencial com dimensão suficiente para sustentar a oferta de energia elétrica do país a longo prazo, ela é sem dúvida um elemento importante de uma estratégia regional ou local (EPE, 2008).

2.5.1. Tecnologias utilizadas na recuperação energética dos RSU

As tecnologias de conversão utilizam processos térmicos ou biológicos para converterem os RSU em produtos como eletricidade, calor e combustíveis (JENKINS e LAGRAND, 2005). Os processos térmicos utilizam calor para conduzir uma reação química e assim converter o RSU em outra forma de energia, como por exemplo, em calor ou combustível. Enquanto que os processos biológicos dependem da fermentação para que o RSU se converta em gases e combustíveis (HAMDAN *et al.*, 2014).

Como pode ser visto na Figura 7 as tecnologias utilizadas para converter RSU em energia podem ser divididas em diferentes categorias, sendo a digestão anaeróbia, que ocorre nos aterros sanitários, e a combustão as mais utilizadas (PAVAN, 2010).

Os processos térmicos são geralmente agrupados em duas categorias principais: combustão convencional e tratamento térmico avançado. A combustão convencional inclui a incineração “mass burn” e incineração em leito fluidizado, sendo a primeira, a tecnologia WTE mais comum e usada no mundo. O tratamento térmico avançado inclui gaseificação, pirólise e gaseificação por plasma (STANTEC, 2011), porém estas tecnologias são empregadas em uma menor escala comercial e envolvem um processo tecnológico mais complexo (BOSMANS *et*

al., 2010; STANTEC, 2011). Embora sejam tecnologias diferentes, elas possuem o mesmo objetivo, o de gerenciamento dos RSU e geração de energia (BASTOS, 2013).

O processo de conversão bioquímica envolve a ação de bactérias e outros micro-organismos na degradação da fração orgânica dos resíduos. Dois processos que estão nesta categoria são: digestão anaeróbia e fermentação.

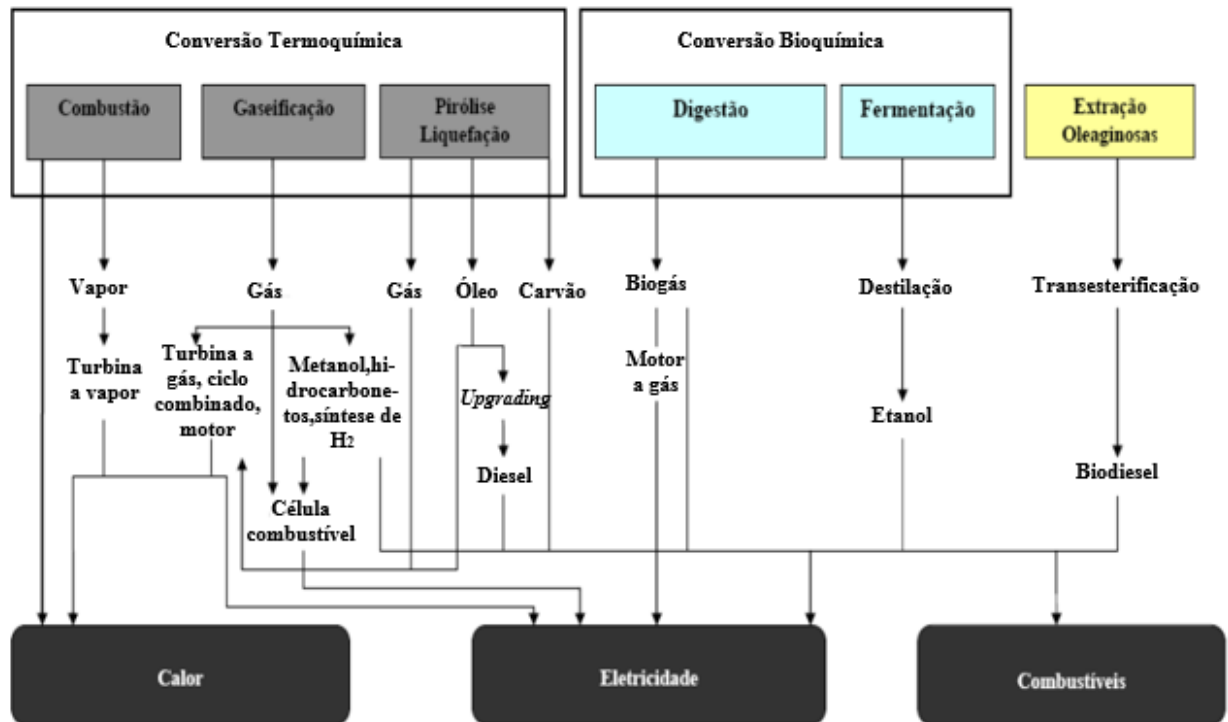


Figura 7 – Principais rotas tecnológicas para conversão dos RSU em energia

Fonte: Pavan, 2010

2.5.1.1. Conversão termoquímica

- **Combustão**

O processo de combustão, também chamado de incineração, é uma tecnologia bem estabelecida que foi desenvolvida a mais de 100 anos atrás para geração de energia por meio dos RSU (STANTEC, 2011). O processo consiste na total degradação térmica de um material em um ambiente de alta temperatura (temperaturas típicas acima de 1000 °C) e rico em oxigênio, para garantir a combustão completa. A parte inorgânica se converte em cinzas e o gás produzido contém principalmente dióxido de carbono e água e outros componentes como óxido de nitrogênio, dióxido sulfídrico, etc. (BADEIE, 2013; ESTET, 2004).

Existem duas modalidades de incineração que são as mais utilizadas as quais são classificadas de acordo com a existência ou não de tratamento prévio do RSU, sendo elas conhecidas como “mass burn” e combustível derivado de resíduos (CDR). O “mass burn” indica que o RSU a ser incinerado não passou por qualquer tipo de pré-tratamento e são encaminhados diretamente para o fosso de alimentação da câmara de combustão, enquanto que o CDR os resíduos foram previamente tratados, todo material reciclável é removido dos resíduos, de modo a tornar o material a ser incinerado o mais homogêneo possível. Na maioria dos processos de CDR são gerados rejeitos que necessitam ser lançados em aterros sanitários. A incineração “mass burn” é ainda a mais comum (BRANCHINI, 2015).

A principal forma de aproveitamento energético mediante a combustão de RSU é gerar calor através da combustão do insumo, este calor aquece uma caldeira produzindo vapor, este vapor moverá uma turbina conectada a um gerador para geração de energia elétrica. Após os resíduos serem incinerados a escória restante sobre a grelha é drenada para sistemas coletores situados a baixo da grelha. Estas escórias são resfriadas com água e passam por separadores eletromagnéticos para que os metais sejam extraídos para posterior reciclagem. Já os gases de combustão são enviados para os sistemas de limpeza para remoção dos poluentes antes de serem liberados para a atmosfera (REZENDE, 2015). Nas Figuras 8 e 9 estão representados de forma esquemática o processo típico de uma incineradora com valorização energética dos RSU.



Figura 8– Esquema do processo de incineração com valorização energética

Fonte: Puna e Baptista, 2008

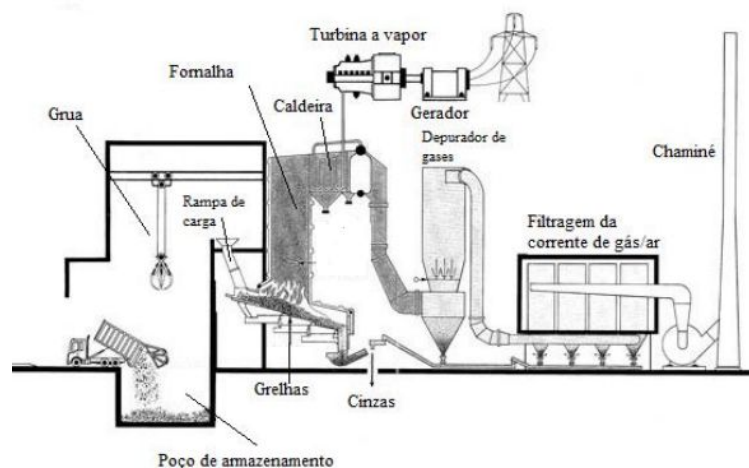


Figura 9 – Esquema de uma usina WTE

Fonte: BASTOS, 2013

A eficiência operacional de uma usina de incineração do tipo “mass burn” é afetada pela grande variedade de materiais na composição dos RSU. Uma maneira de aumentar a homogeneidade do RSU é misturá-lo ainda no poço de armazenamento com o auxílio da grua antes da combustão. Devido a variedade de materiais é necessário o monitoramento constante do calor gerado durante a incineração. Para compensar a heterogeneidade dos resíduos o controle da combustão é realizado pelo ajuste do fluxo de ar ou pelo ajuste da taxa de alimentação dos resíduos (STANTEC, 2011). Uma limitação do processo é a máxima temperatura que deve ser atingida nos superaquecedores de modo a prevenir a formação de corrosão nos tubos devido aos gases ácidos formados pelo HCl e SO₂ durante a combustão. Para evitar este tipo de problema, Branchini (2015) recomenda que a caldeira opere em baixa condições de vapor, operando a faixa de temperatura entre 400-500°C e pressão entre 40-60 bar, o que resulta em baixa eficiência térmica, na ordem de 20%. Para se atingir maiores temperaturas, os superaquecedores devem ser revestidos com ligas metálicas resistentes aos gases ácidos como o inonel (CEMPRE, 2010).

Existem diferentes tecnologias disponíveis para incinerar os resíduos, como forno rotativo, grelha fixa, grelha móvel ou leito fluidizado. Os dois últimos métodos mencionados são os mais comuns e de preferência para WTE (GHASEMI *et al.*, 2014).

- **Combustão em grelha móvel**

Por ser uma tecnologia relativamente simples, a combustão dos RSU em grelhas é a tecnologia de incineração mais aplicada mundialmente, por permitir que se opere com

materiais das mais variadas granulometrias. Na Europa, aproximadamente 90% dos incineradores de RSU utilizam grelhas (BOSMANS *et al.*, 2010; FEAM, 2012).

No sistema de grelhas, os resíduos são levados lentamente para câmara de combustão por uma grelha acionada mecanicamente. O fluxo de entrada e saída dos resíduos na grelha é contínuo e as condições do sistema são controladas de forma a otimizar o processo e garantir uma combustão completa. Ao entrarem na câmara de combustão, os resíduos passam por diferentes etapas de acordo com a temperatura de cada ponto na grelha. Segundo Bastos (2013), as principais etapas do processo de incineração em grelhas são: secagem, pirólise, gaseificação e combustão de sólidos e gases, como podem ser visto na Figura 10.

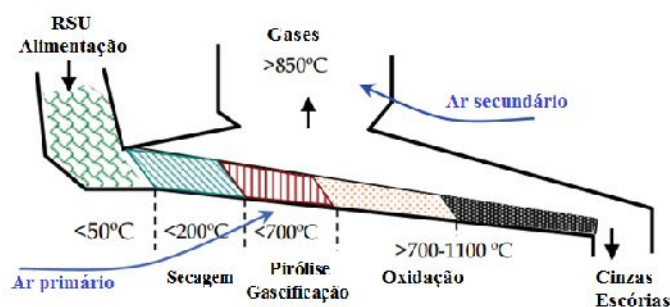


Figura 10– Etapas associados às diferentes fases da combustão em grelha

Fonte: Quina *et al.*, 2011

A etapa da secagem começa a partir do momento em que os RSU são lançados no compartimento de acesso do incinerador. Por radiação e convecção os resíduos começam a perder seu teor de umidade. A etapa seguinte compreende a pirólise e gaseificação do material orgânico que passa para fase gasosa. Por fim, os gases gerados nas etapas anteriores reagem com o oxigênio produzindo calor e dióxido de carbono (ARAÚJO, 2008; MACHADO, 2015; QUINA *et al.*, 2011).

O ar de combustão é usualmente descrito como ar primário e ar secundário, embora possa ser usado o ar terciário e gás recirculado. O ar primário é extraído do poço de armazenamento, local onde o RSU é depositado antes de entrar na câmara de combustão. Desta maneira evita-se o desenvolvimento excessivo de poeira, de gás formado a partir da fermentação dos resíduos (metano) e também evita a formação de mau cheiro (EUROPEAN IPPC BUREAU, 2006).

Segundo ENGEBIO (2009) 60% do ar de combustão (ar pré-aquecido), conhecido como ar primário, é injetado por baixo da grelha com a finalidade de resfriá-la e auxiliar na secagem e

combustão dos resíduos. O ar restante, também chamada de ar secundário, entra em alta velocidade sobre o material que está depositado na grelha de modo a criar uma região de elevada turbulência e promover sua mistura com os gases e vapores gerados durante a combustão.

- **Leito fluidizado**

A técnica de combustão em leitos fluidizados envolve uma pré-segregação do RSU, em que são removidos materiais pesados e inertes, como metais, e passam por um processo mecânico para redução do tamanho de suas partículas (MAMEDE, 2013).

A combustão em leito fluidizado ocorre normalmente em um único estágio. Os resíduos são lançados em uma câmara com um leito de material inerte ou granular como areia que está superaquecida. De acordo com Castells (2005) a temperatura do material inerte está entre 700 e 900°C e este leito é mantido em agitação contínua por meio de um fluxo de ar pré-aquecido que é injetado no fundo do forno.

As partículas dos resíduos sólidos entram em contato com a areia, trocando calor, o que faz com que o sistema aqueça e entre em combustão rapidamente. As cinzas mais pesadas são retiradas por extratores mecânicos situados no fundo da caldeira e as cinzas leves são arrastadas e coletadas nos sistemas de limpeza de gases (ENGEBIO, 2009). Na Figura 11 está representado a câmara de combustão do leito fluidizado.

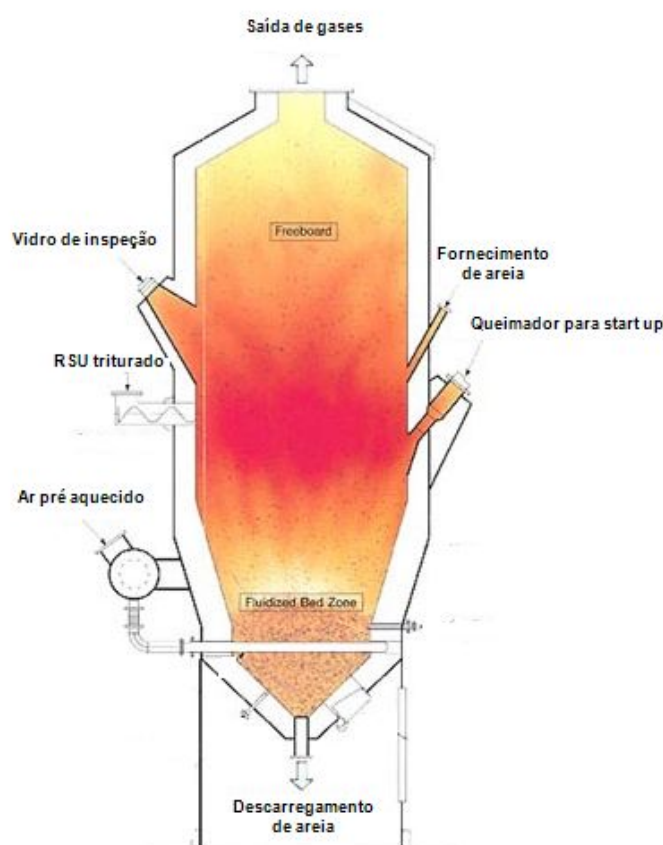


Figura 11 - Tecnologia incineração em leito fluidizado

Fonte: Orth *et al*, 2011

Até 2010, segundo STANTEC (2011), das 450 unidades WTE na Europa, 30 utilizavam a tecnologia leito fluidizado. A conversão térmica dos RSU por meio da combustão em leito fluidizado ainda não alcançou seu pleno desenvolvimento comercial, devido à sua complexidade operacional, seu desempenho ainda requer etapas de desenvolvimento. Uma de suas desvantagens é a geração de grande quantidade de cinzas volantes, 6% comparado a 2% pelo sistema “mass burn”, isso devido às próprias partículas presentes no leito (ENGEBIO, 2009).

- **Gaseificação**

A gaseificação é um processo de transformação de combustíveis sólidos em gasosos por meio de reações termoquímicas, envolvendo vapor e/ou ar, e/ou oxigênio, em condições subestequiométricas a oxidação do combustível é parcial. O gás formado durante o processo, também chamado de gás de síntese ou syngas, é constituído principalmente de CO e H₂ juntamente com outros componentes em menor quantidade como CH₄, N₂, CO₂ e H₂O. Esse gás depois de ser esfriado e tratado pode ser utilizado como combustível em queimadores

convencionais, conectados a uma caldeira e uma turbina a vapor, ou em um dispositivo de conversão energética mais eficiente como em motores de combustão interna ou turbinas a gás. (ARENA, 2011).

De acordo com Naami e Cebrián (2015) o processo de gaseificação ocorre em dois estágios. O primeiro deles é a volatilização de componentes que resultam em “char”, que consiste em carbono fixo e compostos inorgânicos. E o segundo estágio é a reação do carbono presente no char com vapor, ar ou oxigênio.

A gaseificação geralmente emite menos gases poluentes do que as plantas WTE *mass burn*, porém, similar à combustão convencional, as unidades de gaseificação também requerem sistemas para tratamento dos gases para reduzir as emissões de poluentes. Existem duas diferenças entre as formas de sistema de controle de poluição entre a gaseificação e a combustão convencional. A primeira forma é realizar a limpeza do syngas antes da combustão, por tanto ao contrário da combustão convencional que é limitada pela temperatura nos superaquecedores, com o gás limpo, ele pode atingir temperaturas mais elevadas sem comprometer os materiais envolvidos e sem risco de corrosão. E a segunda forma é baseada na composição do syngas, que pode ser diretamente queimado e ter um sistema de limpeza convencional (STANTEC, 2011).

Existem vários tipos de gaseificadores, que segundo Nascimento (2014) eles podem ser: leito fixo ascendente, leito fixo descendente, leito fluidizado borbulhando e leito fluidizado circulante. A diferença entre eles está no meio de suporte da biomassa no reservatório do reator, na direção do fluxo da biomassa e do agente oxidante e no modo de como o calor é suprido ara o reator. Na Figura 12 está representado o processo de gaseificação.

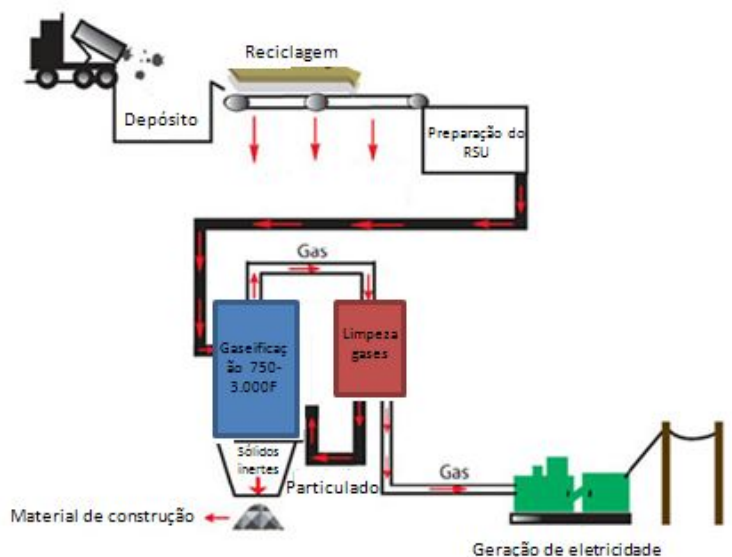


Figura 12– Esquema do processo de gaseificação de RSU para gerar energia elétrica

Fonte: Zafar, 2009

- **Pirólise**

Ao contrário da incineração, a pirólise é um processo térmico que ocorre na ausência de oxigênio, por isso este processo requer uma fonte de calor externa para manter a temperatura necessária para seu desenvolvimento, se caracterizando por tanto, por ser um processo endotérmico.

Nesse processo, são gerados produtos que podem ser divididos em três grupos: resíduos sólidos, combustível líquido e gases. O resíduo sólido é a combinação de materiais não combustíveis e carbono. O combustível líquido é composto por hidrocarbonetos, alcoóis e ácidos orgânicos de elevada densidade e baixo teor de enxofre e os gases são compostos por hidrogênio, metano e monóxido de carbono (DEFRA, 2013; AIRES *et al.*, 2003).

De maneira geral, todos esses processos produzem misturas de gases e vapores, que apresentam composição química e conteúdos energéticos diversos. Estes podem ser empregados em sistemas termelétricos convencionais de conversão de energia, com ou sem co-geração, ou em sistemas de geração com células combustíveis, quando convenientemente purificadas. A Tabela 8 é um resumo dos processos dos três tratamentos térmicos.

Tabela 8– Características dos processos térmicos

Características	Combustão	Gaseificação	Pirólise
Temperatura (°C)	800°C a 1.450°C	500°C a 1.800°C	250°C a 900°C
Condições Operacionais	Excesso de agente oxidante	Quantidade de agente oxidante inferior á combustão estequiométrica	Total ausência de agente oxidante
Gás Reagente	Ar	Ar, oxigênio puro, oxigênio enriquecido, vapor	Nenhum
Pressão (bar)	1	1 a 45	1
Razão estequiométrica	>1	<1	0
Produtos do processo			
Fase gasosa	CO ₂ , H ₂ O, O ₂ , N ₂	H ₂ , CO, CO ₂ , CH ₄ , H ₂ O, N ₂	H ₂ , CO, H ₂ O, N ₂ Hidrocarbonetos
Fase sólida	Cinzas, escória	Cinzas, escória	Cinzas e carvão (coque)
Fase líquida			Óleo, água

Fonte: Adaptado (BOSMANS e LIEVE, 2010)

2.5.1.2. Conversão bioquímica

- **Digestão anaeróbia e produção de biogás de aterro sanitário**

Segundo o Ministério do Meio Ambiente, os aterros sanitários podem ser considerados grandes reatores onde se verifica a entrada de resíduos e água e as principais saídas são o chorume e biogás. A digestão anaeróbia é um processo que, na ausência de oxigênio, converte em um primeiro estágio materiais orgânicos mais complexos em materiais como ácidos voláteis e posteriormente ocorre a conversão destes ácidos orgânicos, do gás carbônico e hidrogênio em metano e gás carbônico (CHERNICHARO, 1997). No decorrer da fermentação anaeróbica, a transformação da matéria orgânica em diversas substâncias químicas, se dá através de uma cadeia de degradações sucessivas, devido a diferentes tipos de bactérias (VIEIRA *et al.*, 2015).

Na digestão anaeróbia, três grupos de micro-organismos com características fisiológicas distintas participam do processo: bactérias fermentativas hidrolíticas e acidogênicas, bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas. O processo de biodigestão anaeróbica pode ser

dividido em quatro fases (GONÇALVES, 2007). Na Figura 13 está representado um esquema das fases de degradação da matéria orgânica realizadas por suas respectivas bactérias.

1. Hidrólise

Nesta etapa, a matéria orgânica complexa é convertida em materiais mais simples. As proteínas são repartidas em aminoácidos, os carboidratos transformados em açúcares e os lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa.

2. Acidogênese

Os compostos hidrolizados são nesta etapa são metabolizados no interior de bactérias fermentativas, sendo convertidos em compostos como ácidos voláteis, alcoóis, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, além de novas células bacterianas.

3. Acetogênese

Nesta fase os produtos gerados na acidogênese são oxidados pelas bactérias acetogênicas sendo gerados produtos como o hidrogênio, dióxido de carbono e o acetato.

4. Metanogênese

Considerada a última etapa do processo da digestão anaeróbia, onde os compostos orgânicos são convertidos em metano e dióxido de carbono.

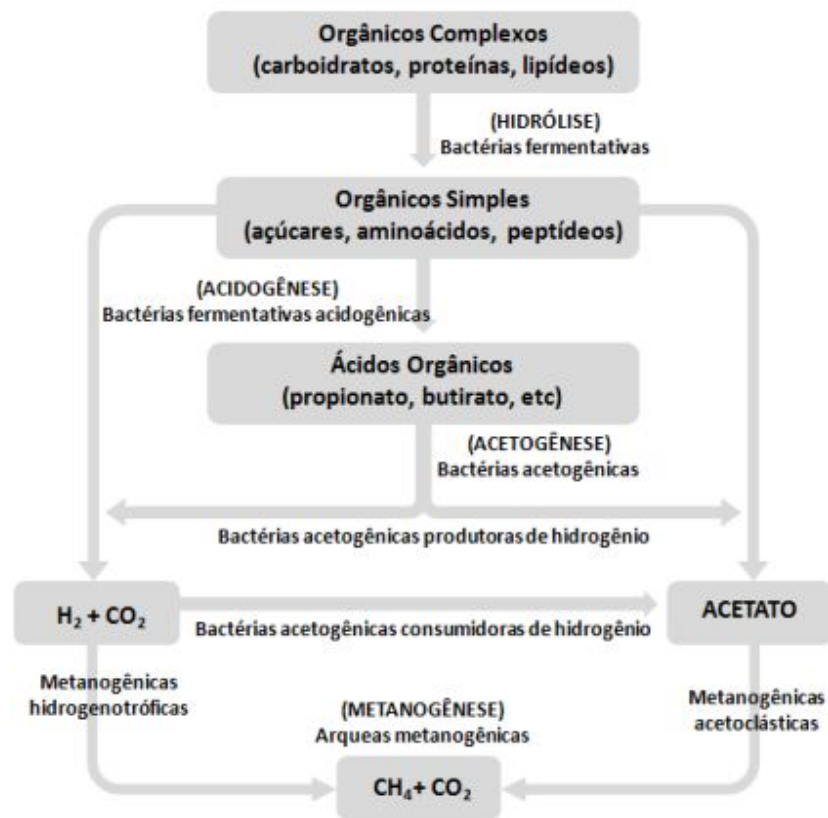


Figura 13– Fluxograma do processo de digestão anaeróbia dos RSU

Fonte: CHERNICHARO, 1997

- **Formação dos gases de aterro**

Devido à grande diversidade de materiais que compõem os resíduos sólidos e pelas interações físico-químicas e biológicas que ocorrem com o decorrer do tempo, a formação de gases através da massa de resíduos não é um processo simples. Para a produção do biogás as atividades microbiológicas têm grande influência. No entanto, mecanismos como a volatilização e as reações químicas também são importantes na formação do metano, agindo isoladamente ou associados à microbiologia (VAN ELK, 2007).

Ao serem depositados em aterros, os resíduos permanecem por um período de tempo descobertos, em contato com o ar atmosférico até serem compactados e cobertos. Durante este período, emissões de compostos voláteis presentes na massa dos resíduos já podem ser detectados e mesmo após serem cobertos, os resíduos continuam liberando estes compostos voláteis (TEIXEIRA, 2008).

O gás de aterro é composto por vários gases, sendo encontrado em maior quantidade o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2), sendo estes, os principais gases originários da

decomposição anaeróbia dos compostos biodegradáveis dos resíduos orgânicos. Em menores quantidades encontram-se gases como amônia (NH_3), hidrogênio (H_2), gás sulfídrico (H_2S), nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2) (PIÑAS *et al.*, 2016).

De acordo com Tchobanoglous *et al* (1993), a formação e a taxa de geração dos principais constituintes do gás de aterro varia ao longo do tempo e segue diferentes etapas como pode ser visto na Figura 14.

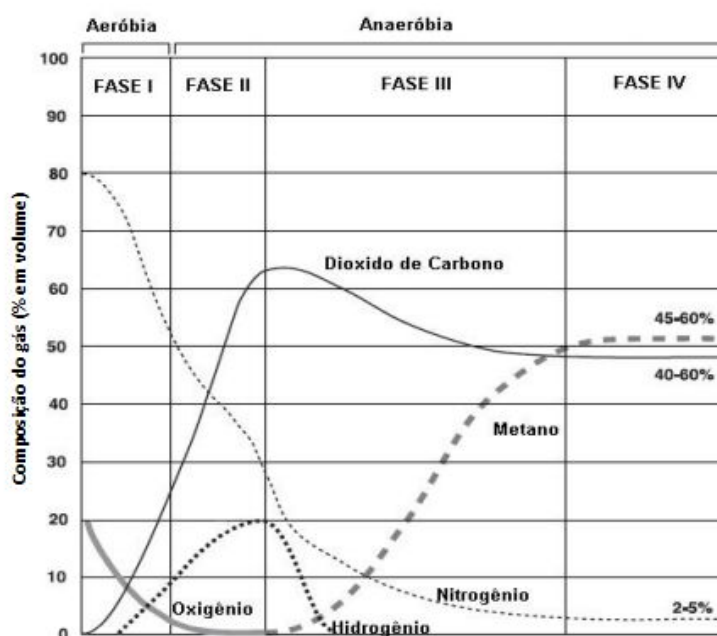


Figura 14– Fases do processo de formação dos gases de aterro sanitário

Fonte: EPA, 1997

Fase I: A primeira fase é da decomposição aeróbia da matéria orgânica, devido à presença de oxigênio contido no interior do aterro. Nesta etapa, a terra que é usada como material de cobertura no aterro é a principal fonte de microrganismos para a decomposição aeróbia. As bactérias aeróbias consomem oxigênio enquanto metabolizam as cadeias de carboidratos complexos, proteínas e lipídeos contidos nos resíduos orgânicos. O primeiro gás a ser produzido é o CO_2 , enquanto uma grande quantidade de N_2 declina rapidamente no decorrer do processo (GONÇALVES, 2007).

Fase II: Fase em que o oxigênio é consumido e inicia-se o desenvolvimento das condições anaeróbias. Enquanto o aterro se converte em anaeróbio, o nitrato e o sulfato que podem servir como aceptores de elétrons em reações de conversão biológica são frequentemente reduzidos a gás nitrogênio e gás sulfídrico. Nesta fase o ambiente se torna totalmente ácido, devido às bactérias que convertem os compostos

criados pelas bactérias aeróbias em ácido acético, lático, fórmico e alcoóis, como metano e etanol. Os gases formados nesta etapa são o dióxido de carbono e hidrogênio.

Fase III: caracterizada como ambiente anaeróbio, esta fase se inicia quando certas bactérias consomem os ácidos gerados na fase anterior formando o acetato, um ácido orgânico. Há o estabelecimento das bactérias metanogênicas devido ao ambiente desta fase se tornar neutro. Estas bactérias consomem o carbono e o acetato, dando o início para a produção de metano e redução da quantidade de dióxido de carbono.

Fase IV: última etapa, a qual se inicia quando a taxa de composição e produção do gás de aterro se mantém praticamente constante. Nesta fase o gás de aterro contém, em volume, 45% a 60% de metano, de 30% a 60% de dióxido de carbono e de 2% a 5% de outros gases, sendo estes o oxigênio, nitrogênio, gás sulfídrico amônia e hidrogênio.

Por conter elevado teor de metano, o biogás pode ser utilizado de diversas maneiras. Sua principal aplicação é como combustível em um motor de combustão interna a gás para geração de energia elétrica, porém ele pode ser usado também para produção de calor de processos, secagem de grãos em propriedades rurais, secagem de lodo em Estações de Tratamento de Esgoto, queima em caldeiras, iluminação a gás, tratamento de chorume, entre outras aplicações (ICLEI, 2009).

A composição do biogás pode variar de forma considerável, contudo os principais componentes são o metano e o gás carbônico. A Tabela 9 apresenta as faixas típicas da composição do biogás.

Tabela 9– Composição típica do biogás

Componentes	Teores (%)
Metano (CH ₄)	40-70
Gás carbônico (CO ₂)	30-60
Nitrogênio (N ₂)	0-1
Gás sulfídrico (H ₂ S) e outros	0-3

Fonte: Felipetto, 2007

- **Tecnologias para o aproveitamento do gás de aterro**

1. **Sistema de coleta**

Um projeto de aproveitamento energético do biogás deve conter um sistema padrão de coleta, tratamento e queima do biogás, independentemente do uso final do biogás produzido no aterro. Esses sistemas são compostos por poços de coleta, sistema de condução, um sistema de tratamento, compressor e *flare* com queima controlada, no caso de biogás excedente para projetos de recuperação energética.

O sistema de coleta do biogás começa após o fechamento da célula do aterro que formará o poço de gás. Existem duas configurações de sistema de coleta: poços verticais (Figura 15) e horizontais (Figura 16). Os poços verticais são os mais usados, mas independentemente da configuração usada, cada ponta dos tubos deve ser conectada a uma tubulação lateral que irá transportar o gás para um coletor principal (TOLMASQUIM, 2003).

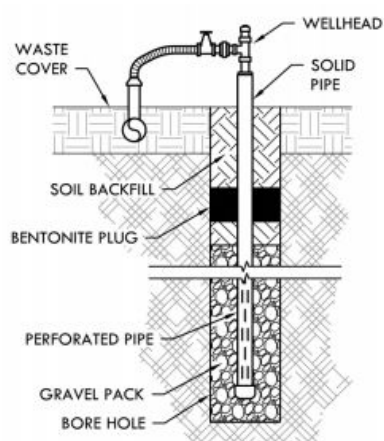


Figura 15 – Poço vertical

Fonte: USEPA, 2012

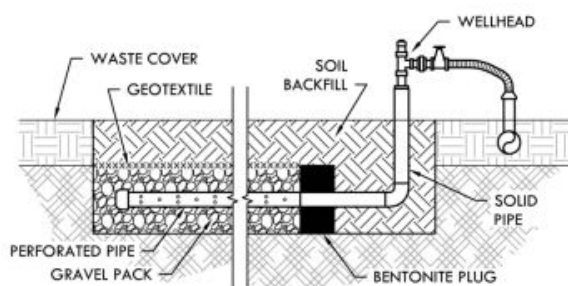


Figura 16 – Poço horizontal

Fonte: USEPA, 2012

Os drenos são conectados a pontos de regularização de fluxo ou manifolds e estes são interligados a um tubo principal que conduz o biogás para os sistemas de queima e/ou reaproveitamento energético. Na linha de entrada do sistema a vazão do biogás é controlada por uma válvula borboleta e indiretamente por um inversor de frequência acoplado ao motor

do soprador, assim o inversor de frequência regula o ponto de operação do motor do soprador em função da pressão e mantém a vazão de gás constante (ICLEI, 2009). De acordo com Muylaert (2000), os sopradores são responsáveis por succionar o biogás dos poços de coleta e comprimi-lo antes de entrar no sistema de recuperação energética. Ainda segundo o autor, o tamanho, o tipo e o número de compressores a serem utilizados dependem da taxa, do fluxo de gás do nível desejado de compressão, que normalmente é determinado pelo equipamento de conversão energética.

Antes de ser usado no processo de conversão de energia, o gás de aterro deve ser tratado de modo a remover partículas sólidas, algum condensado remanescente e outras impurezas. (LANDIN e AZEVEDO, 2008). Uma vez que o biogás formado no aterro se encontra a uma temperatura entre 40°C e 50°C (ICLEI, 2009) ao passar pela tubulação ele se resfria formando um condensado. Caso não seja removido, este condensado pode bloquear o sistema de coleta e interromper o processo de recuperação de energia (TOLMASQUIM, 2003). A dessulfurização também é necessária para a manutenção dos componentes do sistema que podem ser prejudicados pela ação corrosiva do H₂S.

A primeira etapa do tratamento do biogás consiste na remoção de material particulado através de um filtro e em seguida é encaminhado para um tanque separador de líquidos, denominado desumidificador. Este consiste na redução da velocidade do gás o qual permite a formação de gotículas que se acumula na parte inferior do tanque e que são em seguida drenadas por gravidade para um tanque de coleta de condensado que então é bombeado para o sistema de coleta de chorume para serem tratados juntos. Livre de partículas e gotículas líquidas, o gás passa pelo soprador e é encaminhado para o sistema de queima e/ou para o aproveitamento energético (ICLEI, 2009). A Figura 17 é uma representação da captação do biogás, seu tratamento e de sua utilização.

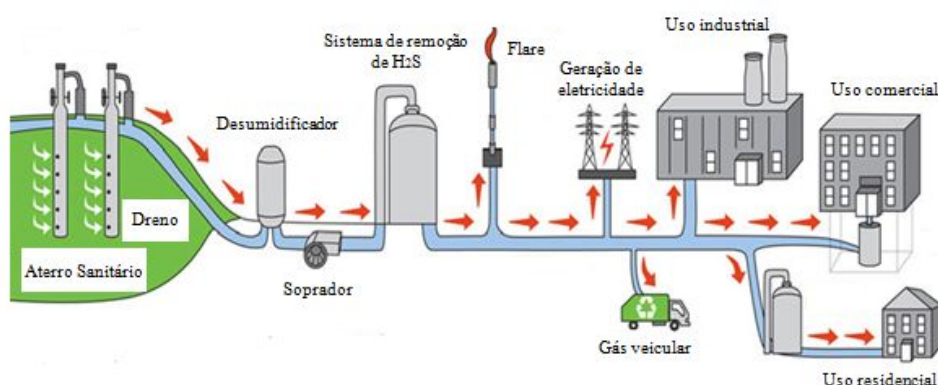


Figura 17 – Ilustração básica da geração de energia no aterro sanitário

2. Sistema de geração de energia

O objetivo do aproveitamento energético do biogás é convertê-lo em uma forma de energia útil como a eletricidade, combustível para caldeiras e fogões, combustível veicular ou para abastecer gasodutos. A tecnologia para o aproveitamento do gás de lixo (GDL), ou biogás produzido nos aterros é o uso energético mais simples dos RSU segundo o EPE (2008).

O conteúdo energético do biogás pode ser recuperado para diferentes aplicações como:

1. Uso direto do gás em caldeiras para cogeração, fornos e estufas, para substituição de outros tipos de combustíveis;
2. Geração de eletricidade para uso local ou venda para a rede concessionária de energia;
3. Venda de gás através de gasodutos ou como combustível veicular.

Na Figura 18 estão representadas as alternativas para se aproveitar o biogás em aterros sanitários.

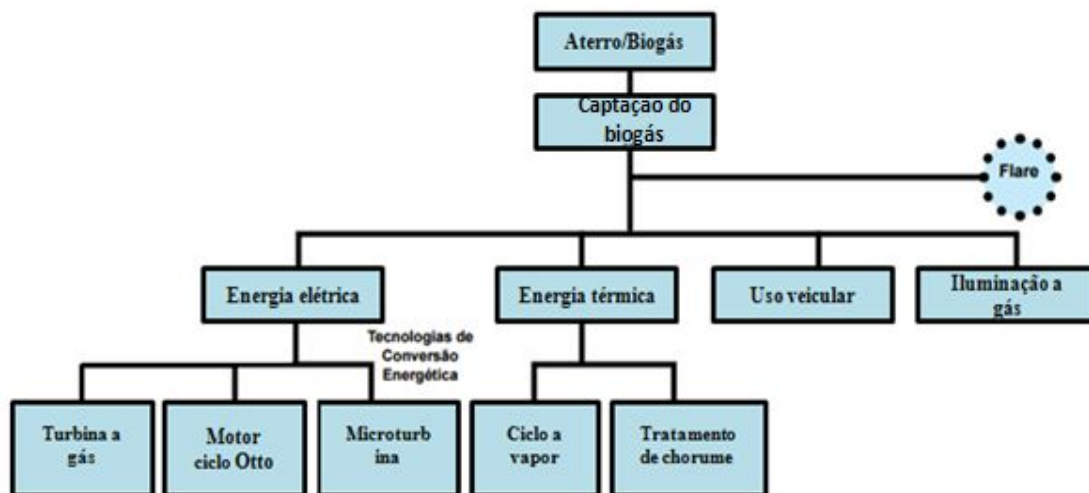


Figura 18– Alternativas de aproveitamento do biogás

Fonte: Modificado de EPE, 2008

A conversão do biogás em energia elétrica pode ser realizada por meio de motores de combustão interna, turbinas a gás e microturbinas a gás. O uso mais conhecido do biogás para gerar energia elétrica é através de um motor de combustão interna acoplado a um gerador.

- **Motores de combustão interna (Ciclo Otto)**

O motor de combustão interna se caracteriza por produzir energia mecânica a partir da mistura ar-combustível no interior de cilindros, onde ocorre a combustão da mistura devido á

centelha produzida pela vela de ignição. A conversão da energia química do combustível em mecânica ocorre através de ciclos termodinâmicos que envolvem expansão e compressão de fluidos gasosos para gerar força e movimento rotativo.

De acordo com EPE (2008), o motor ciclo Otto é o equipamento mais utilizado para queimar biogás, devido á esta tecnologia apresentar maior rendimento elétrico e menor custo se comparado às demais tecnologias.

- **Turbinas a gás e microturbinas**

As turbinas a gás e as microturbinas possuem o mesmo funcionamento, se diferenciando em relação à potência e aplicabilidade de cada uma.

As turbinas e microturbinas são equipamentos constituídos por um compressor, uma câmara de combustão e uma turbina. O ar comprimido é injetado na câmara de combustão, onde a mistura ar-combustível é inflamada por meio de queimadores. O gás resultante desta queima é expandido em uma turbina, que é a responsável por fornecer a energia necessária para girar o compressor e o gerador de energia elétrica.

Como pode ser visto na Tabela 10, dentre as tecnologias utilizadas para geração de energia a partir do biogás, os motores a gás são os que apresentam maior eficiência na conversão elétrica, porém são também os que emitem mais NO_x. As turbinas a gás podem ter um aumento em seu rendimento se operadas no sistema de cogeração (calor e eletricidade), porém, por ser um equipamento importado, o seu valor e os custos de operação e manutenção são elevados. Além do custo do equipamento em si, a microturbina exige que o gás combustível apresente propriedades mais controladas que os motores convencionais (CENBIO, 2005).

Tabela 10– Comparação das tecnologias para geração de energia elétrica a partir do biogás

Características	Motores a gás (Ciclo Otto)	Turbinas a gás (Médio Porte)	Microturbinas (Pequeno Porte)
Potência instalada	30 kW – 20 MW	50 kW – 150 MW	30 kW – 100 MW
Rendimento elétrico	30% - 40%	20% - 30%	24% - 28%
Emissões de NO _x (ppm)	250 - 3000	35 - 50	< 9

Características	Motores a gás (Ciclo Otto)	Turbinas a gás (Médio Porte)	Microturbinas (Pequeno Porte)
Vantagens técnicas e econômicas	-Baixo custo; -Alta eficiência; -Tecnologia muito difundida e bastante utilizada; -Diversidade de fornecedores do equipamento.	-Baixo custo operacional; -Resistente a corrosão; -Elevada relação potência-peso; -Baixas emissões de NO _x .	-Baixo índice de emissões; -Equipamento com tamanho reduzido e leve; -Custo de manutenção baixo.
Desvantagens técnicas e econômicas	-Problemas devido a particulados na estrutura construtiva; -Corrosão de peças no motor; -Altas emissões de NO _x .	-Requer alta pressão; -Requer pré-tratamento do biogás.	-Baixa eficiência; -Tem sido testado geralmente com melhor resultado para gás natural; -Desempenho e tempo de vida limitado; -Carência de fornecedores.
Pré tratamento do biogás	Requer no mínimo tratamento primário: desumidificação e remoção de partículas. Para melhor performance pode-se aplicar tratamento secundário para remoção de enxofre e siloxanos.	Requer no mínimo tratamento primário: desumidificação e remoção de partículas. Para melhor performance pode-se aplicar tratamento secundário para remoção de enxofre e siloxanos.	Requer tratamento primário e secundário.

Fonte: CENBIO, 2005; CETESB, 2006; USEPA, 2012

2.5.2. Comparação entre as tecnologias apresentadas para geração de energia elétrica a partir dos RSU

De maneira geral, as tecnologias de tratamento térmico oferecem vantagens como redução do volume e redução da quantidade de lixo depositado nos aterros sanitários, menor área

ocupada, redução nas emissões de metano e eliminação de percolados nos resíduos processados, sendo evitada a contaminação de solos e águas subterrâneas.

Na Tabela 11 são apresentadas as vantagens e desvantagens das tecnologias para o aproveitamento energético dos RSU.

Tabela 11 – Vantagens e desvantagens das tecnologias de aproveitamento energético dos RSU

Tecnologias	Vantagens	Desvantagens
Incineração	<ul style="list-style-type: none"> - Redução do volume e massa dos resíduos; - Tecnologia bem estabelecida; - Não há necessidade de pré-tratamento do lixo; -Destruição da maioria dos resíduos orgânicos perigosos; -Recuperação de energia (elétrica e/ou calor); - As unidades de incineração podem ser construídas perto das fontes de produção de RSU, reduzindo custos de transporte. 	<ul style="list-style-type: none"> - Custo elevado de implantação e operação, principalmente por causa dos controles ambientais; - Necessidade de mão de obra qualificada; -Se as condições de operação não forem adequadas, o processo pode gerar quantidades significativas de poluentes como dioxina, furanos e metais pesados.
Gaseificação	<ul style="list-style-type: none"> - Redução na quantidade volumétrica de RSU; - Recupera energia do lixo, produzindo combustível gasoso, que pode ser utilizado para produção de energia, químicos e combustíveis líquidos; - Alta eficiência térmica, variando entre 60% e 90%, dependendo do sistema implementado; - Economicamente viável em pequena escala; - Emite baixas quantidade de SO_x, NO_x e dioxinas comparada a combustão. 	<ul style="list-style-type: none"> - As cinzas que permanecem após a gaseificação (8% a 15% do volume original) é tóxica e apresenta problemas; - Tecnologia não estabelecida comercialmente; - Necessidade de pré-tratamento do lixo; - Custo elevado.
Pirólise	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilidade de modularidade das 	<ul style="list-style-type: none"> - Tecnologia não consolidada em

Tecnologias	Vantagens	Desvantagens
	plantas; - Apresenta economia na lavagem de gases por produzir menor quantidade de gases e compostos oxigenados (CO ₂ , CO, O ₂).	escala comercial; - Elevado custo operacional e de manutenção; - Heterogeneidade dos RSU dificulta o controle de variáveis operacionais.
Biogás de aterro	- Baixo custo de implantação em relação às outras tecnologias; -Tecnologia consolidada.	- Ocupam áreas significativas, que requerem controle ambiental e restrições de uso após o encerramento de suas atividades; -Menor produção de energia em relação às outras tecnologias; -A produção de biogás é variável em função do volume e idade dos RSU depositados.

Fonte: Bastos, 2013; FEAM, 2012; ASHFAQ, 2014

2.6. Problemas ambientais da combustão

Como já mencionado, a combustão dos RSU gera muitos resíduos e gases de importante impacto ambiental e por isso as plantas de incineração requerem um rigoroso controle ambiental com sistemas de tratamento de efluentes e resíduos, sistema de monitoramento contínuo dos controles operacionais e das emissões atmosféricas. Os resíduos gerados são os lixiviados, cinzas de fundo da caldeira, metais ferrosos e não ferrosos e cinzas volantes. Segundo ABRELPE (2012) é no fosso de armazenamento dos RSU antes da combustão, que ocorre a formação de lixiviado devido à decomposição química dos resíduos e em decorrência da alta umidade dos mesmos, sendo necessária sua remoção por bombas de extração. As cinzas possuem em sua composição metais ferrosos e não ferrosos, materiais como vidro, pedra, etc., além de ser possível apresentar até 3% de material orgânico não queimado, que após sua separação deve retornar ao poço de armazenamento. Em países da Europa é comum gerar receita por meio da venda dos metais recuperados das cinzas, enquanto as cinzas de fundo servem para construção civil e pavimentação de ruas e rodovias. Já as cinzas volantes, possuem alto teor de metais pesados, o que impossibilita seu aproveitamento, por tanto conforme a norma NBR 10.004 (ABNT, 2004), essas cinzas devem ser encaminhadas a um aterro Classe I (perigosos).

Os gases de exaustão produzidos são primariamente constituídos por dióxido de carbono, oxigênio, nitrogênio e vapor d'água. Dependendo da composição dos resíduos esses gases podem conter subprodutos indesejáveis como gases ácidos (HCl, HF, SO₂ e NO_x), dioxinas e furanos, partículas potencialmente contaminadas com metais condensados (Cd, Hg), compostos orgânicos não voláteis e produtos da combustão incompleta como o CO.

No Brasil, a Resolução n° 316 de 2002, regulamentada pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece procedimentos operacionais, limites máximos de emissões e critérios de desempenho, controle, tratamento e disposição final de efluentes, de modo a minimizar os impactos ambientais e de saúde pública resultante dos sistemas de tratamento térmicos de resíduos.

Na Tabela 12 estão indicados os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos nos processos de tratamentos térmicos no Brasil, aqueles estabelecidos pela União Europeia, por meio da Diretiva 2000/76/EC, além dos limites máximos estabelecidos nos Estados Unidos, China e Japão. De maneira geral observa-se quão flexível é a Resolução 316/2002 da CONAMA quando comparada às outras.

Tabela 12– Média diária das emissões máximas de poluentes em processos de tratamento térmico de RSU

Poluentes	Gás sem tratamento (mg/Nm ³)	EU 2000/76 (mg/Nm ³) ^a	USA ^b	China ^b	Japão ^d	CONAMA 316/2002 (mg/Nm ³) ^b
Material particulado	1.000-5.000	10	24	80	10-50	70
Gases e vapores com subst. Orgânicas (TOC)	1-10	10	-	-	-	-
NO _x	200-500	200	150	400	30-125	560
SO _x	150-400	50	30	260	10-30	280
HF	1-10	1	-	-	-	5
HCl	500-2.000	10	25	75	15-50	80
CO	<10-30	50	100	150	50	100
Cd+TI	0,1-0,5	0,05	0,02	0,1	-	0,28
Hg	0,1-0,5	0,05	0,08	0,2	0,03-0,05	0,28
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	-	0,5	-	-	-	1,4
Dioxinas e Furanos (ng/Nm ³)	1-10	0,1	0,3	0,1	0,1	0,5
^a 273K, 101,3 kPa, 11 vol% O ₂						
^b 273K, 101,3 kPa, 7 vol% O ₂						
^d 273K, 101,3 kPa, 14 vol% O ₂						

Fonte: CONAMA 316/2002; EU 2000/76; Vehlow, 2014

A título de exemplo, na Tabela 13 estão representadas as emissões de poluentes emitidas após o tratamento dos gases de algumas plantas WTE situadas na Europa. Nota-se que nas quatro plantas a quantidade de poluentes emitidos está muito abaixo daquela estabelecida pela lei (Tabela 8).

Tabela 13– Concentrações de poluentes em algumas plantas WTE

Componentes	Lakeside, UK	Berscia, Itália	Spittelau, Áustria	Saint-andrà de besòs, Espanha
Material particulado	0,36	<0,5	<0,2	3,77
TOC	0,36	-	-	1,25
NO _x	164,14	80	28	123,28
SO _x	2,08	10	0,8	5,35
HF	0,02	0,1	<0,1	0,24
CO	1,9	15	33	27,56
Cd+TI	-	0,002	<0,02	0,0057
Metais pesados	-	0,01	<0,018	0,0292
Dioxinas/Furanos (ng/Nm ³)	-	<0,005	0,021	0,0028

2.6.1. Sistema de limpeza dos gases

Na combustão dos resíduos sólidos, o sistema de controle de poluição é um conjunto de equipamentos, tecnologia, operação e monitoramento de uma planta com o objetivo de minimizar as emissões atmosféricas aos níveis especificados pelas normas pertinentes e aceitáveis do ponto de vista ambiental (GRIPP, 1998).

Segundo Quina *et al.* (2011), os gases que deixam os incineradores possuem três tipos de componentes que devem ser removidos antes de serem liberados para atmosfera:

1. Cinzas volantes, as quais são compostas por partículas que são carregadas com os gases;
2. Gases ácidos e seus percussores como SO₂, NO_x, e HCl;
3. Dioxinas e furanos.

Nos anos 60 o tratamento dos gases utilizado na incineração consistia em resfriar os gases a uma temperatura inferior a 250-300°C por injeção de água e os gases passavam por ciclones para remoção das cinzas volantes. No final dos anos 70 e 80 os lavadores semi-seco e úmido foram desenvolvidos seguidos pelos sistemas de remoção de NO_x e dioxinas, baseados

principalmente no carvão ativado e sistemas de remoção de partículas com os filtros de manga (STANTEC, 2011).

Atualmente diferentes equipamentos são adotados pelas plantas de incineração de modo a garantir a redução de emissões de poluentes, sendo os mais típicos listados a seguir de acordo com EEA (2013).

1. Filtro de manga para controle do material particulado;
2. Precipitador eletrostático para controle do material particulado;
3. Lavador úmido para remoção dos gases ácidos;
4. Lavador semi-seco/sistema de spray absorvente para remoção dos gases ácidos;
5. Sistema de injeção a seco para remoção de gases ácidos;
6. Adsorção usando carvão ativado, coque ou lignina para remoção das dioxinas, furanos e mercúrio.

No lavador úmido o gás entra em contato com um líquido ou sorvente, que pode ser água ou algum tipo de pasta alcalina de calcário que reage com os gases ácidos para formar subprodutos neutralizados. Estes subprodutos geralmente necessitam de tratamento como desidratação e precipitação de metais, antes de serem retirados da instalação. Quando a água é utilizada como sorvente há necessidade de tratar o efluente líquido, que consiste em etapas de neutralização, precipitação, sedimentação e desidratação da lama.

Nos lavadores secos ou semi-secos partículas de sorvente alcalino, normalmente cal, são injetados no gás produzindo um subproduto sólido seco. Em alguns casos é adicionada umidade ao sorvente antes deste ser injetado (semi-seco) e se não há adição de água no sorvente (seco), um spray umidificador é colocado antes do lavador para umidificar o gás e ajudar na operação do lavador seco. Geralmente este tipo de lavador é simples e possui baixo custo de investimento e de manutenção e não há água residual no caso da utilização do lavador seco.

Para remoção de NO_x pode-se utilizar os equipamentos de Redução Seletiva Catalítica (SCR) ou Redução Seletiva não Catalítica (SNCR). Ambos convertem NO_x em N_2 e H_2O , através da injeção de amônia ou ureia, porém no processo SCR a reação entre a amônia e o NO_x ocorre na presença de um catalisador. O processo de SCR normalmente é uma das últimas etapas do tratamento dos gases, sendo necessário o reaquecimento do gás, uma vez que nesta etapa o gás já se encontra a baixas temperaturas, normalmente 140-150°C. O recomendado é que o

processo de SCR ocorra em uma temperatura próxima a 250°C. Alternativamente o processo SCR pode acontecer antes do tratamento do gás, na saída da caldeira, antes do economizador, onde a temperatura é aproximadamente 280°C. Já o processo SNCR opera a altas temperaturas (870-1.150°C), por isso a injeção de amônia/ureia ocorre logo depois da zona de combustão e seus componentes e instalação são mais simples do que de outros sistemas de controle de NO_x. A tecnologia SCR, apesar de ser mais cara, utiliza menos amônia devido à presença de catalisador e remove maior quantidade de NO_x quando comparada a SNCR.

Segundo Quina *et al.* (2011), existem várias unidades de operações baseadas no processo de separação primária que podem ser usadas para limpeza dos gases gerados na incineração. Na Tabela 14 está a taxa de redução de poluentes que se pode alcançar utilizando uma combinação de processos para eliminar seus respectivos poluentes.

Tabela 14– Processo de limpeza dos gases e suas reduções através da combinação de processos

Poluentes	Processos	Redução (%)
SO _x	Lavador úmido ou multiciclones	50-90
HCl	Lavador úmido ou semi secos	75-95
NO _x	Redução catalítica seletiva (SCR)	10-60
Metais pesados	Lavador seco + precipitador eletrostático	70-95
Cinzas volantes	Precipitador eletrostático + filtro de manga	95-99,9
Dioxinas e furanos	Carvão ativado + filtro de manga	50-99,9

Fonte: Quina *et al.*, 2011

De maneira geral pode-se dizer que a primeira etapa para limpeza dos gases é a remoção de NO_x logo após a zona de combustão, caso se opte por utilizar o sistema SNCR. Se a etapa seguinte for a remoção dos gases ácidos, são utilizados os lavadores secos ou semi-seco. Caso a escolha seja usar o lavador úmido este se encontra depois da remoção da poeira e material particulado do gás através do filtro de manga ou precipitador eletrostático. Depois dos lavadores, carvão ativado é injetado para eliminar mercúrio e dioxinas. A etapa final é a eliminação de partículas e metais pesados por meio do filtro de manga.

Nas Figuras 19 e 20 estão apresentados os esquemas do tratamento dos gases por meio do sistema seco e semi-seco. Como pode ser visto, estes sistemas incluem controle do NO_x através do sistema SNCR (injeção de NH₃), lavador a seco. No caso do esquema da Figura 19 há recirculação de água recuperada do sistema de tratamento do gás para umidificação do

adsorvente, carvão ativado para controle de dioxinas/furanos e mercúrio e filtro de manga para partículas e metais pesados.

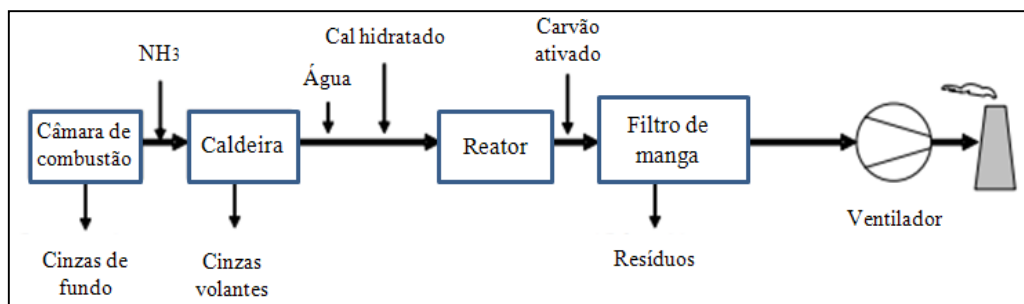


Figura 19– Esquema do sistema de limpeza de gases por meio de lavador seco

Fonte: Stantec, 2011

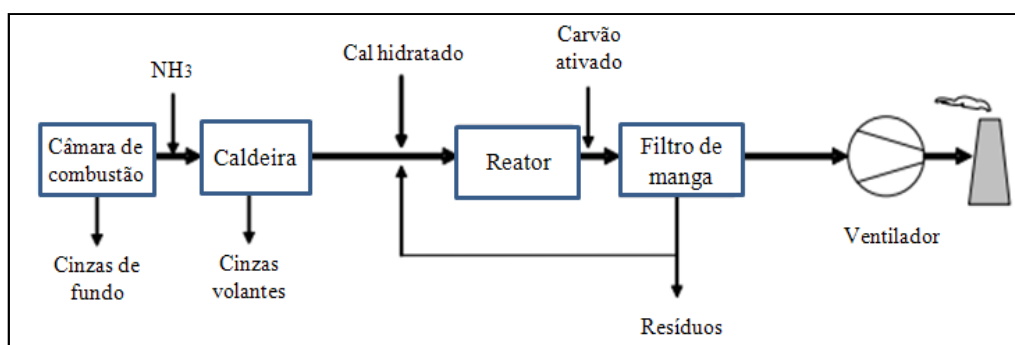


Figura 20 - Esquema do sistema de limpeza de gases por meio de lavador semi-seco

Fonte: Stantec, 2011

Na Figura 21 está representado um esquema de sistema de limpeza quando se utiliza lavador úmido. Antes do gás entrar no lavador, retira-se material particulado por meio do precipitador eletrostático. No “lavador ácido”, os compostos ácidos presentes no gás são lavados com água, removendo a maior parte de HCl. Nesta etapa é gerada água residual que será tratada para neutralizar os ácidos contidos nela e remover os metais pesados. Então o gás é encaminhado para o “lavador alcalino” no qual é lavado com hidróxido de sódio ou calcário em suspensão para remoção do SO₂ do gás, sendo a água usada neste processo também enviada para tratamento. Após o gás ser tratado nos lavadores é injetado carvão ativado. A água residual é neutralizada com CaCO₃ e NaOH, os metais pesados e outros sólidos são precipitados com a adição de CaCl₂, NaOH, FeCl₃ e TMT-15.

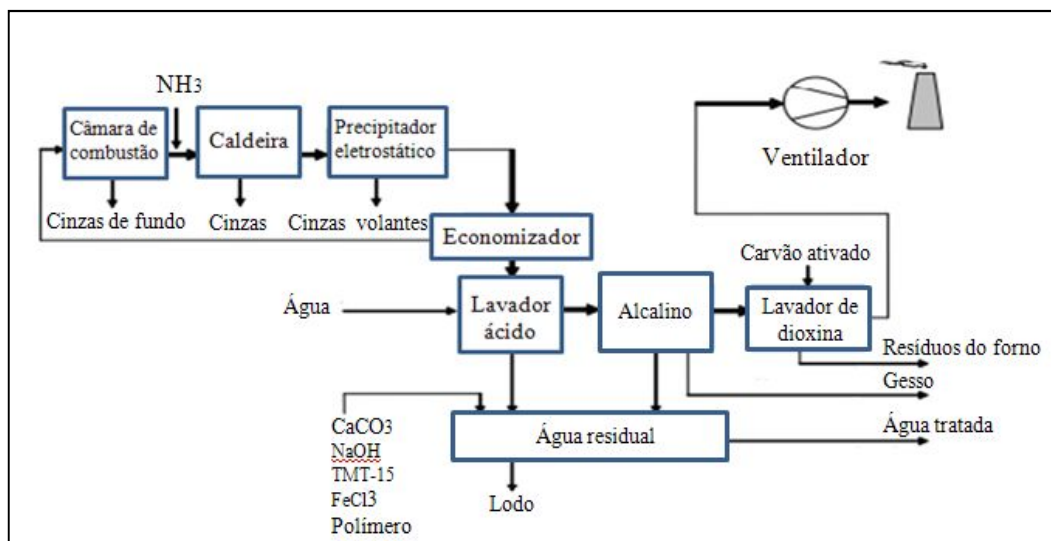


Figura 21 - Esquema do sistema de limpeza de gases por meio de lavador úmido

Fonte: Stantec, 2011

Além dos equipamentos a serem usados para limpeza dos gases, Gripp (1998) afirma que é possível minimizar a formação de dioxinas e furanos através de procedimentos que levem a combustão completa do combustível, como controle da quantidade de ar e sua distribuição, utilizar combustível auxiliar quando necessário para controlar a temperatura e controlar a taxa de alimentação do combustível.

Mesmo os incineradores com boa combustão apresentam potencial para a formação das dioxinas e furanos. De acordo com McKay (2002), a formação dessas substâncias está relacionada principalmente com as reações conhecidas como síntese “de novo”, que são reações entre moléculas de cloro e fontes de hidrocarbonetos não queimados presentes em partículas na presença de catalisadores. Esta síntese ocorre em temperaturas na faixa de 250-450°C, normalmente encontradas nas zonas de pós-combustão (LOPES, 2014).

Segundo McKay (2002), as condições necessárias para a formação das dioxinas são:

1. Combustão incompleta dos resíduos orgânicos que leva a formação de fragmentos orgânicos que podem atuar como precursores das moléculas de dioxina;
2. Os RSU são fontes de cloro e metais. Estes são incorporados às cinzas volantes que são carregadas até a zona de pós-combustão, onde as temperaturas são mais baixas. Estes conjuntos de fatores ocasionam uma série complexa de reações as quais são catalisadas pelos metais nas cinzas volantes ocasionando a formação das dioxinas juntamente com outros orgânicos clorados.

Portanto para a formação das dioxinas e furanos é necessária uma fonte de carbono, uma fonte de hidrogênio e cloro de origem nos compostos orgânicos e inorgânicos contidos no carbono sólido ou cinzas volantes. No caso da síntese “de novo” é necessária temperaturas baixas que favorecem a ocorrência de reações complexas na matriz das cinzas volantes na presença de compostos clorados, catalisadores e de uma fonte de carbono (LOPES, 2014).

De maneira geral, McKay (2002) afirma que são necessários quatro fatores para evitar a formação das dioxinas:

1. Temperatura de combustão: temperaturas a cima de 900°C destroem as dioxinas;
2. Tempo de residência: o tempo de residência é inversamente proporcional a temperatura. Altas temperaturas exigem menos tempo de residência dos gases para destruição das dioxinas;
3. Combustível: quanto mais homogêneo o combustível melhor é a mistura entre ar/combustível e melhor é a combustão;
4. Combustível suplementar: quando o combustível possui baixo poder calorífico a adição de um combustível auxiliar aumenta a temperatura e melhora a combustão.

Para a prevenção na formação das dioxinas e furanos, Gripp (1998) destaca também o rápido resfriamento dos gases de pós-combustão a temperaturas abaixo de 260°C, sem etapas intermediárias.

2.7. Recuperação energética dos RSU no mundo

Os RSU são um dos principais subprodutos da vida urbana. As cidades geram em torno de 1,3 bilhões de toneladas de resíduos sólidos por ano e estima-se que em 2025 essa quantidade passe a ser de 2,2 bilhões de toneladas de resíduos por ano. Isso representaria um aumento na geração per capita de resíduos de 1,2 para 1,42 kg/hab/dia (HOORNWEG *et al.*, 2012).

De acordo com Willumsen (2004), em 2003 existiam aproximadamente 950 plantas no mundo que utilizavam o biogás de aterro para geração de energia, sendo os Estados Unidos o país com maior número de plantas, seguido pela Inglaterra e Alemanha.

Atualmente, mais de 2.200 usinas WTE estão ativas no mundo. Elas possuem capacidade para tratarem 280 milhões de toneladas de resíduos por ano. Entre os anos de 2010 e 2014 mais de 250 plantas de tratamento térmico com capacidade de tratamento de 60 milhões de toneladas

de resíduos por ano foram construídas e estima-se que até 2024 cerca de 550 novas plantas sejam construídas (ECOPROG, 2015).

Em uma escala global, a Europa é líder no número de plantas, na recuperação energética e expertise em pelo menos três campos: incineração, digestão anaeróbia e recuperação de gás de aterro. Fora da Europa, o Japão pode ser apontado como referência na incineração e tecnologias alternativas como a gaseificação. Com o incentivo do governo em plantas WTE, a China tem implementado instalações de incineração (COOLSWEEP, 2012).

2.7.1. Geração de energia a partir de RSU na Europa

Embora mais resíduos são gerados nos países membros da União Europeia, a quantidade de resíduos destinados aos aterros sanitários diminuiu. Segundo Eurostat (2016), observa-se na Figura 22 que a geração por pessoa de resíduos em 2014 foi de 475 kg, ou seja, 10% a menos que o pico atingido de 527 kg por pessoa em 2002.

O total de resíduos sólidos nos aterros sanitários em 1995 era de 78 milhões de toneladas e essa quantidade passou a ser de 66 milhões de toneladas no ano de 2014. Essa redução do uso dos aterros sanitários tem relação com a criação da Diretiva 1999/31/CE (EUROPA, s.d. a) que obriga os países da União Europeia a reduzirem a quantidade de resíduos urbanos biodegradáveis dispostos nos aterros. A Diretiva estipulou metas progressivas de redução nos valores de 75%, 50% e 35% da disposição de matéria orgânica biodegradável nos aterros sanitários para os anos de 2006, 2009 e 2016 respectivamente com base na quantidade de resíduos gerados em 1995.

Em 2014 foram reciclados 28% dos resíduos, 28% foi para aterro sanitário, 27% dos resíduos foram incinerados e 16% seguiram para a compostagem. Juntos, a reciclagem e compostagem representavam 17% do tratamento escolhido para os resíduos e passaram a representar 44% em 2014. Esse aumento na reciclagem pode ser justificado pela Diretiva 2008/98/CE (EUROPA, s.d. b) que estabelece duas metas a serem atingidas até 2020 que são o crescimento de no mínimo 50% do reuso e reciclagem de resíduos domésticos e similares e 70% para resíduos de construção e demolição.

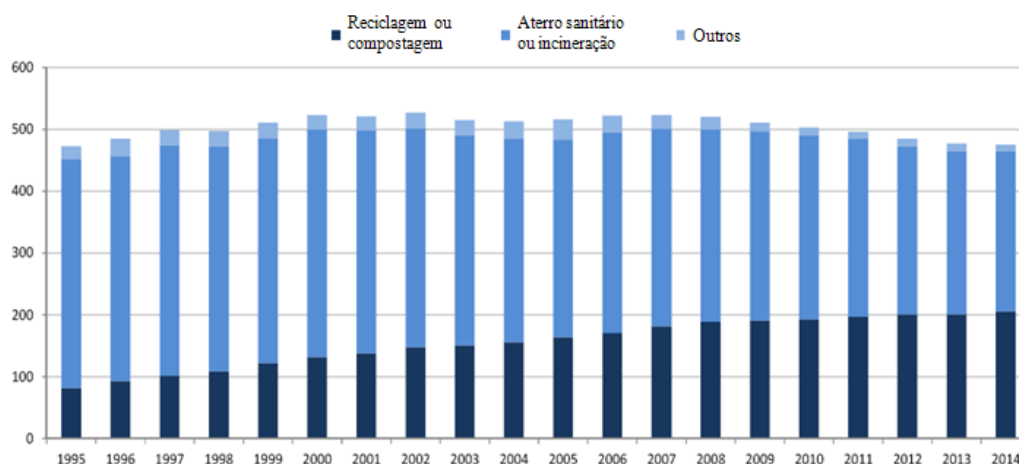


Figura 22– Geração e tratamento dos RSU por tecnologia, em kg per capita.

Fonte: Eurostat, 2016

Durante o ano de 2013 cerca de 82 milhões de toneladas de resíduos foram tratados nas 457 plantas WTE existentes na Europa. A partir da queima destes resíduos, foram geradas 33 TWh de eletricidade e 82 TWh de calor, quantidades suficientes para fornecer eletricidade para 15 milhões de habitantes e calor para 14 milhões e ao mesmo tempo é capaz de substituir combustíveis fósseis usados em plantas convencionais (BULC *et al.*, 2016).

Observa-se na Figura 23 que dentre os países representados a França é o que possui maior número de usinas WTE, enquanto que a Alemanha é o país que possui maior quantidade de resíduos tratados termicamente.



Figura 23 – Plantas WTE em operação na Europa e quantidade de resíduos tratados termicamente

Fonte: CEWEP, 2014

De acordo com a EurObserv'ER (2014), o uso de biogás está presente em vários países da União Europeia. A Alemanha, Itália, Áustria e a República Checa tem se desenvolvido no setor do biometano, enquanto o Reino Unido, França, Portugal, Espanha e Irlanda são os países que lideram a produção de biogás a partir de aterros sanitários e Suécia e Polônia se destacam na produção de biogás através de estações de tratamento de efluentes. Em 2013 a energia total gerada a partir do biogás foi de 13,4 Mtoe (155,8 TWh), sendo que desta energia, 2,89 Mtoe (33,6 TWh) foi gerada pelo biogás de aterro sanitário.

2.7.2. Geração de energia a partir de RSU nos Estados Unidos

Os Estados Unidos é um dos países com maior geração de resíduos sólidos urbanos. Em 2013 foram gerados cerca de 254 milhões de toneladas de lixo, dos quais 34,5% tiveram como destino final a reciclagem e a compostagem, 53,8% foram encaminhados aos aterros e 11,7% foram incinerados para recuperação energética.

Segundo Michels *et al.* (2016), os Estados Unidos possuem 77 plantas WTE espalhadas em 22 estados norte americanos.

Destas plantas, 60 empregam a tecnologia “mass burn”, a qual permite que os resíduos sólidos urbanos sofram combustão sem que haja qualquer pré-tratamento. Do restante, 13 plantas utilizam como combustível o CDR (combustível Derivado de Resíduo), processo que requer que o RSU seja pré-processado e por fim, 4 plantas utilizam a combustão modular, a qual é similar ao mass burn, mas menor e pré-fabricada.

Das 77 plantas existentes nos Estados Unidos, 59 produzem energia elétrica para as redes elétricas, 15 são plantas de cogeração e as 3 restantes produzem vapor sem geração de energia elétrica. No total, a capacidade diária dessas usinas para o tratamento dos resíduos chega a ser de 95 mil toneladas por dia, com capacidade de produção de 2.547 MW.

De acordo com o American Biogas Council, nos Estados Unidos existem mais de 2.100 locais que produzem biogás, onde desses locais, 247 são digestores anaeróbios localizados em fazendas, 1.241 são estações de tratamento de água residual que utilizam digestores anaeróbios e 648 plantas em funcionamento que produzem biogás a partir dos aterros sanitários.

Ainda de acordo com American Biogas Council, o potencial de geração de biogás nos Estados Unidos é enorme. O país conta com aproximadamente 11.000 locais de ótimo potencial para

produção de biogás. Estes locais incluem 8.241 fazendas de produção de leite e suínos, 2.440 estações de tratamento de águas residuais e 400 projetos de gás de aterro ainda não explorados.

2.7.3. Geração de energia a partir de RSU na Ásia

A população da Ásia cresce a uma taxa de 2,3% por ano. Segundo Poon (2000) estima que são gerados nas áreas urbanas de 450.000 a 760.000 toneladas de resíduos por dia, podendo alcançar em 2025 cerca de 1,8 milhões de toneladas por dia.

Empresas asiáticas estão ativas no desenvolvimento da recuperação energética dos resíduos através de sistemas como captura de gás de aterro, plantas de incineração e unidades de extração de biogás (CHIN, 2011).

Na China, a quantidade de RSU que são incinerados cresceu de 3,7 milhões de toneladas em 2003 para 46,3 milhões de toneladas em 2013 e o número de plantas WTE passou de 47 para 166, segundo a National Bureau of Statistics of China (2014).

A previsão era de que até o final de 2015 mais de 300 plantas WTE estariam em operação ou em construção. Atualmente a Beijing Chaoyang Green Power Station é a maior planta WTE na China. Nela são incinerados 1.300 toneladas de resíduos por dia e anualmente gera 136 milhões de kWh (Rosencranz et al., 2015). Em 2016 foi anunciado que será construída a maior planta WTE do mundo na cidade de Shenzhen, China. Esta planta deverá entrar em operação no ano de 2020 e será capaz de queimar 5.000 toneladas de resíduos por dia. O teto da usina terá 66 mil m² e mais da metade de sua extensão será coberta por painéis fotovoltaicos para gerar energia para manter o funcionamento da usina.

Dos países asiáticos, o Japão tem sido o país líder no desenvolvimento e implementação de novas tecnologias para o tratamento térmico dos RSU. O país gera cerca de 65 milhões de toneladas de RSU, onde 40 milhões de toneladas são tratadas termicamente por ano e o restante é reciclado. Desses 40 milhões de toneladas por ano, 20 são usados para geração de energia em plantas WTE que tratam em torno de 200 toneladas de resíduos por dia (YOSHIKAWA, 2015). Na Tabela 15 é apresentada o número de plantas WTE por tecnologia e quantidade de resíduos tratados diariamente por elas.

Tabela 15– Visão geral das tecnologias WTE utilizadas no Japão

Tipo de tecnologia WTE	Número de plantas	RSU tratados no total (toneladas/dia)
Grelha de ação reversa Martin*	66	71.500
Grelha Volund JFE (grelha mecânica) *	54	10.100
Grelha horizontal Martin*	14	7.454
Redução Direta Nippon Steel	28	6.200
Hyper Grate JFE (grelha mecânica) *	17	4.700
Forno rotativo	15	2.500
Thermoselect JFE gaseificação	7	1.980
Todos os outros sistemas de leito fluidizado	15	1.800
Leito fluidizado Ebara	8	1.700
Redução Direta JFE- (forno vertical)	14	1.700
Leito fluidizado Hitachi Zosen	8	1.380
Leito fluidizado JFE (lodo e RSU)	9	1.300
Todos os outros sistemas de redução direta	9	900
Fisia Babcock (2 do tipo grelha direta, 1 do tipo grelha rolante) *	3	710
Grelha resfriada a ar Babcock & Wilcox-*	43	690
* Plantas que utilizam grelhas para combustão		

Fonte: Themelis, 2011

De um modo geral, na Ásia os aterros sanitários ainda são os principais destinos dos RSU. Na Figura 24 está representada as metas previstas a serem atingidas em relação à potência elétrica na Ásia e Pacífico no ano de 2012, sendo para isto considerada a produção de metano dentro e fora dos aterros.

De acordo com a Figura 24, a China e a Coreia do Sul são os dois países que mais produzem energia através do metano gerado nos aterros. As potências produzidas nesses dois países são respectivamente da ordem de 383 MW e 95 MW. Na sequência está Índia, Filipinas e a Indonésia cujas potências são respectivamente 58 MW, 22 MW e 17 MW. Os outros países apresentaram valores entre 7 e 10 MW (COSTA, 2011). Em 2014, 2,58 TWh foram produzidos anualmente em 82 plantas de biogás na Coreia do Sul, onde 52% dessa energia foi gerada pelos aterro sanitários (REN, 2015).

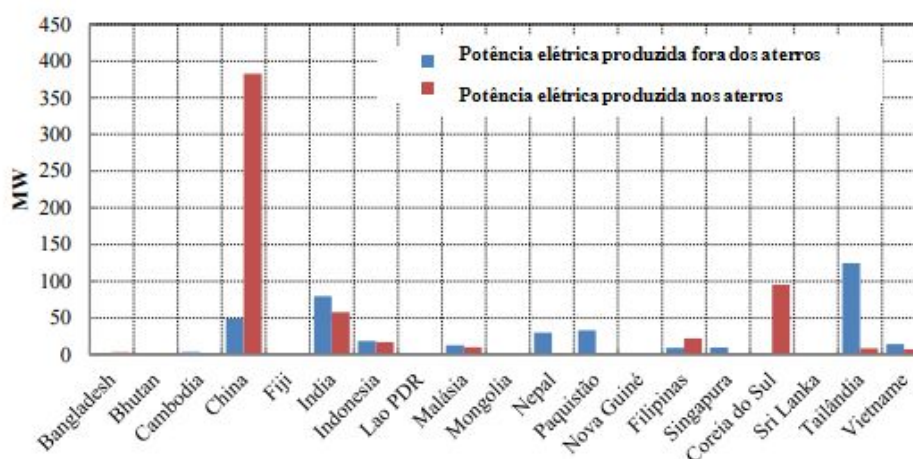


Figura 24– Potência instalada a ser atingida através do metano produzido em aterros e fora deles

Fonte: Costa, 2011

2.8. Recuperação energética dos RSU no Brasil

A tecnologia de recuperação energética a partir dos RSU se apresenta como uma alternativa sustentável para o problema mundial do lixo. Da mesma forma, se torna cada vez mais atrativo e mais comum a geração de energia através do biogás de aterro, uma vez que os aterros sanitários ainda são o principal destino de disposição dos RSU, principalmente em países em desenvolvimento.

A seguir são apresentados alguns projetos que utilizam os RSU como fonte de geração de energia elétrica no Brasil

- A USINAVERDE é a pioneira no Brasil no desenvolvimento de tecnologia para implantação de Usinas de Recuperação Energética através da queima de resíduos sólidos urbanos e industriais. Implantada em 2004 no Campus da Universidade Federal do Rio de Janeiro da Ilha do Fundão, possui capacidade para tratar 30 toneladas diárias de resíduos permitindo que sejam produzidos 440 kWh de energia elétrica. O Centro Tecnológico da USINAVERDE e os projetos comerciais da empresa foram concebidos com aproximadamente 95% de equipamentos que foram desenvolvidos e fabricados no Brasil.
- Em 2017 deve ser inaugurada a primeira unidade de tratamento térmico de resíduos do Brasil, no município de Barueri, São Paulo, projetada pela Keppel Seghers. A Usina de Recuperação Energética terá capacidade para tratar 825 toneladas diárias de resíduos sólidos urbanos evitando a emissão de 900.000 toneladas de CO₂ na

atmosfera e irá gerar 17 MW de energia elétrica. Essa quantidade de energia é o suficiente para abastecer 240 mil residências (UREBARUERI, 2015).

Verifica-se na Tabela 16, as usinas termelétricas movidas à biomassa representam cerca de 8,9% da capacidade instalada na matriz energética brasileira, onde o biogás recuperado dos aterros sanitários contribui com 114.680 kW distribuídos por 15 usinas.

Tabela 16– Termelétricas movidas à biomassa por fonte

Fonte		Capacidade Instalada		
Fonte Nível 1	Fonte Nível 2	Nº de Usinas	KW	%
Agroindustriais	Bagaço de Cana de Açúcar	398	10.897.104	6,8495
	Biogás-AGR	3	1.822	0,0011
	Capim Elefante	3	65.700	0,0412
	Casca de Arroz	12	45.333	0,0284
Biocombustíveis líquidos	Etanol	1	320	0,0002
	Óleos Vegetais	2	4.350	0,0027
Floresta	Carvão Vegetal	8	54.097	0,0340
	Gás de Alto Forno	11	332.265	0,2088
	Lenha	2	14.650	0,0092
	Licor Negro	17	2.261.136	1,4212
	Resíduos Florestais	50	386.525	0,2429
Resíduos Animais	Biogás-RA	11	2.099	0,0013
Resíduos Sólidos Urbanos	Biogás-RU	15	114.680	0,0720

Fonte: ANEEL, 2016

Capítulo 3

3. Metodologia

Para o desenvolvimento deste trabalho, foram considerados dois cenários hipotéticos. O primeiro deles visa a geração de energia elétrica através do biogás gerado nos aterros sanitários, enquanto que o segundo aborda a geração de eletricidade através da combustão direta dos resíduos em usinas WTE.

Para ambos cenários foi necessário quantificar a geração anual de RSU pelo período de 20 anos, tempo estabelecido de operação dos dois projetos. A metodologia aplicada baseou-se na projeção populacional da cidade de Juiz de Fora e em seguida foi realizado o cálculo para estimar a geração de RSU coletados e enviados para o aterro e para a usina. A partir desses dados, para o cenário de geração de energia através do biogás de aterro foi estimado a vazão de metano gerado pela decomposição dos resíduos através do software de modelagem matemática LandGEM[®]. Uma vez que se dispõe da quantidade de metano que o aterro produzirá em 20 anos, foi feito um planejamento energético do aterro através do método escalonado para motorização. Para a usina WTE, com base nas informações técnicas obtidas na revisão bibliográfica, na determinação da quantidade de RSU que será incinerado e sua composição química, foi possível modelar e simular através do software GateCycle[™] uma usina WTE que opera em um ciclo Rankine.

A partir dos dados obtidos anteriormente foram realizadas as análises de viabilidade econômica para as duas rotas tecnológicas através das ferramentas de análise de investimento conhecidas por VPL, TIR, Payback descontado, custo nivelado de energia (LCOE) e posterior análise de sustentabilidade e sensibilidade.

A Figura 25 é o esquema das etapas realizadas neste trabalho.

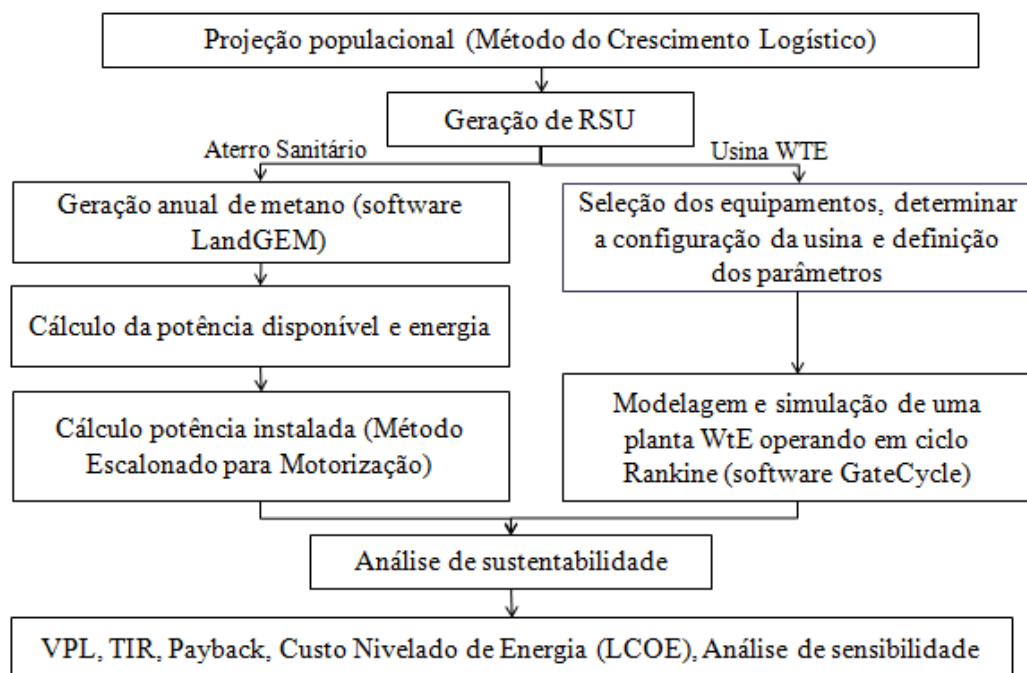


Figura 25 – Etapas da metodologia

3.1. Materiais e métodos para projeto do aterro sanitário

Barros *et al.* (2014) avaliou o potencial de geração de energia através do gás de aterro para cinco tamanhos de população seguida de uma análise econômica na qual não se apresentou viável a exploração do biogás de aterro em cidades que possuem população inferior a 200 mil habitantes. Em vista dessa informação, para se estimar a geração de RSU e posteriormente determinar a vazão de metano gerada no aterro, foram utilizados como exemplo os dados de uma cidade, segundo o IBGE, de grande porte, que apresenta uma população de mais de 500 mil habitantes.

- **Projeção populacional**

A projeção populacional é um dos parâmetros mais importantes a se determinar, pois é a partir dela que se estima a geração de resíduos de uma determinada região. De acordo com Shan (2010), quanto mais precisas forem as projeções do tipo de resíduos e da quantidade a ser gerada, maior será a eficácia no planejamento e na gestão dos mesmos, tornando menos incertas as tomadas de decisões.

Neste trabalho a projeção populacional foi estimada para um período de 20 anos por meio do método de crescimento logístico.

A partir de três pontos da série histórica de dados da população, fornecidas pelo Instituto de Geografia e Estatística (IBGE). O método pode ser representado pelas seguintes equações de 1 a 4:

$$K_s = \frac{2 \cdot P_0 \cdot P_1 \cdot P_2 - P_1^2 \cdot (P_0 + P_2)}{P_0 \cdot P_2 - P_1^2} \quad (1)$$

$$a_1 = \frac{1}{t_2 - t_1} \cdot \ln \frac{P_0 \cdot (K_s - P_1)}{P_1 \cdot (K_s - P_0)} \quad (2)$$

$$c = \frac{K_s - P_0}{P_0} \quad (3)$$

$$P_t = \frac{K_s}{1 + c \cdot e^{a_1 \cdot (t - t_0)}} \quad (4)$$

Onde: K_s é o coeficiente de capacidade de saturação; P_0 , P_1 , P_2 e P_t são respectivamente a população no tempo t_0 , população no tempo t_1 , população no tempo t_2 e população estimada para cada ano.

- **Geração de resíduos sólidos urbanos**

A partir da projeção populacional é possível estimar a geração de resíduos sólidos urbanos pelo período de 20 anos, desde a data de sua abertura em 2016 até 2036, ano em que o aterro sanitário receberá os resíduos pela última vez.

O cálculo da geração dos resíduos foi feito a partir do índice de geração per capita de massa coletada no ano de 2010 para a cidade de Juiz de Fora, cujo valor foi de 0,92 kg/hab.dia (ABRELPE, 2010). A quantidade de resíduos gerados é a multiplicação entre a população de cada ano e o índice de geração per capita acrescido de 1% (BARROS, 2012).

- **Estimativa de geração de biogás**

O LandGEM[®], (Landfill Gas Emissions Model-Modelo de Emissão de Gases de Aterro Sanitário), software da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2005), é uma ferramenta de estimativa com interface do Microsoft Excel que pode ser usado para estimar as taxas de emissões de gás total do aterro, metano, dióxido de carbono, compostos orgânicos não metano e os poluentes atmosféricos individuais de aterros sanitários de resíduos sólidos.

Como pode ser visto na equação 5, o LandGEM[®], utiliza uma equação de primeira ordem para estimar a taxa de emissões pela decomposição anual em relação a um período de tempo especificado pelo usuário.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0,1}^1 KL_0 \left(\frac{M_t}{10} \right) e^{-kt_{i,j}} \quad (5)$$

Onde: Q_{CH_4} é a geração anual de metano para o ano calculado (m^3 /ano); i é o incremento de tempo de 1 ano; n é o ano do cálculo (ano inicial de abertura do aterro); j o incremento do tempo de 0,1 ano; k é a capacidade potencial de geração de metano (ano^{-1}); L_0 é a capacidade potencial de geração de metano (m^3 /Mg); M_t é a massa de resíduos aceita no t -ésimo ano (Mg) e $t_{i,j}$ é idade da j -ésima seção de massa de resíduo M_t , aceita no t -ésimo ano (anos em número decimal, por exemplo 3,2 anos).

Na Tabela 17 são apresentados alguns dados de entrada necessários no software.

Tabela 17 – Parâmetros utilizados no software LandGEM®

Parâmetros	Valor	Fonte
Taxa de geração de metano (k) (ano ⁻¹)	0,5	USEPA (2005)
Capacidade potencial de geração de metano (L ₀) (m ³ /Mg)	170	
Porcentagem de metano (%)	50	

- **Potencial de geração de energia a partir do metano produzido no aterro sanitário**

A potência máxima que o metano do aterro pode fornecer pode ser calculada de acordo com a equação 6 fornecida pela CETESB (2006):

$$P_{disp} = \frac{Q_{metano} \cdot PCI \cdot E_c \cdot \eta}{31.536.000} \quad (6)$$

Onde: P_{disp} representa a Potência disponível (kW); Q_{metano} é a vazão de metano em cada ano (m³ CH₄/ano); PCI é o poder calorífico do metano; 31.536.000 é o número de segundo em um ano (s/ano); E_c é a eficiência de coleta dos gases e η é a eficiência do motor de combustão interna.

Na Tabela 18 estão os parâmetros adotados para o cálculo da potência disponível.

Tabela 18 – Parâmetros utilizados para o cálculo da potência disponível

Parâmetros	Valor	Fonte
PCI do metano (kJ/m ³)	35,53. 10 ³	CETESB (2006)
Eficiência de coleta dos gases (%)	75	CETESB (2006)
Eficiência do motor de combustão (%)	33	BARROS (2013)

A conversão de metano em energia para cada ano é calculada de acordo com a equação 7:

$$E = P_{disp} \cdot t \quad (7)$$

Onde: E é a potência elétrica útil (kW); P_{disp} é a potência disponível (kW) e t é o número de horas de operação anual. Valor adotado 8.000 horas.

- **Método escalonado para motorização**

Em um projeto de aproveitamento do biogás de aterro para geração de energia, uma das etapas mais importantes é a determinação da potência do aterro sanitário.

O método escalonado permite determinar a potência do grupo gerador a ser instalado no aterro de modo a aproveitar o máximo de energia disponível gerado no aterro sanitário. Na Figura 26 observa-se que a partir da curva de geração de biogás (curva em vermelho) pode-se obter a potência que corresponde a máxima energia disponível no aterro sanitário (SANTOS, 2015).

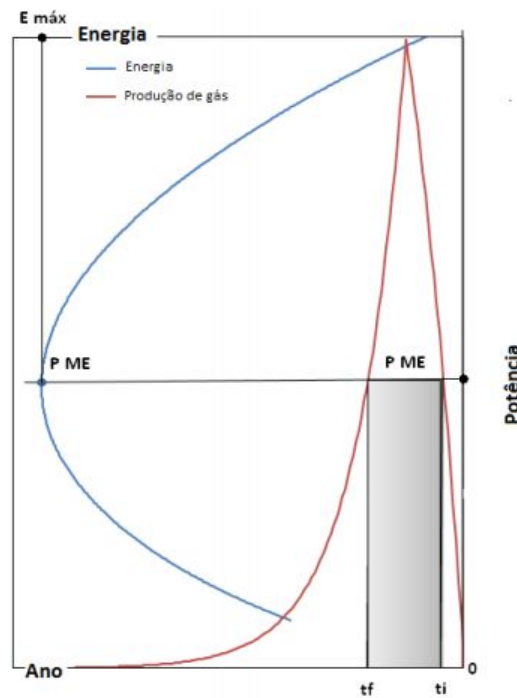


Figura 26– Potência correspondente à máxima energia

Fonte: Santos, 2015

Para a determinação da potência que corresponde ao primeiro grupo gerador utiliza-se a equação 7, onde o t é a diferença dos tempos para uma mesma potência e representa o tempo de disponibilidade da vazão de gás que supre o gerador.

Na Figura 27 está a representação das potências disponíveis pelo tempo de disponibilidade de vazão de biogás.

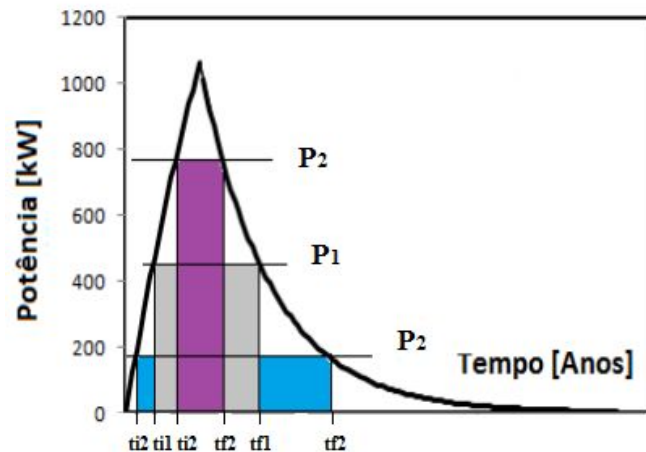


Figura 27– Relação entre a potência máxima pelo tempo de disponibilidade

Fonte: Santos, 2015

A partir da Figura 27 pode-se deduzir as equações 8 e 9 para o cálculo do incremento energético (E1) no caso da implantação de mais um grupo gerador.

$$Se P_2 < P_1 = \begin{cases} \Delta E1 = P_2 \cdot (t_{i1} - t_{i2}) + P_2 \cdot (t_{f1} - t_{f2}) \\ \Delta E1 = P_2 \cdot (t_{i1} - t_{f1}) + P_2 \cdot (t_{f2} - t_{i2}) \\ \Delta E1 = P_2 \cdot (\Delta t_2 - \Delta t_1) \end{cases} \quad (8)$$

$$Se P_2 > P_1 = \{ E1 = (P_2 - P_1) \cdot (t_2) \} \quad (9)$$

$$P_2 = E1_{\text{máximo}} \quad (10)$$

Onde: P_1 representa a potência para o primeiro grupo gerador; P_2 são todas as potências maiores e menores que a P_1 ; t_{i1} e t_{i2} correspondem ao período inicial correspondente á potência 1 e 2 respectivamente e t_{f1} e t_{f2} correspondem ao período final correspondente á potência 1 e 2 respectivamente.

3.2. Materiais e métodos para usina de recuperação energética

- **Característica do combustível**

Um projeto de incineração com recuperação energética depende diretamente do poder calorífico do material a ser incinerado, portanto é importante se conheça a composição dos resíduos, bem como seu teor de umidade.

Segundo Lora *et al.* (2012), para a combustão utiliza-se a composição do combustível em base úmida. A partir da composição gravimétrica e da composição química elementar e imediata do RSU em estudo, aplica-se a equação 11 para a conversão do combustível em base seca para base úmida:

$$BU = BS \cdot \frac{100 - H_2O}{100} \quad (11)$$

Onde: BU é a porcentagem dos elementos químicos em base úmida; BS a porcentagem dos elementos químicos em base seca e H₂O a porcentagem de umidade contida no combustível.

A Tabela 19 é a composição química elementar dos RSU utilizada neste trabalho que foi baseada na Tabela 4, enquanto que a composição gravimétrica utilizada foi a do lixo brasileiro (Tabela 20) bem como seu teor de umidade, que segundo a EPE (2008), se encontra em torno de 60%.

Tabela 19– Composição química elementar dos RSU em base seca

Componentes	%C	%H	%O	%S	%N	%Cinza	%H ₂ O	%Voláteis
Metal	4,50	0,60	4,30	0,00	0,10	90,50	3,00	0,00
Plástico	60,00	7,20	22,80	0,00	0,00	10,00	2,00	95,80
Papel/Papelão	43,75	5,95	44,30	0,20	0,30	5,50	11,00	75,90
Vidro	0,50	0,10	0,40	0,00	0,10	98,90	2,00	0,00
Matéria Orgânica	48,00	6,40	37,60	0,40	2,60	5,00	70,00	21,40
Outros	49,50	6,00	42,70	0,10	0,20	1,50	20,00	68,10

Fonte: Tchobanoglous *et al.*, 1993

Tabela 20 – Composição gravimétrica dos RSU no Brasil

Resíduos	Participação (%)
Metal	2,9
Plástico	13,5
Papel/Papelão	13,1
Vidro	2,4
Matéria orgânica	51,4
Outros	16,7

Fonte: IPEA, 2012

Três propriedades dos resíduos são importantes para a combustão: o PCI, a umidade e as cinzas. Dentre elas, a variável mais importante que qualifica o RSU como combustível é o PCI, que também é parâmetro para determinar se a combustão pode ser autossustentável, ou seja, que não há necessidade do uso de um combustível auxiliar.

- **Software GateCycle™**

O software GateCycle™ foi desenvolvido pela empresa Enter Software Inc. da GE é usado para design e avaliação de desempenho de sistemas de centrais térmicas em pontos de projeto e off-design.

O software combina uma interface de usuário intuitiva e gráfica com modelos analíticos detalhados para processos termodinâmicos, de transferência de calor e de fluido mecânico dentro das usinas. É capaz de prever com precisão o desempenho de plantas de ciclo combinado, plantas de ciclo simples, caldeiras fósseis, sistemas de cogeração, centrais combinadas de calor e energia e muitos outros sistemas de energia. Quando o modelo é executado, um algoritmo sequencial define os balanços de massa e de energia, tanto para o sistema global como para os componentes individualmente e gera relatórios detalhados para cada um automaticamente.

- **Materiais e método GateCycle™**

A planta modelada é composta por duas câmaras de combustão, por uma caldeira de recuperação e seus equipamentos auxiliares e pela turbina a vapor.

As câmaras são responsáveis pela queima do combustível, enquanto a caldeira de recuperação, composta pelos trocadores de calor: superaquecedores, evaporadores e economizadores e composta também pelos equipamentos auxiliares: bombas, desaerador, etc. são os responsáveis pela produção de vapor, o qual será utilizado na turbina a vapor para geração de eletricidade.

A seguir são descritos os equipamentos utilizados na simulação:

1. **Fóssil Boiler (FB1):** equipamento (Figura 28) que pode ser usado para projetar e analisar o desempenho das fornalhas de caldeiras convencionais e radiantes de combustíveis fósseis. O equipamento estabelece como combustíveis o carvão, óleo e gás, podendo usá-los separadamente ou como uma mistura. O ar de combustão é dividido em ar primário e secundário. O ar primário entra na fornalha completamente misturado com o combustível na saída do queimador, enquanto o ar secundário entra na fornalha por uma entrada diferente, se misturando à chama mais adiante. Este equipamento foi utilizado por possibilitar a queima de combustíveis sólidos.

Para o uso do RSU como combustível foi necessário especificar a composição química e elementar em base úmida do RSU calculado a partir das informações do item 3.2 - *características do combustível*. Neste equipamento é preciso especificar a energia total de entrada no equipamento através do fluxo mássico de combustível ou diretamente pelo PCI ou PCS. Para este trabalho, devido á variação anual de RSU, o dado de entrada utilizado foi o fluxo mássico de resíduos em kg/s.

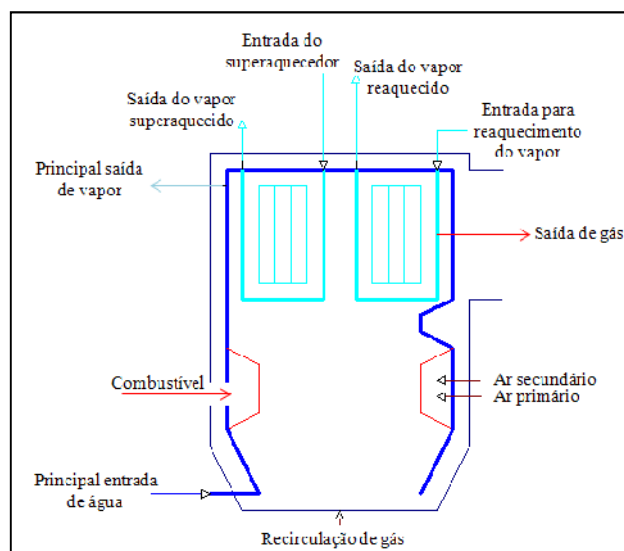


Figura 28 – Representação do fossil boiler

O software considera como perdas neste equipamento as perdas por radiação que é a perda de calor através das paredes da câmara de combustão e as perdas devido ao carbono não queimado formando monóxido de carbono, quando a combustão é parcial.

O principal problema na queima dos RSU é a emissão de gases nocivos á saúde, principalmente em se tratando das dioxinas e furanos. No trabalho experimental de Lopes *et al.* (2014) foi avaliado as emissões de dioxina e furano ao tratarem os RSU combinando a gaseificação e combustão.

Em uma primeira etapa os RSU são gaseificados em um gaseificador horizontal de grelha móvel, em um ambiente subestequiométrico, com gradiente de temperatura de 630 a 680°C distribuídos uniformemente. O gás de síntese formado na primeira etapa passa então para uma câmara de combustão onde é queimado a temperaturas entre 950 e 1.050 °C.

O resultado do experimento mostrou que os gases emitidos após a combustão, sem tratamento, foi $0,28 \text{ ng N}^{-1}\text{m}^{-3}$, abaixo do limite máximo, de $0,5 \text{ ng N}^{-1}\text{m}^{-3}$, exigido pela legislação brasileira. Os autores justificam que a baixa emissão de dioxinas e

furanos deve-se ao fato de que há maior controle individual nos processos da gaseificação e da combustão, por ocorrerem em diferentes câmaras. A queima do gás combustível, gás de síntese, nas temperaturas entre 950 e 1.050 °C combinado com alta turbulência e ambiente oxidante faz com que a combustão seja estável e completa. Desta maneira evita-se a formação de precursores clorados e materiais carbonizados, diminuindo então a possibilidade da síntese “De novo” para formação das dioxinas e furanos no resfriamento dos gases na zona de pós-combustão.

Com o objetivo de minimizar a formação e emissão de poluentes, como dioxinas e furanos, através de uma combustão mais controlada foi considerado neste trabalho a queima dos RSU em duas câmaras, de forma que na primeira câmara a combustão ocorre em ambiente subestequiométrico e na segunda câmara a queima ocorre em ambiente oxidante.

- 2. Duct Burner (DB1):** equipamento (Figura 29) responsável pela queima do combustível e por elevar a temperatura do gás de exaustão de modo a aumentar a geração de vapor nos trocadores de calor. Este equipamento representa a segunda câmara de combustão e ele foi utilizado por possibilitar que a combustão ocorra em um ambiente com excesso de ar, onde a combustão seja completa, ou seja, sem formação de CO. O método utilizado neste equipamento foi fixar a temperatura de saída dos gases de exaustão.

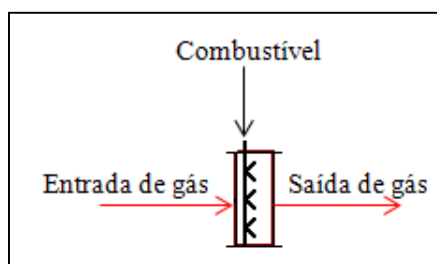


Figura 29 – Representação do duct burner

- 3. Superaquecedor (SPHT1):** trocador de calor que extrai energia do gás quente e transfere para o vapor de água que passa a ser vapor superaquecido acima da temperatura de saturação (Figura 30). Devido às restrições na temperatura do vapor superaquecido, o método utilizado neste equipamento foi de especificar a temperatura do vapor superaquecido.

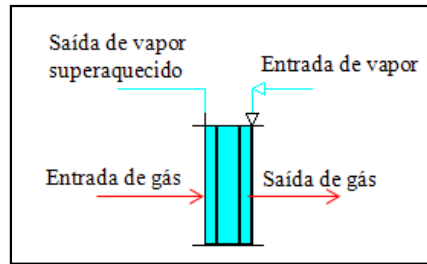


Figura 30 – Representação do superaquecedor

4. **Evaporador (EVAP2):** equipamento (Figura 31) que extrai energia do gás e transfere para a água que passa de líquido saturado para vapor saturado. Os principais parâmetros de operação são a pressão e a eficiência da troca de calor.

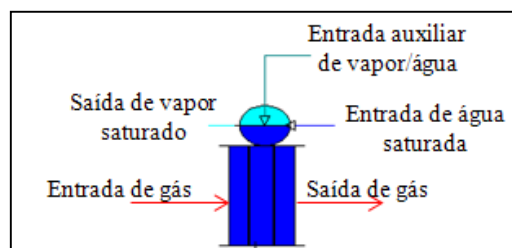


Figura 31 – Representação do evaporador

5. **Economizador (ECON1):** trocador de calor (Figura 32) cuja função é aquecer a água de alimentação da caldeira através da absorção de calor dos gases quentes nas tubulações. Neste equipamento a água não sofre mudança de fase. O método utilizado foi especificar as temperaturas de saída da água e do gás.

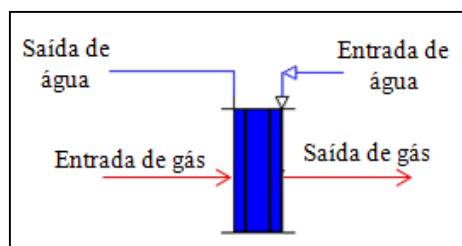


Figura 32 – Representação do economizador

6. **Trocador de calor (HX1):** representa um trocador de calor geral em que a troca de calor pode ser feita entre fluxos de gás/gás, gás/água, água/gás. Os parâmetros necessários para serem especificados foram temperatura de saída do fluxo de água ou gás quente e a eficiência do equipamento.

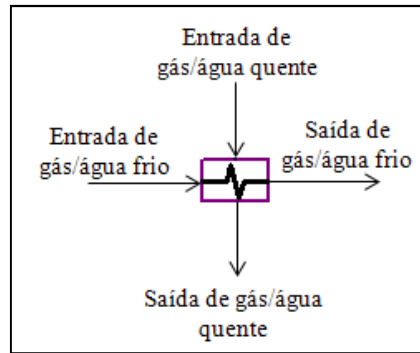


Figura 33 – Representação do trocador de calor

- 7. Turbina a vapor (ST):** máquina térmica que através da expansão do vapor superaquecido transforma a energia mecânica de eixo em energia elétrica quando acoplada a um gerador. O método utilizado foi definir a eficiência isentrópica e a pressão e vazão mássica da extração.

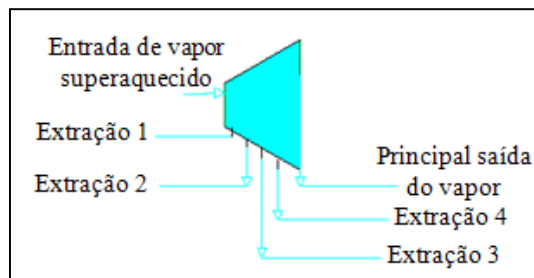


Figura 34 – Representação da turbina

- 8. Condensador (CND):** responsável por resfriar o vapor, ou mistura de vapor e água até a condição de líquido saturado mantendo a pressão do vapor de entrada a mesma do líquido na saída. O método utilizado neste equipamento foi de especificar a pressão de trabalho.

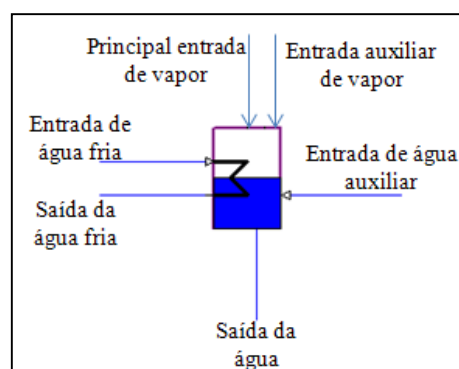


Figura 35 – Representação do condensador

- 9. Bombas (PUMP):** são usadas para aumentar a pressão do fluxo de água líquida. O método utilizado foi especificar a eficiência isentrópica e a pressão de saída.



Figura 36 – Representação da bomba

10. Desaerador (DA): o calor do fluxo de vapor que entra no equipamento é usado para desaerar a água de alimentação da caldeira. Para isso, a água de alimentação da caldeira é levada até na condição de saturação. O método utilizado permite que o equipamento ajuste o fluxo de entrada de vapor para que o balanço de energia seja completo.

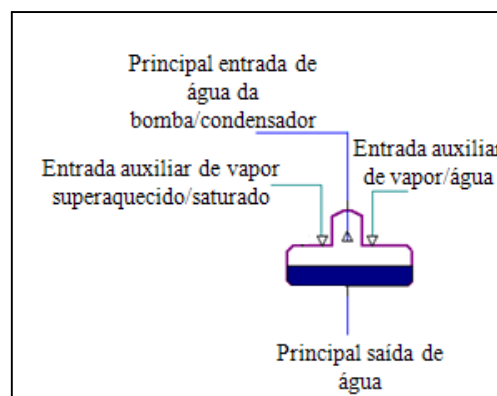


Figura 37 – Representação do desaerador

11. Makeup (MU1): equipamento responsável por adicionar água ou vapor ao ciclo para completar o balanço de massa.

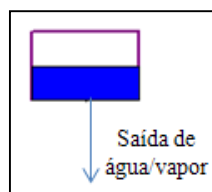


Figura 38 – Representação do makeup

12. Splitter (SP): responsável por controlar o fluxo de massa de gás, água ou vapor do ciclo sem haver alteração nas propriedades termodinâmicas do fluxo (Figura 39).

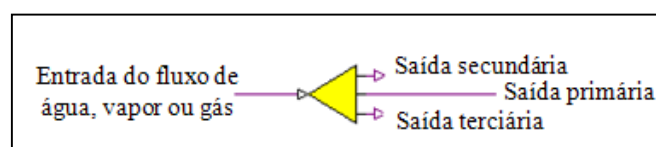


Figura 39 – Representação do splitter

13. Mixer (M1): responsável por misturar até três fluxos de água, gás ou vapor. Não exige nenhum dado de entrada, mas existe a opção de se controlar o fluxo mássico e da pressão (Figura 40).

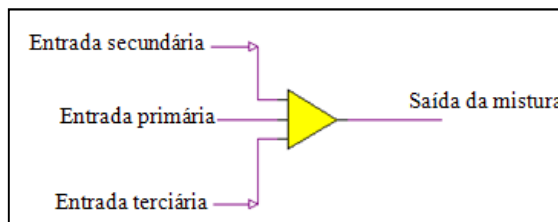


Figura 40 – Representação do mixer

3.3. Análise de sustentabilidade

A análise de sustentabilidade analisa os pontos fortes e fracos de cada tecnologia sob o ponto de vista econômico, ambiental e social. O objetivo desta análise é comparar as duas tecnologias e identificar qual delas é a mais sustentável.

As tecnologias para gerar energia elétrica através da incineração dos RSU e através do biogás dos aterros sanitários foram avaliadas a partir de indicadores de sustentabilidade. Esses indicadores são ferramentas desenvolvidas para obtenção de informações referentes a uma dada realidade, tendo como característica principal a capacidade de sintetizar um conjunto de informações (BENETTI, 2006). Para Santos et al. (2014) os indicadores representam um conjunto de dados, informações e conhecimento acerca de um determinado fenômeno urbano/ambiental que seja capaz de expressar e comunicar de maneira simples e objetiva as características e o significado desse fenômeno.

Os indicadores utilizados foram a emissão de gás efeito estufa durante ciclo de vida de cada tecnologia, uso de transporte, utilização da terra, emissão de dioxinas e impacto social. Os indicadores foram escolhidos por serem os tópicos mais discutidos na literatura.

Para esta análise foram criados indicadores de sustentabilidade que foram avaliados e receberam pesos nos valores de 1 e 2, sendo o valor 1 correspondente a menor impacto e 2 ao maior impacto.

3.4. Análise financeira

As ferramentas matemáticas de análise econômica servem para auxiliar o investidor na tomada de decisão de um projeto ser economicamente atrativo ou não. Para este trabalho será

utilizado o Payback Descontado, VPL e TIR, que segundo Souza (2007), os dois últimos métodos são os mais utilizados pelas empresas para análise de investimento.

Para o presente trabalho a análise financeira considera que os fluxos de caixa são do tipo operacional, ou seja, não levam em conta o financiamento do projeto por capital de terceiros.

- **Valor Presente Líquido**

Em um projeto o Valor Presente Líquido (VPL) é o valor presente de suas entradas futuras de caixa menos o valor presente do investimento inicial e das saídas futuras de caixa. A Taxa Mínima de Atratividade (TMA) é utilizada como taxa de desconto no cálculo do valor presente das entradas e saídas de caixa. A seguir são descritas as possibilidades para o VPL:

VPL > 0: significa que o valor presente das entradas de caixa é maior que o presente das saídas de caixa, portanto o investimento do projeto é economicamente viável.

VPL = 0: significa que o investimento é economicamente atrativo, pois o retorno esperado do projeto é iguala à TMA exigida pelos investidores.

VPL < 0: significa que o valor presente das entradas é menor do que o valor presente das saídas, logo o investimento não se torna economicamente atrativo.

A equação do VPL pode ser calculada através da equação 12:

$$VPL = I + \sum_{t=1}^N \frac{FC_t}{(1+i)^t} \quad (12)$$

Onde: VPL é o valor presente líquido; I representa o investimento inicial; t período de tempo, FC_t é o fluxo de caixa no período t e i é a taxa de desconto ou taxa de atratividade mínima.

- **Taxa Interna de Retorno**

A Taxa Interna de Retorno (TIR) faz com que o VPL seja igual a zero, ou seja, a TIR é a taxa de desconto que faz com que o valor presente de entrada de caixa seja igual ao de saída. A seguir são descritas as possibilidades para a TIR:

TIR > TMA: o investimento é economicamente viável, pois a taxa de retorno esperada supera a taxa mínima de atratividade exigida para a implantação do projeto.

TIR = TMA: a taxa de retorno do projeto é igual à taxa mínima de atratividade e portanto, o investimento é considerado atrativo.

TIR < TMA: a taxa de retorno esperada é inferior à taxa mínima de atratividade desejada pelos investidores.

A equação 13 representa o cálculo da TIR:

$$VPL = 0 = I + \sum_{t=1}^N \frac{FC_t}{(1 + TIR)^t} \quad (13)$$

Onde: VPL é o valor presente líquido; I representa o investimento inicial; t período de tempo, FC_t é o fluxo de caixa no período t e TIR é a taxa interna de retorno.

- **Payback Descontado**

O payback descontado visa quantificar o período de tempo em que um investimento é recuperado através dos fluxos de caixa após a realização do desembolso inicial. Ao contrário do payback simples, o payback descontado considera o valor do dinheiro no tempo, ou seja, o payback descontado é o tempo de recuperação do investimento, remunerado pela taxa de juros representada pela TMA.

$$PD = \sum_{k=1}^j \frac{FC_k}{(1 + TMA)^k} \quad (14)$$

Onde: PD é o payback descontado; FC_k o fluxo de caixa no ano k; k é o ano considerado e TMA é a taxa mínima de atratividade

- **Levelized Cost of Electricity ou Custo Nivelado de Energia**

O Custo Nivelado de Energia (LCOE) é um método consagrado internacionalmente para comparar diferentes tecnologias que utilizam fontes diversas e que geram potenciais diferentes. Ele representa o custo real por kWh de investimento, construção e operação e manutenção da planta por todo seu ciclo de vida, ou seja, representa a receita média por unidade de energia produzida para que o empreendedor recupere o investimento e os gastos com operação e manutenção (ROMEIRO *et al.*, 2015).

Para o cálculo do LCOE utiliza-se a equação 15:

$$LCOE = \frac{\sum_{t=1}^n \frac{I_t + C\&O_t}{(1 + i)^t}}{\sum_{t=1}^n \frac{E_t}{(1 + i)^t}} \quad (15)$$

Onde: LCOE é o custo nivelado de energia (US\$/kWh); t é o tempo de operação da instalação (anos); I é o investimento inicial (US\$); C&O é o custo de operação e manutenção (US\$); E é a energia gerada (kWh); i é a taxa mínima de atratividade.

3.5. Parâmetros adotados para a análise financeira

A análise financeira foi baseada no fluxo de caixa, que inclui o investimento inicial, receitas e despesas com operação e manutenção (O&M).

3.5.1. Investimento e O&M

- **Aterro Sanitário**

Para o aterro sanitário os autores Henriques (2004), Duarte (2006) e Pavan (2010) consideram necessários para a geração de energia a partir do biogás de aterro o sistema de coleta de gás, *flare* para queima do gás excedente, sistema de condicionamento e tratamento de gás e o sistema de geração de energia que inclui os grupos geradores. Na Tabela 21 estão representados os custos dos componentes necessários para a implantação do aterro sanitário com geração de energia, bem como os custos de O&M.

Tabela 21 – Custos de investimento e O&M para os sistemas básicos para geração de energia elétrica a partir do biogás

Sistema de coleta	
Componentes	Custos
Drenos	\$400,86/m de profundidade
Cabeçotes	\$1.147,5/unidade
Tubulação	\$175,95/m
Soprador	\$1.080,18/m ³ /minuto
Remoção de condensado	\$12.240/unidade
Sistema de monitoramento	\$1.530/unidade
O&M	\$1.530/poço/ano
Flare	
<i>Flare</i>	\$114.750/unidade
O&M	\$3.060/ano
Condicionamento do gás/tratamento	
Lavador	\$810,9/m ³ /minutos
Desumidificador	\$540,04/ m ³ /minutos
Filtro para remoção de partículas sólidas	\$4.896/unidade
Instalação de tratamento do gás e outros custos	\$810,9/ m ³ /minutos
O&M	\$15.300/ano
Geração de eletricidade	
Sistema de controle	\$229,5/kW
Instalação da geração de eletricidade e outros custos	\$612/kW
Grupo moto-gerador (baixa e alta pressão)	\$688,5/kW
O&M	\$114.750/MW/ano
Os custos foram corrigidos através do índice de correção de 53% entre 1997 e 2016.	

Fonte: USEPA, 1997

Os custos dos equipamentos e O&M da Tabela 21 foram corrigidos para o ano de 2016 a partir das médias anuais da inflação nos Estados Unidos entre os anos de 1997 e 2016 obtidos no portal de *estatística inflation* (Figura 41).

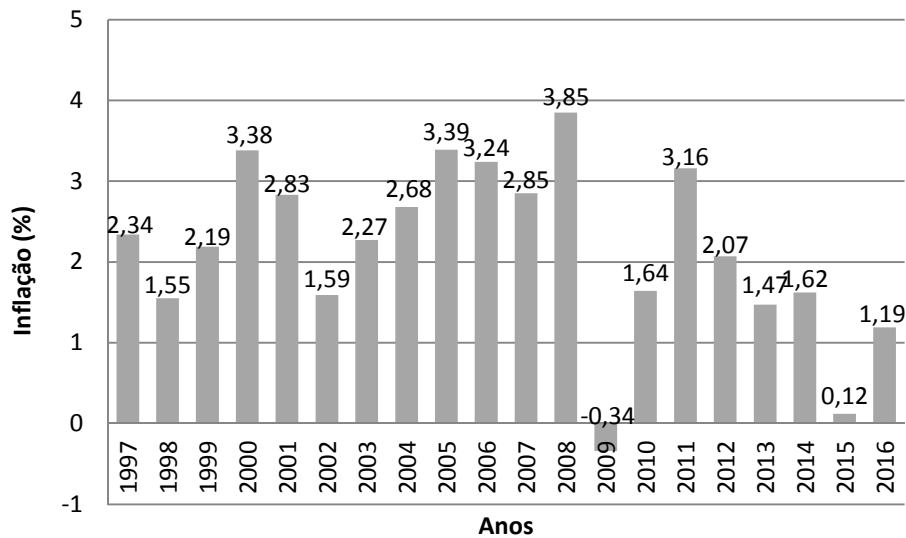


Figura 41 – Variação anual da inflação nos Estados Unidos
Fonte: inflation.eu

A correção realizada nos custos apresentados na tabela 21 foi realizada a partir da equação 16:

$$IC = \left(1 + \frac{i_t}{100}\right) \cdot \left(1 + \frac{i_t}{100}\right) \cdot \dots \cdot \left(1 + \frac{i_t}{100}\right) \quad (16)$$

Onde: IC é o índice de correção; i é a inflação que corresponde a um determinado período t .

Obtido o índice de correção, basta multiplica-lo pelo valor a ser corrigido.

Para o cálculo do investimento é necessário saber quantos drenos serão necessários para a extração de biogás do aterro sanitário. A equação 17 foi utilizada para quantificar o número de drenos.

$$N_D = \frac{A_A}{\pi \cdot R^2} \quad (17)$$

Onde: N_D é o número de drenos; A_A é a área do aterro (m^2) e R é o raio de abrangência do dreno. Valor adotado 20 m (SANTOS, 2015).

De acordo com IBAM (2005) para se estimar a área total do aterro, em m^2 , multiplica-se a quantidade de RSU coletado diariamente, em toneladas, pelo fator 560, sendo que este fator se baseia em parâmetros utilizados em projetos de aterro com 20 anos de vida útil, 20 metros de altura do aterro, talude 1:3 e 80% do terreno ocupado com a área operacional.

- **Usina WTE**

O valor do investimento da usina WTE foi fundamentado a partir do estudo realizado por Stubenvoll *et al.* (2002), cujos autores especificaram os custos de investimento e operação e manutenção de cada unidade que compõe uma usina baseados em plantas WTE existentes principalmente na Áustria e Alemanha. No estudo citado, os custos dos equipamentos estão relacionados à capacidade anual de toneladas de RSU a serem incinerados pelas plantas. Para este trabalho, os valores de investimento e O&M foram baseados nos valores apresentados na Tabela 22, com capacidade da planta de 75.000 t de RSU/ano retirada do relatório de Stubenvoll *et al.* (2002).

O investimento e os custos com O&M incluem os custos de construção da planta WTE, sistema de queima dos RSU, caldeira, sistema do ciclo vapor-água. A unidade de queima e caldeira inclui os custos do sistema de alimentação do forno, o suprimento de ar, a câmara de combustão do tipo grelha, transporte e instalações para depósito das cinzas e escórias, dutos de gás e caldeira. O sistema do ciclo vapor-água considera os custos do tratamento da água, sistema de condensado e turbina. Já as escolhas dos equipamentos de limpeza dos gases de exaustão da caldeira foram baseadas na revisão bibliográfica do *sistema de limpeza dos gases* (Seção 2.5.1).

Tabela 22 – Custos das unidades de uma usina WTE

Unidades da planta WTE de capacidade de 75.000 t/ano		
Componentes	Investimento (€)	O&M (€)
Construção	11.026.432,00	-
Sistema de queima e caldeira	11.776.000,00	4.410.057,28
Ciclo vapor-água	10.240.000,00	307.200,000
Tratamento de limpeza dos gases		
Filtro de manga	1.856.000,00	119.040,00
SNCR	896.000,00	18.240,00
Carvão ativado e cal	1.472.000,00	89.280,00
Lavador a seco	2.826.240,00	96.960,00
Os custos foram corrigidos através do índice de correção de 28% entre 2002 e 2016.		

Fonte: Stubenvoll *et al.*, 2002 (adaptado)

Da mesma forma que no aterro, os valores apresentados na Tabela 22 foram ajustados ao índice de correção calculado através da equação 16, tomando como base as médias anuais da inflação na Europa do ano de 2002 até 2016 mostradas na Figura 42.

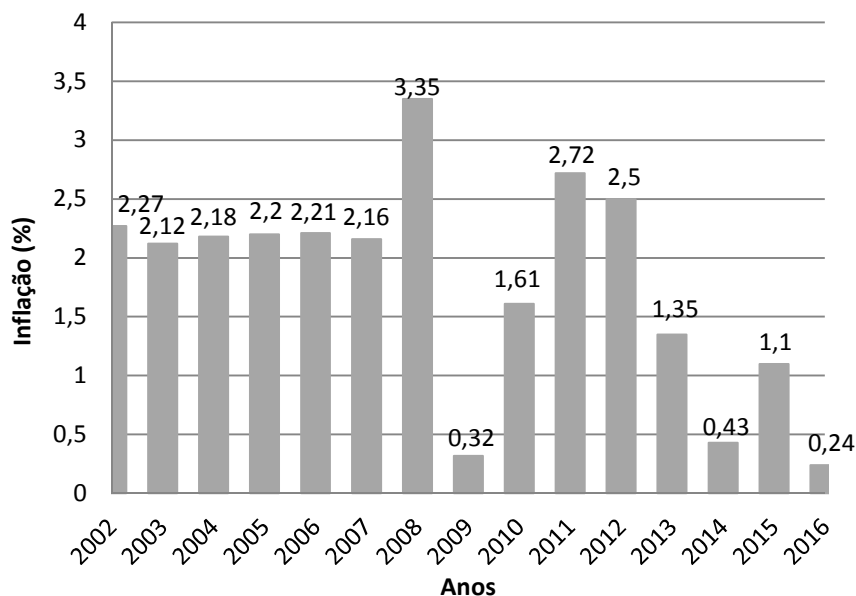


Figura 42 – Variação anual da inflação na Europa
Fonte: inflation.eu (adaptado)

Com base nos custos relacionados á capacidade de 75.000 t de RSU/ano mostrados na Tabela 22 e definida a capacidade da planta em estudo, aplica-se a relação logarítmica (Equação 18) conhecida no inglês como *six-tenths-factor* para estimar o custo dos equipamentos para a capacidade desejada (PETERS e TIMMERHAUS, 1991).

$$C_a = C_b \cdot \left(\frac{Cap_a}{Cap_b} \right)^{0,6} \quad (18)$$

Onde: C_a é o custo a se determinar; C_b é o custo do equipamento de referência; Cap_a a capacidade do equipamento que se quer calcular o custo e Cap_b é a capacidade de referência.

3.5.2. Receitas geradas

- **Aterro sanitário**

No cenário da geração de energia através do biogás de aterro sanitário, as receitas geradas foram a venda de energia elétrica e a comercialização de créditos de carbono.

Para o cálculo da receita gerada da venda de energia elétrica, utiliza-se a equação 19. Foi considerado que 100% da energia gerada será vendida.

$$E_{el} = E \cdot C_{el} \quad (19)$$

Onde: E_{el} é a receita da venda de energia elétrica (US\$/ano); E é a energia gerada (MWh/ano); C_{el} é o custo da energia elétrica (US\$/MWh).

Segundo a ABRELPE (2013), os aterros sanitários, que constituem o principal destino dos RSU no Brasil geram grandes quantidades de biogás que é composto principalmente pelo metano, poderoso gás efeito estufa e por isso são considerados como locais que apresentam grande potencial para projetos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que foi criado pelo Protocolo de Quioto e visa a mitigação de emissões de gases efeito estufa. Os projetos MDL permitem que os países que promovem a redução do gás efeito estufa possuam direito aos créditos de carbono podendo então comercializá-los com os países que possuem metas a cumprir.

A receita correspondente à comercialização dos créditos de carbono é devido à redução na emissão de metano. O cálculo para os créditos de carbono devido à geração de energia é calculado pela equação 20:

$$CC = E_E \cdot E_{el} \cdot Cr_c \quad (20)$$

Onde: CC é a receita do crédito de carbono (US\$/ano); E_E é a emissão evitada (tCO₂/MWh). Valor adotado 5,41 tCO₂/MWh [TOLAMASQUIM *et al.*, (2003)]; E_{el} é a energia elétrica (MWh/ano) e Cr_c é o custo do crédito de carbono (US\$).

- **Usina WTE**

As receitas geradas na usina WTE foram a venda de energia elétrica, a comercialização de créditos de carbono, taxa de tratamento dos RSU paga pela prefeitura e a venda de metais recuperados do processo de incineração.

A venda de energia elétrica gerada na usina é calculada através da equação 19, mencionada anteriormente.

Da mesma maneira que os aterros, o processo de incineração de RSU também integra o MDL, ou seja, o processo de incineração com o aproveitamento energético é considerado uma fonte de energia limpa. Devido a isso, podem-se obter créditos de carbono e realizar sua comercialização no mercado internacional. (HIRANO e SILVA, 2012).

Através da equação 21 calcula-se a receita com os créditos de carbono da usina WTE:

$$CC = E_E \cdot E_{el} \cdot Cr_c \quad (21)$$

Onde: CC é a receita do crédito de carbono (US\$/ano); E_E é a emissão evitada (tCO₂/MWh). Valor adotado 1,5 tCO₂/MWh [TOLAMASQUIM *et al.*, (2003)]; E_{el} é a energia elétrica (MWh/ano) e Cr_c é o custo do crédito de carbono (US\$).

Para a planta WTE serão consideradas também, as receitas geradas pela taxa paga pela prefeitura para o tratamento dos RSU. Neste trabalho será tomado como base o valor da tarifa paga pelas prefeituras aos aterros sanitários privados. Segundo a EPE (2014) o pagamento das prefeituras aos aterros varia entre R\$11/t e R\$60/t. Menezes (2013) considerou R\$80/t como taxa de tratamento do RSU utilizando o tratamento térmico da gaseificação a plasma, já Hauser e Lemme, (2007) utilizaram taxas que variaram entre R\$30/t e R\$50/t em sua análise econômica de um projeto de incineração de resíduos sólidos municipais. Para este trabalho foi adotado um valor intermediários aos citados anteriormente de R\$50/t.

Outra receita a se considerar na usina WTE é a venda de metais ferrosos e não ferrosos que compõem as cinzas de fundo. Alguns incineradores possuem imãs encarregados de separar os metais das escórias (Schalch et al. 2002). As cinzas de fundo correspondem de 20%-30% da massa de RSU incinerado (Sabbas *et al.*, 2003) e desse percentual, 7% correspondem aos metais ferrosos e 2% aos não-ferrosos (ISWA, 2014). Uma vez recuperados, eles podem ser comercializados como sucata para serem reciclados. Para este trabalho foi assumido a recuperação do Alumínio e do Ferro (SCHNEIDER e BODGAN, 2010).

Na Tabela 23 estão os preços adotados para a venda dos metais recuperados das cinzas e a taxa paga pelo tratamento dos resíduos.

Tabela 23 – Parâmetros adotados para o cálculo das receitas para planta WTE

Parâmetros	Valores	Fonte
Preço do Al como sucata (US\$/kg)	1,16	WWW.sucatas.com
Preço do Fe como sucata (US\$/kg)	0,10	WWW.sucatas.com
Taxa de tratamento dos RSU (US\$/t)	16,15	Hauser e Lemme, (2007)

Na Tabela 24 estão os parâmetros utilizados na análise financeira para os dois projetos:

Tabela 24 – Parâmetros adotados para análise financeira

Quantidade de RSU tratados (t/ano)	256.169,83
TMA (%a.a.)	12
Vida útil dos projetos (anos)	20

Horas de funcionamento (h/ano)	8.000
¹ Preço do crédito de carbono (€)	4,94
² Preço da energia (R\$/MWh)	235,95
¹ Fonte: www.investing.com na data 17/02/2017. Fonte: Aneel (2016b) na data 17/02/2017. Cotação do dólar do dia 17/02/2017: US\$1 = R\$3,0944. Fonte: Banco Central Brasileiro. Cotação do euro do dia 17/02/2017: €1 = US\$1,07. Fonte: Banco Central Brasileiro.	

Capítulo 4

4. Resultados

4.1. Projeto do aterro sanitário

4.1.1. Método escalonado de motorização

A geração de metano depende da quantidade de resíduos depositados no aterro. Para a determinação de seu valor, primeiro foi realizada a estimativa do crescimento populacional e então foi determinada a quantidade de RSU que será encaminhado para o aterro durante 20 anos, desde sua abertura em 2016 até seu fechamento em 2036. Para a construção da curva de projeção populacional (Figura 43), o primeiro passo foi coletar os dados da população dos últimos três censos realizados pelo IBGE (Tabela 25).

Tabela 25– População dos últimos três censos do IBGE

Ano	População
1991	385.996
1996	421.604
2000	456.796

Fonte: IBGE, 2010

¹ Portal financeiro que relaciona ferramentas e informações relacionadas aos mercados financeiros tais como cotações, fluxo contínuo de gráficos em tempo real, informações detalhadas sobre câmbio, índices, ações, taxas, títulos e etc.

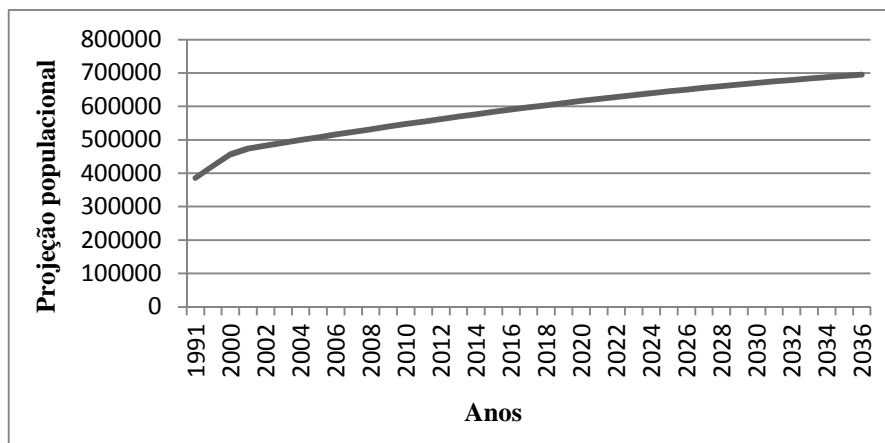


Figura 43– Projeção populacional

Observa-se na Figura 43 que ocorre crescimento populacional, porém há um decréscimo anual de 0,001% na taxa de crescimento.

Após a realização da projeção populacional encontrou-se a quantidade de RSU gerado. Como já mencionado no item *Geração de resíduos sólidos urbanos*, foi utilizado o valor de 0,92 para o índice de geração per capita de massa coletada com acréscimo de 1% ao ano. Na Figura 44 está representada a quantidade estimada de resíduos gerados por ano.

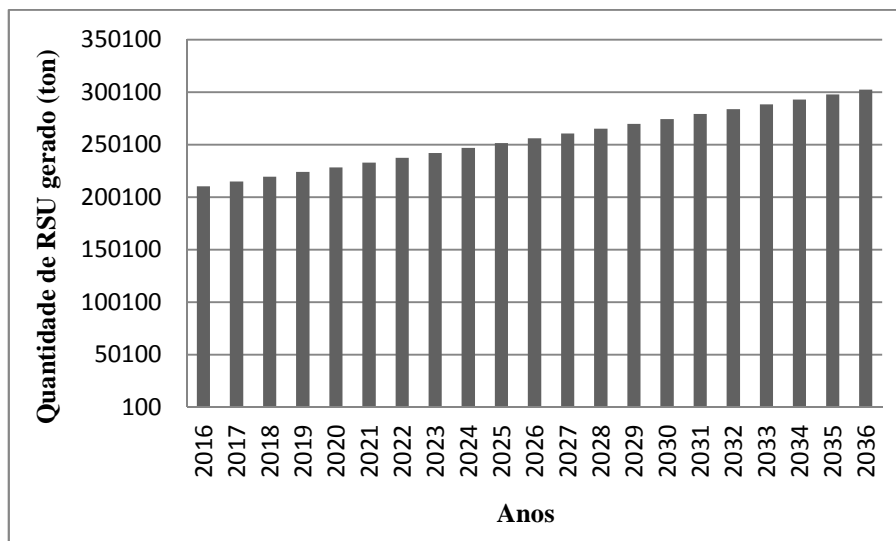


Figura 44– Quantidade de RSU gerado por ano

A projeção de resíduos gerados serve de entrada de dados no software LandGEM[®] (USEPA, 2005- eq.5) para determinar a produção de biogás de aterro e portanto, a produção a de metano, que constitui 50% do biogás (Figura 45).

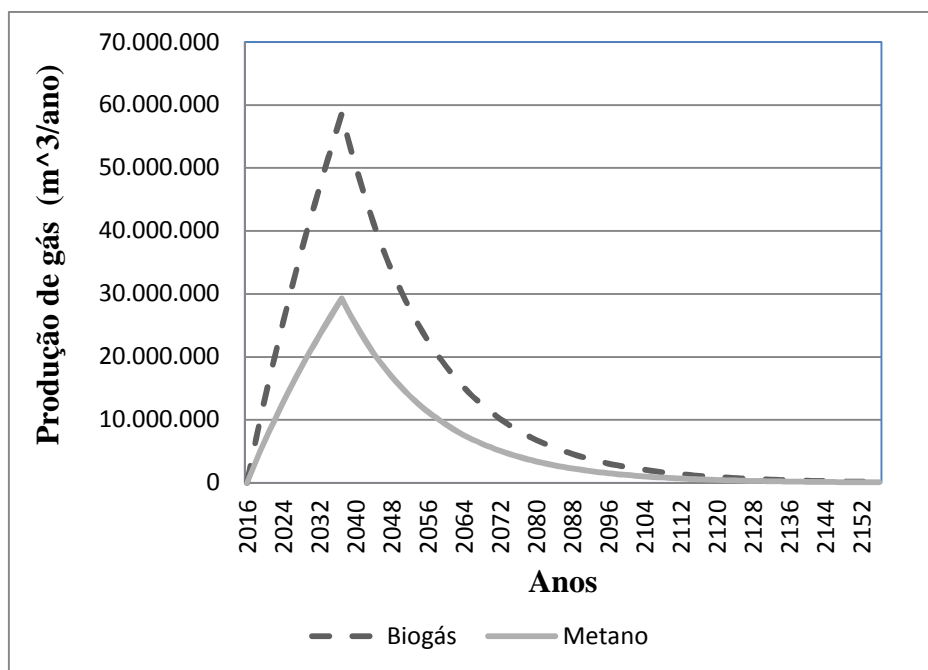


Figura 45– Produção de gás de aterro e metano

Observa-se no gráfico da Figura 48 que a produção de gás aumenta conforme mais resíduos são depositados no aterro com o passar dos anos, até que essa produção de gás chega ao seu valor máximo que corresponde ao último ano de funcionamento do aterro. A partir deste ponto a curva decai, uma vez que o aterro já não recebe RSU e a geração de gás se dá através da decomposição do material orgânico residual.

A partir dos valores anuais de biogás obtidos pelo software LandGEM[®], a potência disponível e energia elétrica possível de ser gerada para cada ano foi calculada através da equação 6 e 7 respectivamente, gerando os dados contidos na Tabela 26.

Tabela 26– Capacidade de geração de energia do aterro

Ano	Metano gerado (m³/ano)	Potência disponível (kW)	Energia elétrica gerada (kWh)
2016	0	0	0
2017	1.749.040,00	487,71	3.413.984,81
2018	3.450.261,94	962,09	6.734.632,64
2019	5.106.115,21	1.423,81	9.966.724,50
2020	6.718.917,38	1.873,54	13.114.784,07
2021	8290.870,71	2.311,87	16.183.110,02
2022	9.824.056,11	2.739,39	19.175.764,09
2023	1.1320.441,29	3.156,65	22.096.587,1

Ano	Metano gerado (m ³ /ano)	Potência disponível (kW)	Energia elétrica gerada (kWh)
2024	1.278.905,37	3.564,17	24.949.246,96
2025	14.210.216,31	3.962,45	27.737.194,56
2026	15.607.055,01	4.351,95	30.463.710,88
2027	16.974.011,91	4.733,12	33.131.900,34
2028	18.312.610,35	5.106,39	35.744.736,39
2029	19.624.274,96	5.472,14	38.304.999,77
2030	20.910.377,49	5.830,76	40.815.368,05
2031	22.172.206,19	6.182,62	43.278.355,75
2032	23.411.003,07	6.528,05	45.696.387,22
2033	24.627.924,67	6.867,38	48.071.719,89
2034	25.824.096,04	7.200,93	50.406.549,79
2035	27.000.570,73	7.528,99	52.702.933,37
2036	28.158.359,23	7.851,83	54.962.843,02
2037	29.298.431,07	8.169,73	57.188.171,17

A Figura 46 é a representação gráfica dos valores calculados da potência disponível e energia da tabela 26.

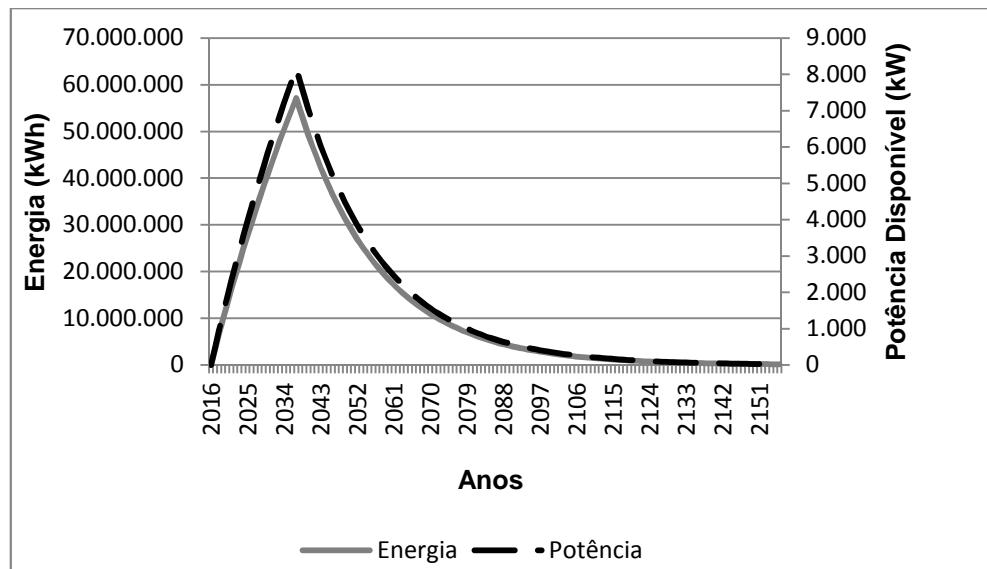


Figura 46– Curva da e energia e potência disponível

Uma vez que a curva da potência do aterro é variável, se torna importante para a análise do investimento econômico que seja definido um valor de potência por um determinado período.

Pelo método escalonado, utilizar mais de 3 grupos geradores no aterro sanitário faz com que os custos com o investimento e O&M dos motores sejam maiores do que a receita gerada pela venda de energia elétrica

Para geração de energia elétrica no aterro sanitário foram utilizados dois grupos geradores para operarem durante os 20 anos de operação do aterro. Como já descrito no item do *método escalonado para motorização* é a partir das equações das linhas de ajuste da curva de potência (Figura 47) e da equação 7 que se determina a potência que permitirá a máxima geração de energia para o primeiro grupo gerador.

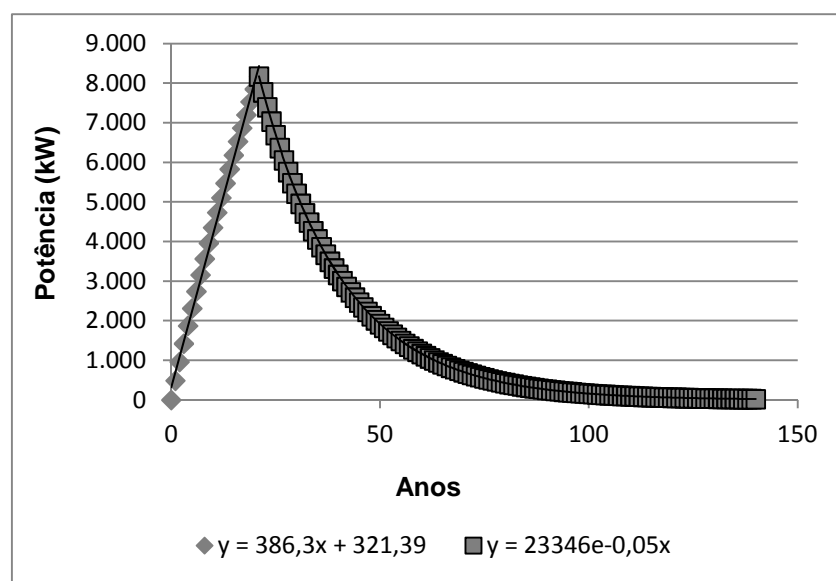


Figura 47 - Curva da potência disponível do aterro com suas respectivas equações de ajuste

De posse da potência do primeiro grupo gerador, basta utilizar as equações 8, 9 e 10 para encontrar a produção de energia incremental proveniente da adição de mais um grupo gerador. Observa-se que na Figura 48 foi determinada a potência dos grupos geradores que corresponderão ao máximo aproveitamento energético do aterro. O primeiro grupo gerador terá potência de 1.440 kW e o segundo de 3.560 kW.

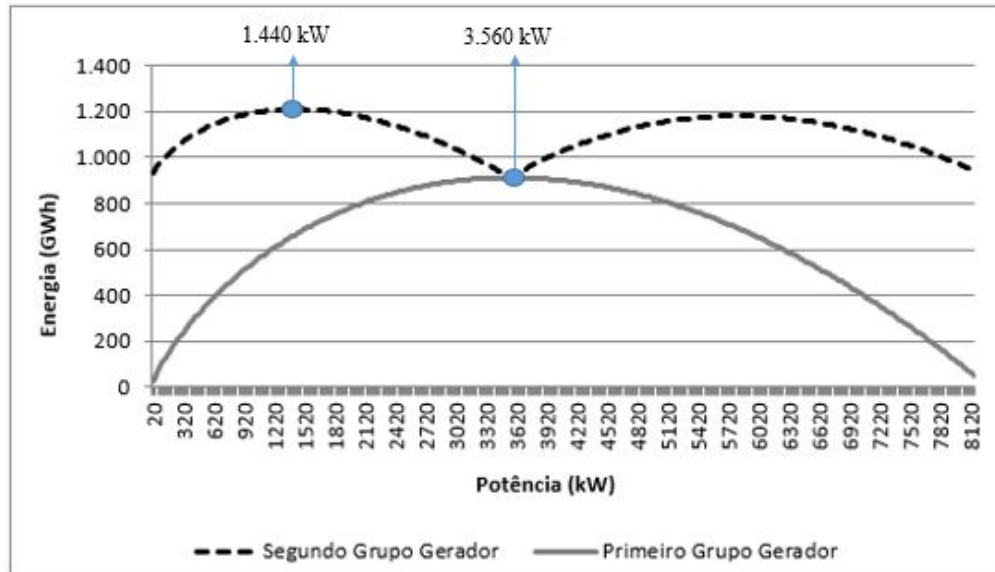


Figura 48– Curva da potência para a máxima energia produzida para 1 e 2 grupos geradores

Definido as potências instaladas e dispondo da potência disponível anual do aterro se faz o planejamento energético do aterro. Foi tomado como base os trabalhos de Farzadkia *et al.* (2015) e Silva *et al.* (2009) que utilizaram motores de combustão interno movidos á biogás de aterro por 10 e 15 anos respectivamente. Segundo Leme *et al.* (2014) os motores de combustão interna podem ter um tempo de vida superior a 15 anos nos casos em que o biogás passa por um processo eficiente de limpeza.

Os grupos geradores irão operar com 70% de sua carga nominal. O início da geração de energia elétrica com o primeiro grupo gerador de potência 1.440 kW começa no terceiro ano de funcionamento do aterro e irá operar até o décimo sétimo ano e um novo grupo gerador de 2.120 kW seria introduzido na metade do sexto ano e também operaria até o décimo sétimo ano. Portanto a partir do sétimo ano, o aterro terá uma potência instalada de 3.560 kW que estará em funcionamento até o final do décimo sétimo ano, como pode ser visto na Figura 49.

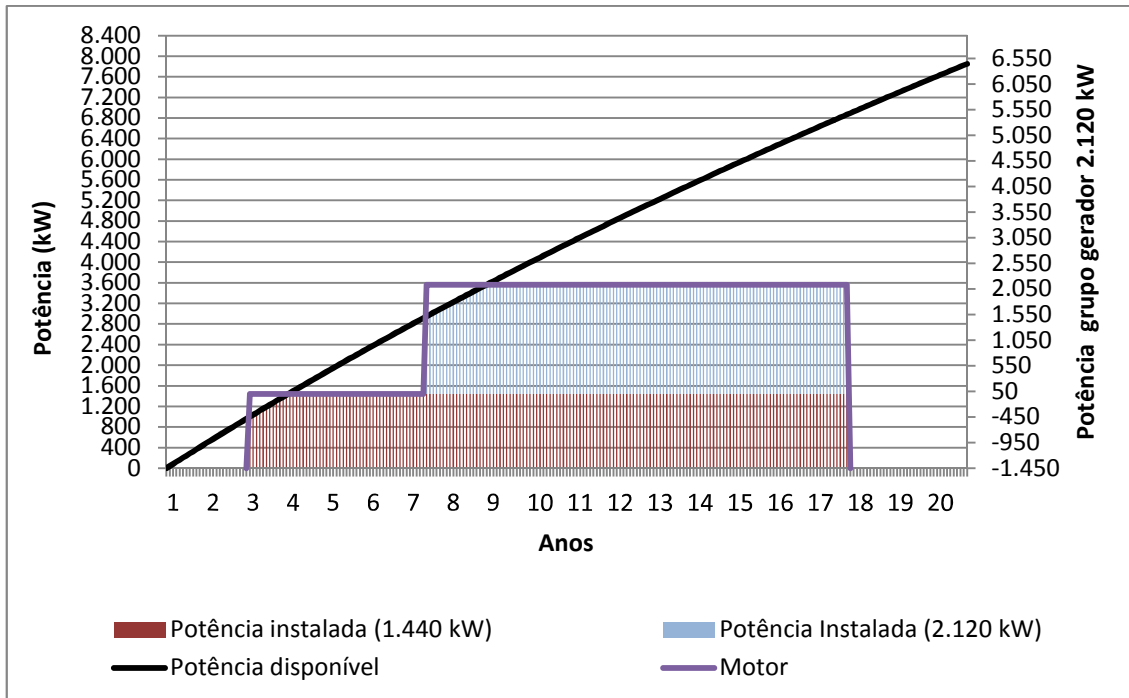


Figura 49 – Configuração do planejamento energético

Do total de biogás gerado no aterro sanitário, 25% são emissões fugitivas e 75% é coletado. Com a utilização desses dois grupos geradores do total de biogás gerado durante os 20 anos, destes 75% coletados, 44% é utilizado para gerar energia elétrica e 31% é queimado no *flare*. Serão gerados 352 GWh de energia no período de funcionamento do aterro.

4.1.2. Análise financeira do aterro sanitário

- **Custos do investimento e O&M**

Com base na Tabela 21, calcula-se qual será o investimento inicial do aterro sanitário com geração de energia, bem como os custos de O&M.

Para encontrar a área do aterro basta multiplicar o fator 560 pela geração de RSU gerado e coletado. A partir dos valores anuais de geração de RSU e considerando que 100% do lixo gerado é coletado, conclui-se que são coletados em média 701,84 t/dia de RSU. Logo, a área do aterro será de 393.030 m². Aplicando a equação 17 o número de drenos utilizados para extração de biogás será de 200. Portanto foi considerado que a área do aterro sanitário é 500 m por 786,06 m. Logo, serão foram calculados que será necessário em torno de 8.640 m de tubulação para levar o biogás até o sistema de tratamento. Na Tabela 27 está a configuração do aterro:

Tabela 27 – Configuração do aterro sanitário

Área do aterro sanitário	393.030 m ²
Drenos	200
Altura do poço (USEPA, 1997)	15 m
Cabeçotes	200
Tubulação	8.640 m
Soprador	1 componente
Remoção de condensado	1 a cada 15 poços
Sistema de monitoramento	1 sistema
Flare	1 unidade
Lavador de gases	1 componente
Desumidificador	1 componente
Filtro para remoção de partículas sólidas	1 componente
Grupo moto-gerador (baixa e alta pressão)	2 grupos: 1.440 kW e 2.120 kW

A partir da Tabela 21 foram determinados os custos do investimento para cada sistema (Tabela 28) considerando o planejamento energético determinado no item 6.1, o investimento inicial inclui os custos da planta com os equipamentos considerando apenas a compra do primeiro grupo gerador de 1.440 kW.

Tabela 28– Custo de investimento para geração de energia no aterro incluindo grupo gerador de 1.440 kW

Sistemas	Custos
Sistema de coleta	US\$ 1.682.498,93
<i>Flare</i>	US\$ 7.500,00
Condicionamento do gás/Tratamento	US\$ 6.087,38
Geração de eletricidade	US\$ 2.203.200,00
Total	US\$ 3.899.286,31

No ano em que o grupo gerador de potência de 2.120 kW for comprado não será adicionada nenhum outro componente. Logo, o novo grupo gerador representará uma despesa no sexto ano de funcionamento do aterro. O custo do sistema de geração de eletricidade pode ser visto na Tabela 29.

Tabela 29 – Custo do sistema de geração de eletricidade na aquisição do grupo gerador de 2.120 kW

Sistemas	Custos
Geração de eletricidade	US\$ 3.243.600,00

Os valores anuais de operação e manutenção também foram estimados a partir da Tabela 21, sendo diferenciados os valores do sistema de geração elétrica nos anos em que se utilizam os

grupos geradores de diferentes potências. Na Tabela 30 estão os custos de O&M dos quatro primeiros anos de geração de energia elétrica utilizando o grupo gerador de 1.440 kW.

Tabela 30 – Custo de O&M do aterro operando com o grupo gerador de 1440 kW

Sistemas	Custos
Sistema de coleta	US\$ 306.256,12
<i>Flare</i>	US\$ 2.000,00
Condicionamento do gás/Tratamento	US\$ 10.000,00
Geração de eletricidade	US\$ 165.240,00
Total	US\$ 483.496,12

No momento em que for introduzido o novo grupo gerador de potência 2.120 kW, o custo de O&M aumentará devido á O&M dos dois grupos geradores que estarão em operação. Os custos dos outros sistemas permanecerão com o mesmo valor. Na Tabela 31 estão os custos de O&M considerando agora a utilização dos dois grupos de geradores de potências de 1.440 kW e 2.120 kW.

Tabela 31 - Custo de O&M do aterro operando com os dois grupos geradores

Sistemas	Custos
Sistema de coleta	US\$ 306.256,12
<i>Flaire</i>	US\$ 2.000,00
Condicionamento do gás/Tratamento	US\$ 10.000,00
Geração de eletricidade	US\$ 165.240,00 + US\$ 243.270,00
Total	US\$ 726.766,12

- **Receitas do projeto**

As receitas consideradas no projeto do aterro são a venda de energia elétrica e a venda de créditos de carbono calculados a partir das equações 18 e 19 respectivamente. Constam na Tabela 32 as receitas geradas no projeto.

Tabela 32 – Receitas do projeto do aterro sanitário

Ano	Potência dos grupos geradores (kW)		Energia (GWh)	Venda de energia elétrica (US\$)	Venda de crédito de carbono (US\$)
2016					
2017					
2018					
2019	1.440		9,70	739.443,83	276.638,79
20120	1.440		11,52	878.407,45	328.627,49
2021	1.440		11,52	878.407,45	328.627,49
2022	1.440		11,52	878.407,45	328.627,49
2023	1.440	2.120	24,42	1.861.943,30	696.585,35
2024	1.440	2.120	27,04	2.061.531,08	771.254,60
2025	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2026	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2027	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2028	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2029	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2030	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2031	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2032	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
3033	1.440	2.120	28,48	2.171.618,41	812.440,19
2034					
2035					
2036					

A partir dos valores encontrados para investimento, receitas e despesas, foi elaborado o fluxo de caixa, como mostra a Tabela 33.

Tabela 33 – Análise econômica para o aterro sanitário

Anos		Ano 2	Ano 3	Ano 4	Ano 5	Ano 6	Ano 7	Ano 8	Ano 9
Investimento	Componentes	(3.128.319,31)							
	MCI	(2.203.200,00)				(3.243.600,00)			
Receitas	Venda de energia		739.443,83	878.407,45	878.407,45	878.407,45	1.861.943,30	2.061.531,08	2.171.618,41
	Venda de CER's		276.638,79	328.627,49	328.627,49	328.627,49	696.585,35	771.254,60	812.440,19
Despesas	O&M		(483.496,12)	(483.496,12)	(483.496,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)
Fluxo de caixa		(3.899.286,31)	532.586,49	723.538,81	723.538,81	(2.763.331,19)	1.831.762,52	2.106.019,56	2.257.292,47
Fluxo de caixa descontado		(3.899.286,31)	(3.423.762,65)	(2.846.961,94)	(2.331.961,31)	(4.088.108,23)	(3.048.716,98)	(1.981.741,93)	(960.657,45)

Anos		Ano 10	Ano 11	Ano 12	Ano 13	Ano 14	Ano 15	Ano 16	Ano 17
Investimento	Componentes								
	MCI								
Receitas	Venda de energia	2.171.618,41	2.171.618,41	2.171.618,41	2.171.618,41	2.171.618,41	2.171.618,41	2.171.618,41	2.171.618,41
	Venda de CER's	812.440,19	812.440,19	812.440,19	812.440,19	812.440,19	812.440,19	812.440,19	812.440,19
Despesas	O&M	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)	(726.766,12)
Fluxo de caixa		2.257.292,47	2.257.292,47	2.257.292,47	2.257.292,47	2.257.292,47	2.257.292,47	2.257.292,47	2.257.292,47
Fluxo de caixa descontado		48.974,88	765.027,41	1.494.815,17	2.140.732,82	2.720.123,57	3.237.436,75	3.699.323,51	4.111.722,41

VPL = US\$ 2.834.091,89

TIR = 18%

Payback descontado = 12 anos

LCOE = 31,13 US\$/MWh

Na Figura 50 está representado graficamente o caixa de fluxo do projeto de geração de energia através do biogás.

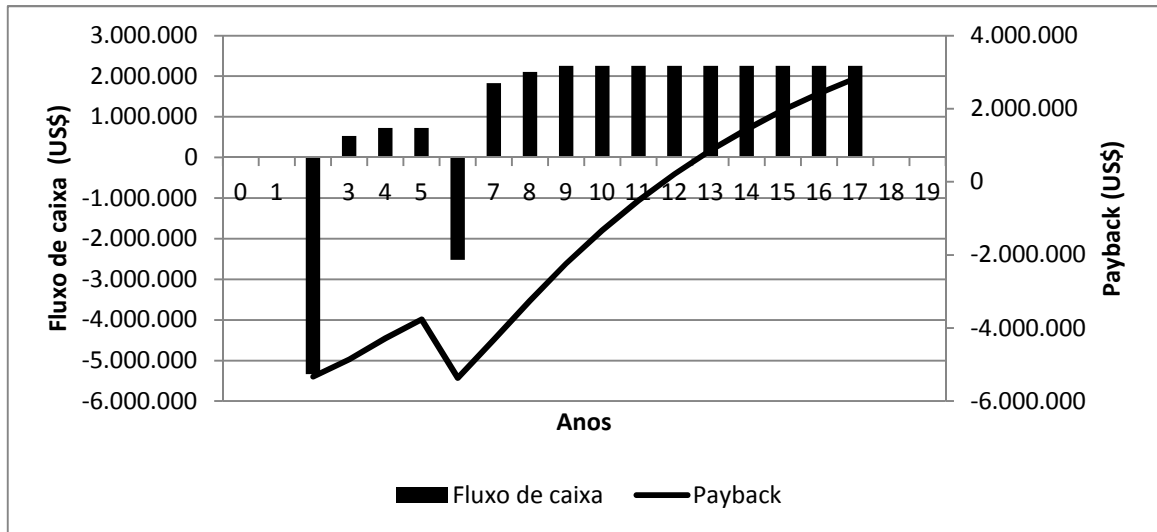


Figura 50 – Caixa de fluxo do aterro sanitário

A análise financeira indicou que o projeto de geração de energia a partir do biogás de aterro é economicamente viável. A partir de um investimento inicial no valor de US\$5.331.519,31, o projeto apresentou um VPL de US\$2.834.091,89, uma TIR de 18%, retorno de investimento a partir do nono ano de geração de energia e preço da energia de 31,13 US\$/kWh.

4.2. Projeto da usina de recuperação energética

4.2.1. Caracterização dos RSU

De posse da composição gravimétrica, da composição química dos RSU e considerando que o lixo brasileiro possui umidade em torno de 60%, obteve-se na Tabela 34 a composição do combustível em base úmida através da equação 11.

Tabela 34 – Composição química dos RSU em base úmida

	%C	%H	%O	%S	%N	%Cinzas	%H ₂ O	%Voláteis
Composição	18,76	2,43	14,19	0,10	0,57	3,96	60,00	45,25

Essa composição foi utilizada como dado de entrada no software GateCycleTM. Devido ao baixo poder calorífico do RSU e a alta umidade do mesmo, a introdução de um combustível fóssil auxiliar durante a queima do RSU será necessária com a finalidade de manter adequada a temperatura dentro da câmara evitando uma combustão incompleta. No Brasil o gás natural

é o principal combustível utilizado nas termelétricas, devido ao seu alto poder calorífico e baixo índice de emissão de poluentes quando comparados com outros combustíveis fósseis, por isso foi adotado o uso do gás natural como combustível auxiliar.

4.2.2. Planta Waste-to-Energy

A planta WTE simulada no software GateCycle™ opera no ciclo Rankine tradicional. A Figura 51 representa a planta WTE modelada.

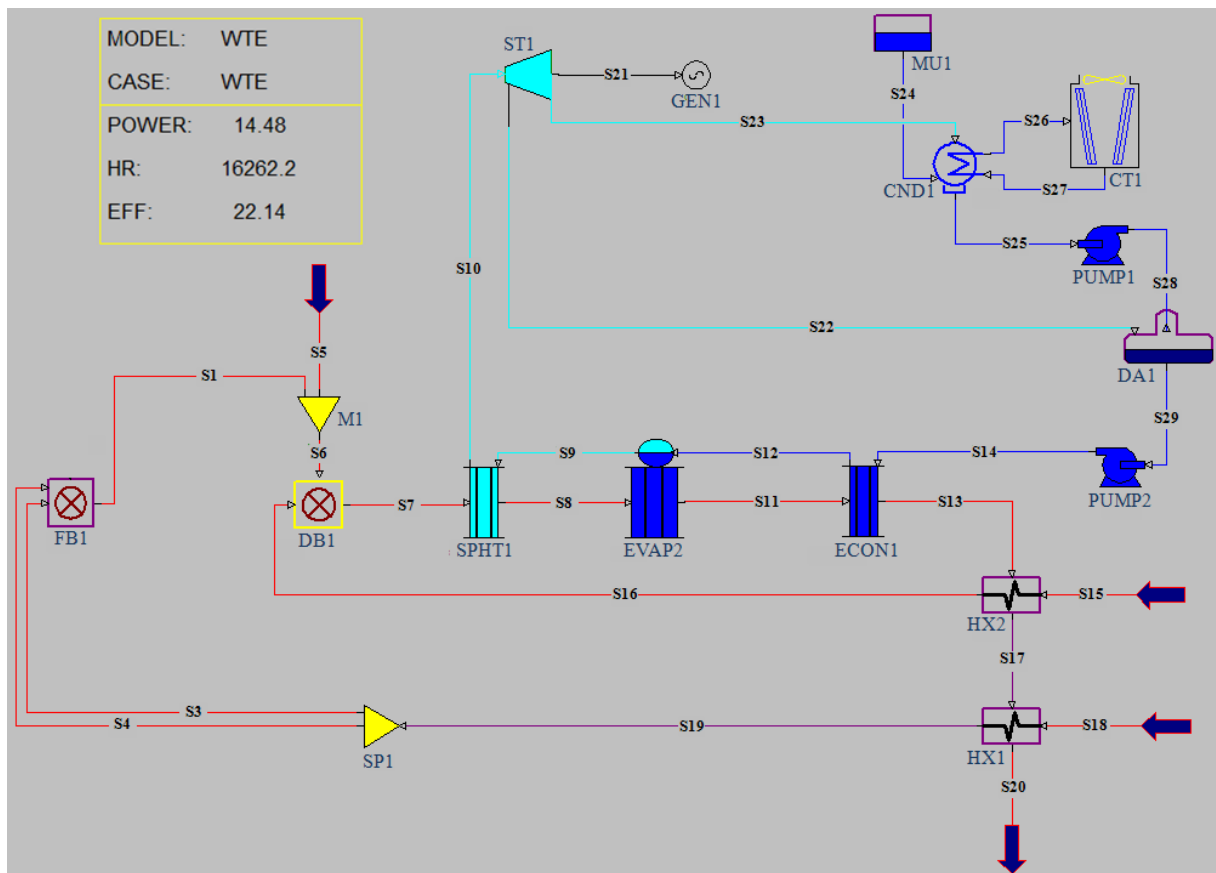


Figura 51 – Planta WTE simulada no GateCycle™

O RSU é queimado na primeira câmara de combustão (FB1). Nesta câmara a combustão ocorre de maneira subestequiométrica. Ar pré-aquecido (S19) dividido em duas correntes, ar primário (S3) e ar secundário (S4) são injetados na câmara de combustão. O pré-aquecimento do ar é realizado nos trocadores de calor (HX1 e HX2), onde há transferência de calor entre o ar atmosférico (S15 e S18) que entra nos trocadores e o gás quente de exaustão da caldeira que segue para o sistema de limpeza (S20). Os gases gerados na primeira câmara (S1) são então encaminhados para a segunda câmara de combustão (DB1). Nesta mesma câmara há adição de gás de gás natural (S5), também como combustível auxiliar, e ar pré-aquecido (S16). A combustão dos gases no DB1 ocorre em um ambiente oxidante. Na caldeira de

recuperação o gás exausto da segunda câmara (S7), troca calor com a água dos trocadores de calor (ECON1, EVAP2, SPHT1) gerando vapor superaquecido (S10) que será expandido na turbina a vapor (ST1) que acoplada a um gerador, (GEN1) produz energia elétrica. Uma parte do vapor da turbina é encaminhado para o condensador (CND1), enquanto outra parte é extraída (S22) para o desaerador (DA1). Vapor e condensado deixam o desaerador (S29) como líquido saturado sendo bombeado (PUMP2) para os trocadores de calor da caldeira de recuperação.

Por ano serão gerados em média 256.169,83 t de RSU, ou seja, a usina terá capacidade para receber uma média diária de 701,84 t de RSU. Portanto a usina WTE foi projetada para uma taxa de alimentação na fornalha de 8,123 kg/s.

A Tabela 35 trás os parâmetros dos equipamentos da usina WTE.

Tabela 35 – Parâmetros dos equipamentos da usina WTE

Fluxos	Linha de fluxo	(kg/s)	Temperatura (°C)	Pressão (kPa)
Fossil Boiler (FB1)				
RSU	-	8,123	25,00	101,32
Ar primário	S3	11,994	121,64	101,32
Ar secundário	S4	7,996	121,64	101,32
Gases de exaustão	S1	27,81	995,76	101,21
Duct Burner (DB1)				
Entrada de gás natural	S5	0,61	25,00	101,10
Entrada de ar	S16	13,27	111,83	101,10
Gás de exaustão	S7	41,68	1.200,70	101,10
Superaquecedor (SPHT1)				
Gás de saída	S8	41,68	1.023,01	101,10
Entrada vapor saturado	S9	17,44	275,55	6.000
Saída de vapor superaquecido	S10	17,44	480,00	6.000
Evaporador (EVAP2)				
Gás de saída	S8	41,68	440,71	101,10
Entrada de água saturada	S12	17,44	228,82	6.000
Saída de vapor saturado	S9	17,44	275,55	6.000
Economizador (ECN1)				

Fluxos	Linha de fluxo	(kg/s)	Temperatura (°C)	Pressão (kPa)
Gás de saída	S13	41,68	240,34	101,10
Entrada de água	S14	17,85	100,30	6.000
Trocador de calor (HX2)				
Entrada de ar	S15	13,269	25,00	101,10
Saída de ar aquecido	S16	13,269	111,83	101,10
Saída de gás resfriado	S17	41,68	217,16	101,10
Trocador de calor (HX1)				
Entrada de ar	S18	19,993	25,00	101,32
Saída de ar aquecido	S19	19,993	121,64	101,32
Saída de gás resfriado	S20	41,68	177,93	101,10
Turbina (ST1)				
Principal saída de vapor	S23	16,42	75,89	40,00
Extração de vapor	S22	1,02	205,78	500,00
Condensador (CND1)				
Principal saída de água	S25	16,78	74,78	40,00
Água do Makeup	S24	0,367	25,00	103,42
Entrada da água da torre de resfriamento	S27	901,73	24,85	101,32
Saída da água para torre de resfriamento	S226	901,73	34,35	101,32
Bomba (PUMP1)				
Saída de água	S28	16,78	75,16	4.000,00
Desaerador (DA1)				
Saída de água saturada	S29	17,44	99,63	100,00

Algumas considerações foram feitas para a modelagem da usina WTE:

- A temperatura adiabática de chama na primeira câmara de combustão (FB1) deve estar no intervalo de 850°C e 1.000°C. Na simulação desta câmara a queima ocorre a 995,76°C.
- Na segunda câmara de combustão (DB1), a temperatura da queima deve estar compreendida entre 1.200°C e 1.400°C e a combustão ocorre em um ambiente oxidante. A introdução do gás natural como combustível auxiliar foi necessária, pois

devido ao baixo poder calorífico dos gases de exaustão da primeira câmara (41,12 kJ/kg), a temperatura de queima é de 785°C. Com o objetivo de manter a temperatura de combustão desta câmara em 1.200°C uma macro foi criada de modo que a medida em que o RSU varia anualmente o software estabelece a quantidade de gás natural e ar que serão injetados de modo que ocorra a combustão completa dos gases de exaustão da segunda câmara e que a temperatura de queima seja de 1.200°C. No ponto de projeto o excesso de ar calculado pelo software foi de 24,67%.

- A pressão do vapor superaquecido, segundo a revisão bibliográfica, deve estar entre 4.000 kPa e 6.000 kPa. Como pode ser visto na Figura 52, ao aumentar a pressão na entrada da caldeira, a eficiência e a potência do ciclo também aumentam. Logo, a pressão adotada na caldeira foi de 6.000 kPa.

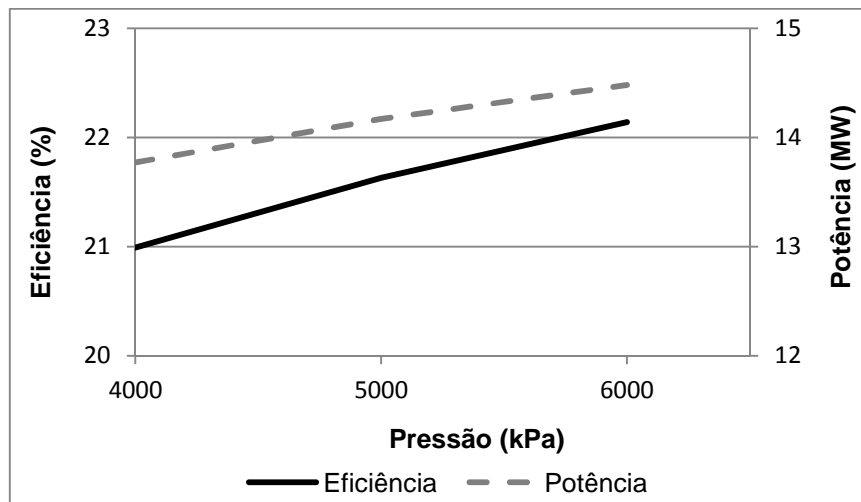


Figura 52 – Variação da eficiência e potência do ciclo de acordo com a pressão da caldeira

- O vapor superaquecido gerado no superaquecedor (SPHT1) em uma usina que queima lixo deve estar entre 400°C e 500°C devido aos problemas de corrosão. A Figura 53 mostra como a potência e a eficiência do ciclo variam de acordo com a temperatura do vapor superaquecido na pressão de 6.000 kPa. A eficiência térmica teórica da turbina é calculada a partir da variação das entalpias de entrada e saída. Ao aumentar a temperatura do vapor superaquecido aumenta-se a entalpia na entrada da turbina, aumenta o título na saída da turbina e, portanto aumenta a eficiência térmica do ciclo.

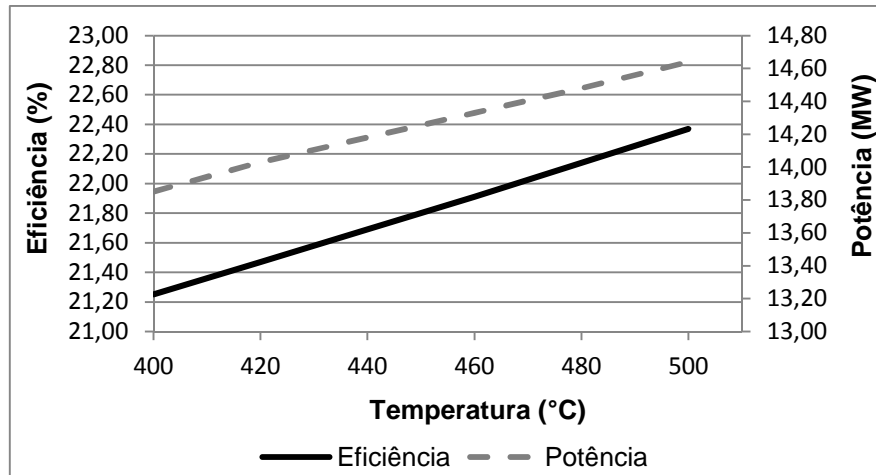


Figura 53 – Variação da eficiência e potência do ciclo de acordo com a temperatura de superaquecimento

Logo, a temperatura adotada para o vapor superaquecido em ponto de projeto foi de 480°C. Este valor foi adotado, pois com o objetivo de melhorar a potência e eficiência do ciclo, optou-se por adotar a máxima temperatura em que quando a planta é simulada em off-design, onde há variação do RSU, a máxima temperatura que o vapor superaquecido atinja respeite a faixa de 400°C e 500°. Quando operada em off design as temperaturas de vapor superaquecido permanecem dentro da faixa de temperatura mencionada anteriormente, como pode ser visto na Figura 54.

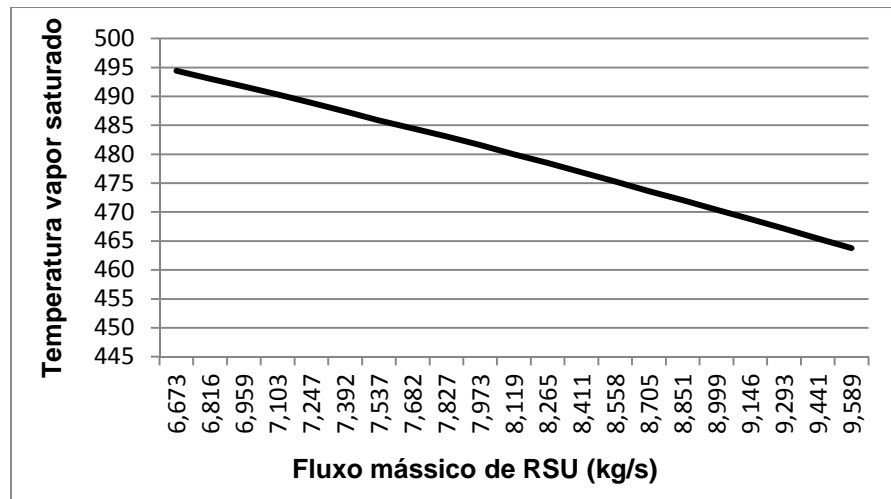


Figura 54 – Variação da temperatura do vapor superaquecido em função do fluxo mássico de RSU em off-design

A Tabela 36 trás a energia de entrada nas câmaras de combustão devido à adição dos combustíveis.

Tabela 36 – Comportamento da planta operando em off design para diferentes vazões de RSU

Ano	Primeira câmara de combustão (FB1)			Segunda câmara de combustão (DB)			
	RSU (kg/s)	ar (kg/s)	Energia de entrada (kJ/s)	Gás (kg/s)	Gás natural (kg/s)	ar (kg/s)	Energia de entrada (kJ/s)
0	6,673	16,424	30.135	22,84	0,61297	13,313	30.025
1	6,816	16,776	30.781	23,33	0,61297	13,313	30.045
2	6,959	17,128	31.427	23,82	0,60837	13,284	29.847
3	7,103	17,483	32.077	24,31	0,60837	13,284	29.867
4	7,247	17,837	32.728	24,81	0,60837	13,284	29.888
5	7,392	18,194	33.382	25,30	0,60837	13,284	29.908
6	7,537	18,551	34.037	25,80	0,60837	13,284	29.928
7	7,682	18,920	34.715	23,31	0,60837	13,284	29.950
8	7,827	19,265	35.347	26,79	0,60421	13,259	29.772
9	7,973	19,624	36.006	27,29	0,60421	13,259	29.792
10	8,119	19,983	36.665	27,79	0,60421	13,259	29.813
11	8,265	20,343	37.325	28,29	0,60421	13,259	29.833
12	8,411	20,702	37.984	28,79	0,60421	13,259	29.854
13	8,558	21,064	38.648	29,29	0,60421	13,259	29.875
14	8,705	21,426	39.312	29,80	0,60295	13,251	29.836
15	8,851	21,785	39.971	30,30	0,60295	13,251	29.856
16	8,999	22,149	40.640	30,80	0,59898	13,226	29.688
17	9,146	22,511	41.303	31,31	0,59898	13,226	29.709
18	9,293	22,873	41.967	21,81	0,59898	13,226	29.730
19	9,441	23,237	42.636	32,32	0,59898	13,226	29.751
20	9,589	23,602	43.304	32,82	0,59898	13,226	29.772

A primeira câmara é a receptora direta dos RSU. Nesta câmara foi parte do combustível não é aproveitado energeticamente uma vez que há formação de CO. A segunda câmara tem a função de realizar a combustão completa dos gases que deixam a primeira câmara. Durante as simulações observou-se que a medida que há mais RSU sendo incinerado a quantidade de gás natural e ar tendem a diminuir nesta câmara. Isso ocorre devido ao fato de que a temperatura dos gases na saída desta câmara foi fixado na temperatura de 1.200°C, portanto a medida em que mais resíduos são incinerados, maior será o fluxo de gás que entra na segunda câmara e conseqüentemente para manter esta temperatura, menos gás natural e ar são injetados na câmara de modo a alcançar esta temperatura.

Na Tabela 37 pode-se ver como as potências específicas e eficiência da usina variaram de acordo com a quantidade de RSU a serem incinerados durante os 20 anos de operação.

Tabela 37 – Visão geral do funcionamento da usina WTE durante período de 20 anos

Ano	Turbina (kW)	Superaquecedor (kW)	Evap. (kW)	Eco. (kW)	Bomba1 (kW)	Bomba2 (kW)	Potência (MW)	Eficiência (%)
0	13.028	9.096	26.631	7.768	65,78	105,18	12,62	21,32
1	13.225	9.221	27.099	7.960	67,16	107,23	12,82	21,41
2	13.380	9.315	27.473	8.123	68,29	108,90	12,97	21,51
3	13.575	9.440	27.951	8.320	69,72	111,00	13,16	21,60
4	13.771	9.564	28.432	8.521	71,16	113,3	13,35	21,68
5	13.967	9.689	28.920	8.725	72,64	115,29	13,55	21,76
6	14.163	9.813	29.413	8.932	74,13	117,48	13,74	21,84
7	14.361	9.938	29.920	9.146	75,68	119,74	13,93	21,91
8	14.515	10.031	30.317	9.325	76,92	121,54	14,09	22,00
9	14.710	10.154	30.825	9.541	78,49	123,81	14,28	22,07
10	14.903	10.276	31.337	9.761	80,08	126,11	14,47	22,14
11	15.097	10.397	31.855	9.983	81,70	130,43	14,65	22,21
12	15.289	10.517	32.378	10.209	83,35	135,07	14,84	22,27
13	15.482	10.637	32.908	10.439	85,03	139,75	15,03	22,32
14	15.662	10.747	33.413	10.662	86,64	144,52	15,20	22,38
15	15.852	10.865	33.951	10.898	88,36	149,56	15,39	22,43
16	16.008	10.956	34.400	11.106	89,83	153,91	15,54	22,50
17	16.196	11.072	34.951	11.349	91,62	159,21	15,72	22,54
18	16.383	11.186	35.508	11.596	93,43	164,69	15,90	22,59
19	16.570	11.299	36.073	11.847	95,28	170,35	16,08	22,63
20	16.755	11.411	36.644	12.102	97,16	176,17	16,26	22,66

A planta em ponto de projeto gera uma potência elétrica de 14,48 MW e a eficiência do ciclo é 23,12%, valor compatível à uma planta WTE, que segundo (WSP, 2013) a eficiência varia entre 15-25%.

4.2.3. Análise financeira da usina de incineração

- **Custo do investimento e O&M**

Segundo informações coletadas por membros da ISWA, o investimento em plantas WTE compreende uma faixa entre 300-500 USD pela capacidade de tonelada anual em países de

baixa renda e com resíduos de baixo poder calorífico. Para países de renda média com exigências de proteção estrutural da planta, que possuem resíduos com valor energético mais alto, o custo de investimento se encontra entre 400-600 USD por capacidade de tonelada anual e o investimento típico de plantas WTE em países europeus e América do Norte está na faixa de 600-900 USD pela capacidade de tonelada anual, podendo até custarem mais caras (ISWA, 2013). Do capital investido na construção de uma usina WTE em média 40% correspondem aos equipamentos do processo térmico (combustores/caldeira), 10% aos equipamentos que geram energia (turbina/gerador), 15% ao sistema de limpeza dos gases, 25% obras civis e 10% correspondem a transmissões elétricas, conexão com a rede, etc. Em relação aos custos operacionais de 25-30% correspondem à mão de obra e administração, 35-40% manutenção, 20% serviços e suprimentos e 20% gerenciamento dos resíduos (STANTEC, 2011).

Os custos de uma usina WTE variam entre si, pois depende do tamanho da planta, sua localização, dos principais equipamentos instalados, dos equipamentos de limpeza dos gases selecionados, etc. A Tabela 38 foi elaborada a partir de dados reais de algumas das principais usinas WTE na Europa.

Tabela 38 – Investimentos de plantas WTE

Usina	Tecnologia	Potência gerada (MW)	Capacidade (t/ano)	Investimento (US\$)	Custo unitário (US\$/t)
Lakeside, Londres (2010)	Grelha móvel	37,0	409.895	230.663.680 ¹	562,74
Isséane, Paris (2007)	Hitachi Zosen Inova grelhas resfriada com água	52,0	459.900	741.416.040 ²	1.612,12
Riverside, Londres (2010)	Hitachi Zosen Inova grelhas	66,0	669.775	605.492.160 ²	865,27
AEB, Amsterdam (1993)	Grelhas móveis horizontais Martin	93,3	584.400	774.078.480 ¹	1.324,57
Brescia, Itália (1998)	Martin Grelha de Ação Reversa	100,0	796.065	548.820.480 ²	689,42

¹ Custo do capital em Euro. Cotação do Euro na data 17/02/2017: €1,00 – US\$ 1,0674

² Custo do capital em Libras. Cotação da Libra na data 17/02/2017: £1,00 – US\$ 1,2428
Os valores dos investimentos foram ajustados para o ano de 2016, de acordo com a taxa anual média de inflação.

Na Tabela 39 constam os custos associados ao investimento inicial que foram calculados com base na tabela 22 e através da equação 17.

Tabela 39 – Custos iniciais da planta WTE de estudo

Unidades da planta WTE			
	Custo – C_a (€)	Custo (US\$)	Custo unitário (US\$/t)
Construção	18.001.349,68	19.214.640,64	75,01
Sistema de queima e caldeira	24.608.294,71	26.266.893,77	102,54
Ciclo vapor-água	18.005.979,40	19.219.582,41	75,03
Tratamento de limpeza dos gases			
Filtro de manga	3.263.583,77	3.483.549,31	13,60
SNCR	1.872.354,35	1.998.551,03	7,80
Carvão ativado e cal	3.076.010,72	3.283.333,84	12,82
Lavador a seco	4.614.016,08	4.925.000,76	19,23
Total	73.441.379,72	78.391.328,72	306,01
Cotação do Euro na data 17/02/2017: €1,00 – US\$ 1,0674 Os valores dos custos em Euro foram ajustados do ano de 2002 para 2016 com a inflação média de 28%.			

O investimento necessário para uma planta cuja capacidade anual é de 256.169,83 toneladas anuais de RSU, cuja potência é de 14,28 MW foi estimado em US\$78.391.328.

O custo de operação e manutenção também foram baseados no estudo de Stubenvoll *et al.* (2002). Da mesma forma que no cálculo do investimento, para os custos de O&M foi necessário adequa-los para a capacidade da planta deste trabalho, através da equação 17, chegando aos seguintes valores da Tabela 40:

Tabela 40 – Custos de O&M da usina WTE de estudo

Unidades da planta WTE			
	Custo (€)	Custo (US\$)	Custo unitário (US\$/t)
Sistema de queima e caldeira	4% do capital	984.323,42	4,10
Ciclo vapor-água	540.179,38	576.587,47	2,25

Tratamento de limpeza dos gases			
Filtro de manga	209.319,51	223.427,65	0,87
SNCR	38.115,78	40.684,79	7,80
Carvão ativado e cal	186.566,73	199.626,40	0,78
Lavador a seco	202.615,49	216.271,77	0,84
Total	2.161.120,33	2.226.095,05	16,64
Cotação do Euro na data 17/02/2017: €1,00 – US\$ 1,0674. Os valores dos custos em Euro foram ajustados do ano de 2002 para 2016 com a inflação média de 28%.			

Além das despesas de operação e manutenção, há o gasto pela compra do gás natural, combustível auxiliar. Segundo a Comgas, empresa de distribuição de gás natural em São Paulo, o preço do gás natural canalizado usado nas termoeletricas é de 0,056599 R\$/m³. Para a queima dos gases de exaustão da primeira câmara a vazão mássica de gás natural é 0,61 kg/s no software GateCycleTM. Sabendo que 1 kg de gás natural equivale a 1,3 m³, a vazão de gás natural é de 22.838.400,00 m³/ano.

- **Receitas do projeto**

Como já mencionado, as receitas consideradas no projeto foram a venda de energia elétrica, a comercialização dos créditos de carbono, receita pelo tratamento dos RSU e a venda dos metais contidos nas cinzas.

As cinzas representam de 20% a 30% da massa de resíduos a serem incinerados. Foi adotado o valor de 30% para as cinzas de fundo, ou seja, do total de 8,12 kg/s de resíduos incinerados, serão geradas 210,55 t/dia ou 10.183,3 t/ano de cinzas. Das cinzas de fundo foi assumido que 7% correspondem ao alumínio e 2% ao ferro. Com todos os dados necessários, obtiveram-se as receitas do projeto que se mantêm constantes durante todos os anos como pode ser visto na Tabela 41:

Tabela 41 – Receitas anuais do projeto WTE

Venda de energia (US\$)	Venda de CER's (US\$)	Taxa de tratamento (US\$)	Venda de Alumínio (US\$)	Venda de ferro (US\$)
8.832.874,87	916.228,83	1.337.657,99	1.623.946,41	508.050,27

Despesas	O&M	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)
	Compra de gás natural	(417.732,23)	(417.732,23)	(417.732,23)	(417.732,23)	(417.732,23)	(417.732,23)	(417.732,23)	(417.732,23)
Fluxo de caixa		10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26
Fluxo de caixa descontado acumulado		(10.297.405,89)	(5.408.511,38)	(1.043.427,00)	2.853.969,77	6.333.788,31	9.440.769,15	12.214.859,19	14.691.725,29

Anos		Ano 16.	Ano 17	Ano 18	Ano 19	Ano 20
Investimento						
Receitas	Venda de energia	8.832.874,87	8.832.874,87	8.832.874,87	8.832.874,87	8.832.874,87
	Venda de CER's	916.228,83	916.228,83	916.228,83	916.228,83	916.228,83
	Tratamento do RSU	1.337.657,99	1.337.657,99	1.337.657,99	1.337.657,99	1.337.657,99
	Venda de Al	1.623.946,41	1.623.946,41	1.623.946,41	1.623.946,41	1.623.946,41
	Venda de Fe	508.050,27	508.050,27	508.050,27	508.050,27	508.050,27
Despesas	O&M	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)	(2.105.392,88)
	Compra de gás natural	(49.990,91)	(49.990,91)	(49.990,91)	(49.990,91)	(49.990,91)
Fluxo de caixa		10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26	10.695.633,26
Fluxo de caixa descontado acumulado		16.903.212,89	18.877.755,38	20.640.739,75	22.214.832,94	23.620.273,28
VPL = US\$ 1.499.100,95 TIR = 12% Payback descontado = 18 anos LCOE = 113,22 US\$/MWh						

Na Figura 55 está representado o caixa de fluxo da usina WTE.

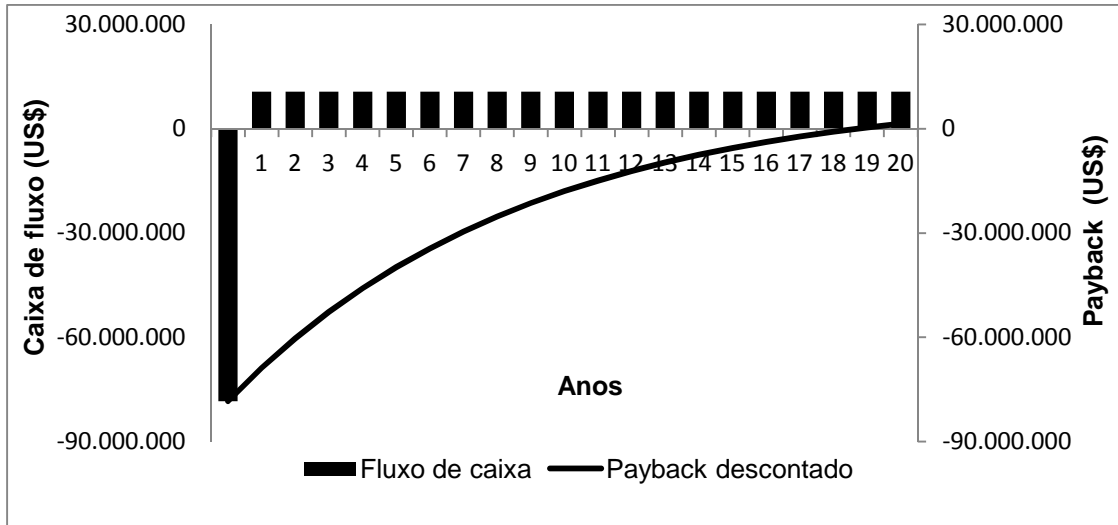


Figura 55 – Caixa de fluxo da usina WTE

A análise econômica da usina WTE, indica que o projeto é viável apresentando VPL positivo de US\$ 1.499.100,95, com taxa interna de retorno de 12%, retorno do investimento a partir do décimo oitavo ano e preço da energia de 113,22 US\$/MWh.

4.3. Comparação das tecnologias

A Tabela 43 apresenta o resumo da análise econômica para os dois projetos.

Tabela 43 - Resumo da análise econômica

Características	Usina WTE	Aterro Sanitário
Potência (MW)	14,28	2,93
VPL (US\$)	1.499.100,95	2.834.091,89
TIR (%)	12	18
Payback descontado (anos)	18	12
LCOE (US\$/MWh)	113,22	31,13

Os dois empreendimentos apresentam vantagens e desvantagens. Gerar energia através da queima do RSU é vantajoso, por exemplo, em relação á quantidade de energia produzida. No cenário hipotético da usina WTE, esta gera cerca de cinco vezes mais energia que o aterro sanitário. Uma das razões para isso é que o tempo de aproveitamento energético do aterro é menor que da usina WTE. O aterro sanitário gera energia por 15 anos, enquanto que a usina WTE produz energia por 20 anos. Outra razão é o fato de que o biogás é formado por 50% de

metano, principal combustível e nem todo biogás é coletado para gerar energia elétrica. Além disso, a vazão de biogás é variável. Já a usina WtE aproveita todo potencial energético do RSU durante a queima. Nos 20 anos de operação a usina WtE gerará 2.316.800 MWh e o aterro sanitário 352.033 MWh. De acordo com EPE (2017), a média do consumo mensal de energia nas residências brasileiras é de 158 kWh por mês, ou seja, a usina WtE abastecerá em torno de 61 mil residências e a energia gerada no aterro sanitário seria capaz de abastecer em torno de 9 mil residências.

Em relação a viabilidade econômica, gerar energia elétrica através do aterro pareceu ser um empreendimento mais seguro, pois a usina WTE requer um valor de investimento muito maior que a do aterro sanitário, devido à seus equipamentos de alto tecnologia. O valor do investimento no aterro sanitário é 15 vezes menor que na usina WTE. Além disso a usina WTE necessitou que fossem contabilizadas todas as receitas para que o projeto se tornasse viável e que qualquer mudança no preço dos custos do investimento, O&M ou receitas já poderá inviabilizar o projeto.

Comparando o LCOE do aterro sanitário, US\$31,13/MWh, e o da usina WtE, US\$113,22/MWh, o custo da energia da usina é maior principalmente por causa do custo do investimento. Em relação à outras tecnologias renováveis, segundo IRENA (2018), o custo da energia no Brasil para a energia eólica está entre 60-70US\$/MWh e o da energia gerada pelas hidrelétrica está abaixo de 40 US\$/MWh. De acordo com o World Economic Forum (2016), o LCOE da energia solar sofreu uma queda de US\$600 a uma década atrás, para US\$300 cinco anos depois e agora está perto ou abaixo dos US\$100/MWh em alguns países. Pode-se concluir que a energia gerada no aterro sanitário se mostra mais competitivo que o da usina WTE e de outras tecnologias renováveis.

4.4. Análise de sensibilidade

De acordo com o Manual de análise de custos e benefícios dos projetos de investimento (2003), na análise de sensibilidade variam-se as variáveis consideradas como “críticas”, variáveis que determinam os custos e benefícios em uma análise financeira, de modo a fornecer diferentes valores de VPL e TIR. Esta ferramenta possibilita a criação de diversos cenários que permitem prever possíveis situações futuras que um projeto possa a vir a enfrentar.

Para a análise de sensibilidade foi verificado o comportamento do VPL quando há variação das variáveis que compõem as principais receitas dos dois projetos. Para isso variou-se em +-

50% o investimento, os preços da energia elétrica, do crédito de carbono, das sucatas de alumínio e ferro e da taxa de tratamento do RSU, como pode ser visto na Figura 56.

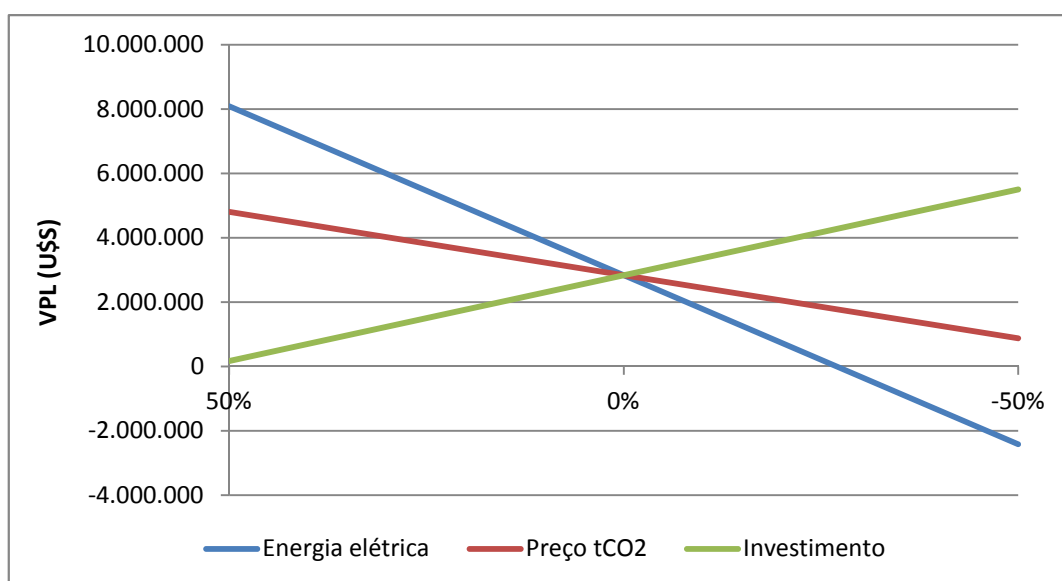


Figura 56 – Análise de sensibilidade para o aterro sanitário

Para o aterro sanitário o parâmetro que mais influencia financeiramente o projeto é o custo da energia elétrica. Se houver uma redução de 30% no valor o projeto se torna inviável.

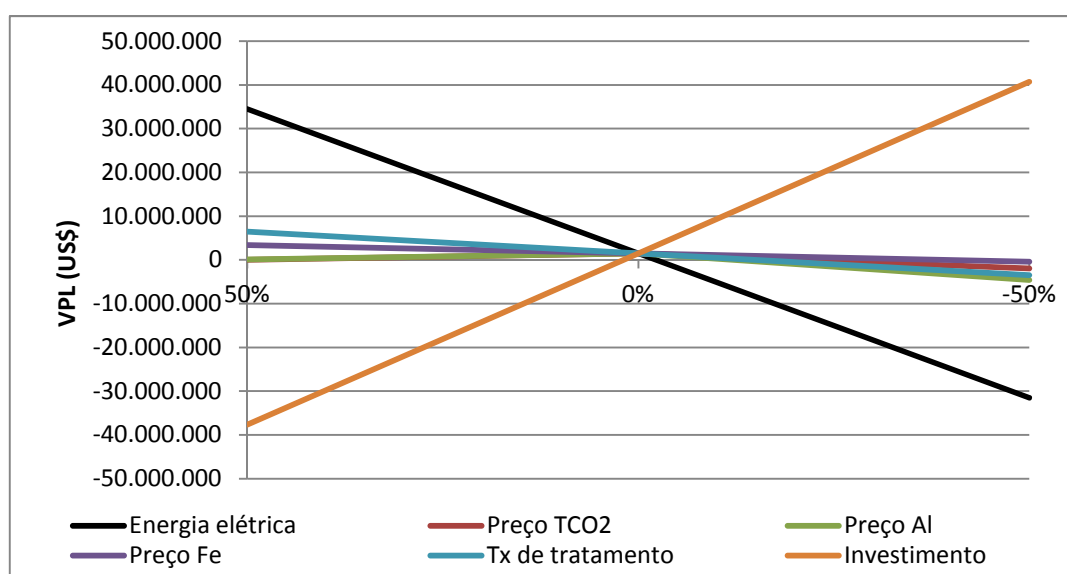


Figura 57 – Análise de sensibilidade para a usina WTE

Pela Figura 57 observa-se que no projeto da usina WTE os dois parâmetros que mais influenciam a análise financeira é o preço da energia elétrica e o investimento. A venda da energia elétrica é a principal receita do projeto da usina WTE e no caso de que o preço da energia elétrica diminua mais de 24% do preço atual, ou seja, se o preço da energia for menor

que \$57,47/MWh, o projeto se torna inviável. Em relação ao investimento, este é o maior custo de uma usina, devido principalmente ao custo dos equipamentos para o tratamento dos gases, influenciando a viabilidade do projeto dependendo do preço dos equipamentos que serão utilizados.

4.5. Análise de sustentabilidade

Como foi descrito na metodologia, a análise de sustentabilidade foi baseada em 5 indicadores de sustentabilidade descritos a seguir:

- **Emissão de gás efeito estufa:** A principal ferramenta utilizada em muitos estudos realizados sobre os impactos ambientais causados pela utilização de diferentes tecnologias que tratam os RSU é a análise do ciclo de vida.

Os principais gases efeito estufa emitidos no aterro sanitário e na incineração dos RSU são respectivamente o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂).

De acordo com Wittmaier *et al.* (2009) e Leme *et al.* (2014), os aterros sanitários apresentam maior potencial de aquecimento global devido às emissões fugitivas de metano, que equivale 25 vezes o potencial de aquecimento global do CO₂.

Na incineração, segundo Mendes *et al.* (2004), Eriksson *et al.* (2005), Yay (2005) e Dong *et al.* (2014), a emissão de CO₂ é resultado da combustão de carbono fóssil presente nos materiais como borracha e o plástico, por exemplo.

Aumentar a eficiência na coleta do biogás e utilizar o metano para geração de energia elétrica ajuda na redução do potencial de aquecimento global no aterro sanitário (HONG, 2010; DONG *et al.*, 2014), enquanto que gerar energia elétrica e/ou calor na incineração substituem o uso dos combustíveis fósseis (DONG *et al.*, 2014).

Na Tabela 44 são apresentados alguns trabalhos, que dentre outras tecnologias analisadas para o tratamento dos RSU, compararam o potencial de aquecimento global da geração de energia elétrica através do aterro sanitário e da incineração. A diferença nos valores obtidos em cada estudo é devido aos diferentes parâmetros adotados na análise do ciclo de vida.

Tabela 44 – Potencial de aquecimento global da incineração e aterro sanitário

Unidade	Aterro Sanitário	Incineração	Fonte
kg CO ₂ eq./ton RSU	508	339	Eriksson et al. (2005)
	398,51	219,32	Wittmaier et al. (2009)
	464	285	Leme et al. (2014)
	625	247	Hong et al. (2010)
	900	600	Mendes et al. (2010)
	512	346	Yay (2015)
	300	200	Dong et al. (2014)

Fonte	Incineração (kg CO ₂ eq./ton)	Aterro Sanitário (kg CO ₂ eq./ton)
Eriksson et al. (2005)	339	508
Wittmaier et al. (2009)	219,32	398,51
Leme et al. (2014)	285	464
Hong et al. (2010)	247	625
Mendes et al. (2010)	600	900
Yay (2015)	346	512
Dong et al. (2014)	200	300

- **Uso de terra:** Os aterros sanitários necessitam de áreas extensas de terra para seu estabelecimento. A sua construção impacta a flora e a fauna devido á remoção da vegetação existente ali (DANTHUREBANDARA et al, 2013).

Nas grandes cidades, onde o volume de lixo gerado é alto, já não há espaço para construção de novos aterros sanitários. é uma das razões para que alguns países da Europa e Japão tenham investido nas usinas WTE. Segundo Psomopoulos *al.* (2009) uma usina WTE processa 1 milhão de toneladas por ano exige uma área menor que 100.000 m². Em comparação, o aterro com 30 milhões de toneladas de RSU exigiria em média 3.000.000 m² de área. Segundo Li *et al.* (2015) o aterro sanitário utiliza ente 200 e 900 m²/ton de resíduos e a usina WTE utiliza entre 40 e 100 m²/ton. Enquanto as usinas WTE queimam todo resíduo, os aterros sanitários utilizam toda a extensão de sua área para enterrarem os RSU.

Durante as fases de operação e de encerramento deve-se monitorar o aterro sanitário de forma a garantir a preservação do meio ambiente, da população que vive ao seu entorno, da segurança da obra, estabilidade do maciço e integridade dos sistemas de drenagem do lixiviado. Após ter sido encerrada as atividades do aterro sanitário, este deve ser monitorado no mínimo por 10 anos (LANZA e CARVALHO, 2006), uma vez que os RSU ali depositados continuam a se decompor produzindo metano e chorume. O monitoramento se faz através do controle físico-químico e bacteriológico das águas superficiais em pontos determinados tecnicamente a montante e jusante do aterro; monitoramento das águas subterrâneas; controle da qualidade do chorume após

o tratamento; controle da descarga de líquidos lixiviados no sistema de tratamento; inspeção visual pra possíveis indício de erosão, trincas e fissuras na camada de cobertura e medida de pressões de gases e líquidos no interior do maciço (ELK, 2007).

Após o fechamento do aterro sanitário é necessário cuidados especiais para a reutilização de sua área, pois a decomposição dos resíduos pode levar décadas até sua estabilização. Além da geração de metano e chorume, devido à composição heterogênea dos resíduos, por maiores que tenham sido os cuidados tomados durante sua operação, é possível a ocorrência de recalques elevados, resultado do comportamento viscoso dos resíduos e perda de massa pelo processo de decomposição. Um aterro sanitário pode sofrer recalques durante décadas. Essa situação pode dificultar e onerar as construções nesses locais (ELK, 2007; ALVES, 2010).

Segundo Souza (2017), antes de reutilizarem áreas de aterros sanitários desativados é necessário que se faça o monitoramento ambiental e geotécnico. O primeiro visa verificar e medir o volume de gases que está sendo produzido. Dependendo do volume de RSU e matéria orgânica ali depositada, a liberação de gases pode se estender por até 40 anos. O monitoramento se estende também a qualidade dos solos e recursos hídricos. O segundo monitoramento, o geotécnico, monitora o processo de deformação e compactação do solo, avaliando a capacidade do terreno suportar cargas.

No caso dessas áreas serem liberadas para uso é necessária a manutenção e recomposição dos taludes danificados pela erosão, correção de possível aparecimento de chorume, realização de revegetação, etc. Dificilmente a área do aterro readquire características mecânicas de resistência para suportar grandes edificações. A partir de processo de licenciamento ambiental, com diversos estudos de especialistas, a área poderá ser liberada pra outra finalidade (SOUZA, 2017).

- **Dioxina:** A dioxina é formada na combustão incompleta dos resíduos gerando subprodutos como clorofenóis e clorobenzenos, precursores para formação dioxina ou sua formação está atrelada com o mecanismo conhecido como “síntese de novo”, que através de reações elementares entre carbono, hidrogênio, oxigênio e cloro em temperaturas entre 300 e 400 °C (ASSUNÇÃO e PESQUERO, 1999).

Como ocorre na maioria dos processos de combustão, a combustão do biogás no *flare* ou para a recuperação energética resulta em vestígios de emissões de dioxina. Não são esperadas emissões significativas uma vez que o biogás apresenta poucos precursores que são necessários para a formação da dioxina, apresentando emissões bem inferiores às das usinas WTE. A concentração de dioxina gerada na combustão do biogás varia entre não detectável a 0,1 ng TEQ/Nm³ (WORLD BANK, 2011). As dioxinas que deixam a zona de combustão nas usinas WTE são quase que indetectáveis a altas temperaturas. Após saírem da zona de combustão as quantidades de dioxinas presentes nos gases de combustão das usinas WTE estão compreendidas geralmente entre 3-10 ng TEQ/Nm³ em uma planta nova ou 10-100 ng TEQ/Nm³ em uma planta obsoleta (BUEKENS, 2010). Segundo EC (2006) e Mukherjee *et al.* (2016) as emissões de dioxina estão entre 0,5-10 ng TEQ/Nm³ se for praticada uma boa combustão

Alguns estudos compararam as tecnologias da geração de energia elétrica através do biogás produzido nos aterros sanitários e das usinas WTE através da análise do ciclo de vida.

No estudo de Leme *et al.* (2010) e Cherubini *et al.* (2009) a tecnologia utilizada na incineração foi a queima direta dos RSU. Dong *et al.* (2014) utilizou leito fluidizado e co-firing com o carvão para manter estável a temperatura da queima. Em relação ao aterro sanitário Leme *et al.* (2010) considerou a geração de energia elétrica a partir do motor de combustão interna e Cherubini *et al.* (2009) e Dong *et al.* (2014) utilizaram turbinas a gás.

Os resultados obtidos nesses estudos foram que a categoria de impacto de toxicidade humana, que leva em conta a emissão de dioxina, é maior nas usinas WTE que nos aterros sanitários. Para Leme *et al.* (2010), foi constatado que durante a incineração a emissão de dioxinas é 134 vezes maior que no aterro. Dong *et al.* (2014) concluiu que a incineração gera três vezes mais dioxinas que os aterros e para Cherubini *et al.* (2009) a geração de dioxina através da incineração é aproximadamente 4 vezes maior que nos aterros sanitários.

- **Social:** Entre gerar energia através das usinas WTE ou através do aterro sanitário a escolha por muitas pessoas seria a última opção, uma vez que o aterro sanitário é a técnica de disposição de RSU mais conhecida e usada em todo mundo. No Brasil além

do aterro sanitário ser considerado a forma ambientalmente mais correta de tratamento dos RSU gerar energia através dele é mais viável economicamente para os municípios.

As implicações ambientais são as principais causas da desconfiança da população em relação á escolha da tecnologia WTE no gerenciamento dos RSU. Os principais obstáculos para implantação de usinas WTE é a imagem que a sociedade tem da queima do lixo sem a preocupação com os poluentes emitidos e o alto custo de investimento. A necessidade das instalações das usinas serem próximo ás zonas urbanas vai contra a opinião pública devido ás preocupações e dúvidas relacionadas ás questões de saúde. A preocupação é de que as plantas não sejam operadas e monitoradas de forma a garantir a eficiência no controle das emissões de poluentes (World Energy Council, 2016).

Outro ponto é a preocupação de que a taxa de reciclagem diminua com as usinas WTE operando, porém os países que geram energia através da incineração dos RSU são também os que possuem maior taxa de reciclagem. Tomando o Brasil como exemplo, mesmo depois da criação da PNRS que estabelece metas como a redução, reutilização e reciclagem, a quantidade de materiais descartados pela população continua a aumentar, os índices de reciclagem não acompanharam o aumento paulatino das iniciativas municipais de coleta seletiva e muitos resíduos sólidos ainda são depositados em locais inadequados, como em lixões e aterros controlados, representando riscos ao meio ambiente e á saúde pública.

A vantagem de se utilizar a usina WTE é tratar o RSU, diminuindo o uso da terra usado nos aterros sanitários e ao mesmo tempo fornece energia para a população local.

Portanto entre as duas tecnologias a usina WTE foi considerada mais sustentável que o aterro sanitário. Como discutido anteriormente os principais problemas do aterro sanitário são as emissões de gás metano, que mesmo o aterro sendo operado corretamente, o biogás sendo queimado nos *flares* ou sendo utilizado para gerar energia elétrica há as emissões fugitivas. No quesito do uso da terra em que são exigidas grandes áreas, depois de fechado, o aterro ainda necessita ser monitorado devido á possíveis problemas ambientais que possam ocorrer até a estabilização do processo de decomposição dos resíduos ali depositados. Ao contrário, a área da usina WTE pode ser reutilizada sem qualquer tipo de problema.

Capítulo 5

5. Conclusões

Os resultados mostraram que ambos os cenários para geração de energia elétrica apresentaram viabilidade econômica, porém gerar energia através do biogás de aterro sanitário apresenta a vantagem de ser uma tecnologia de baixo investimento e baixo custo de O&M. Ao contrário, a usina WTE apresenta a vantagem de gerar mais energia elétrica de modo a atender um maior número populacional, porém economicamente esta tecnologia se apresentou muito dependente dos bons preços dos parâmetros adotados neste trabalho para que seja viável.

As usinas WTE se mostram como uma boa opção para o gerenciamento dos RSU, pois além de gerar energia elétrica, seriam evitadas que toneladas de RSU fossem depositados nos aterros sanitários ou que tivessem uma disposição inadequada. As implicações ambientais são as principais causas da desconfiança da população em relação à escolha da tecnologia WTE no gerenciamento dos RSU. A preocupação da sociedade é de que as plantas não sejam operadas e monitoradas de forma a garantir a eficiência no controle das emissões de poluentes. Logo, para a implantação de usinas WTE no Brasil é necessário ultrapassar barreiras políticas e sociais e devem existir mais incentivos para que essa tecnologia seja mais vantajosa economicamente.

Recomendações

Um dos objetivos deste trabalho é mostrar que existem outras possibilidades de tratamento dos RSU além do aterro sanitário, como as usinas WTE, a qual possui inúmeras vantagens como já descrito anteriormente. No entanto algumas sugestões são cabíveis para que se tenha um resultado mais próximo da realidade brasileira como, por exemplo:

- Realizar a análise econômica das tecnologias utilizando o custo de equipamentos brasileiros;
- Realizar a análise econômica levando em consideração os custos para o monitoramento do aterro sanitário depois do mesmo estar fechado.
- Comparar os resultados deste trabalho com uma análise tecno-econômica em que há separação dos materiais recicláveis;
- Realizar uma análise de ciclo de vida para quantificar as emissões de poluentes de cada tecnologia;

- Realizar uma análise econômica dos projetos para diferentes faixas populacionais.

6. Bibliografia

Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. NBR 8419: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos: procedimento. Rio de Janeiro, 1992.

_____. NBR 10004: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza e Resíduos Sólidos. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2016.

ABRELPE e PLASTIVIDA. Caderno Informativo de recuperação energética, 2012.

AIRES, R. D., LOPES, T. A., BARROS, d. M., CONEGLIAN, C. M., SOBRINHO, G. D., & PELEGRINI, S. T. (2003). Pirólise. *III Fórum de Estudos Contábeis*, (p. 11).

ALMEIDA, R. P.; BORTONI, E. C.; HADDAD, J. . Estimativa do Potencial Energético não aproveitado de Biomassa de Resíduos Agrícolas no Estado de Goiás. In: VII Congresso Brasileiro de Planejamento Energético, 2010, São Paulo. Anais VII Congresso Brasileiro de Planejamento Energético, 2010.

ALVES, A. K. Proposta de manual técnico de medidas preventivas e corretivas para aterro sanitários encerrados. 2010. 210f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 2010.

AMAZONAS, M. Compostagem de lixo urbano. Projeto Reciclagem. São Paulo: v.1, 1990.

AMERICAN BIOGAS COUNCIL. Frequent questions. Disponível em: <https://www.americanbiogascouncil.org/biogas_questions.asp>. Acesso em: 19 set. de 2016.

ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Matriz de energia elétrica, 2016a. Disponível em:< <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso em: 24 fev. de 2017.

_____. Banco de dados da Aneel. Resultado dos leilões de geração, 2016b. Disponível em: < <http://www.aneel.gov.br/resultados-de-leiloes>>. Acesso em: 28 mar. de 2017.

_____. Atlas de energia elétrica do Brasil. 3 ed. Brasília, 2008c. Disponível em:<<http://www2.aneel.gov.br/arquivos/pdf/atlas3ed.pdf>>. Acesso em: 21 fev. de 2017.

ARAÚJO, D.S.S. Co-combustão de biomassa e carvão em leito fluidizado: impactos nas emissões atmosféricas de NO_x, SO₂, CO, dioxinas e furanos e material particulado. 2008. 141p. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Faculdade de Ciências e tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

ARENA, U. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. *ELSEVIER*, p. 15. 2011a.

_____. Gasification: An Alternative Solution for Waste Treatment with Energy Recovery. *Waste Managemen..* 31 (3): 405–6. 2011b.

ASSAMOI, B.; LAWRYSHYN, Y. The environmental comparison of landfilling vs. incineration of MSW accounting for waste diversion. *Waste Management*, N° 32, p.1019–1030, 2012.

Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. NBR 10004 – Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSUNÇÃO, J. V., PESQUERO, C. R. Dioxinas e furanos: origens e riscos. *Journal of Public Health*. V.33, n 5, p. 523-530, 1999.

BADEIE, A. Thermal pretreatment of municipal solid waste. 2013. 42p Dissertação (Mestrado em Ciência com ênfase em Recuperação de Recursos – School of Engineering, University of Borås, Borås, 2013.

BALCAZAR, J. G. C.; DIAS, R. A.; BALESTIERI, J. A. P. Analysis of hybrid waste-to-energy for medium-sized cities. *Energy*, v. 55, p. 728-741. 2013.

BARRERA, P. Biodigestores: Energia, fertilidade e saneamento para zona rural. 2 ed. São Paulo: Ícone, 1993.

BARROS, R. M. Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Interciência; Minas Gerais: Acta, 2013.

BARROS, R. M. *et al.* The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. *Energy Policy*. V. 65, p. 150-164, Ed. Elsevier, 2014.

BASTOS, B. Q. Tecnologias de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos. 81p. Escola Politécnica – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

BENETTI, L. B. Avaliação do índice de desenvolvimento sustentável do município de Lages (SC) através do método do Painel de Sustentabilidade. 2006. 215f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

BEN - Balanço Energético Nacional 2015: ano base 2014. Brasília, 2015. 291p.

BIDONE, F.R.A. Resíduos sólidos provenientes de coletas especiais: eliminação e valorização. PROSAB 2. ABES/RJ. Porto Alegre, 2001.

BOSMANS, A.;HELSEN, L. Energy from waste: review of thermochemical technologies for refuse derived fuel (RDF) treatment. Venice, Italia. 2010.

BRANCHINI, L. Waste-to-energy: advanced cycles and new design concepts for efficient Power plants. 150 p. Ed. Springer, 2015.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 316 - Dispõe sobre Procedimentos e Critérios para o Funcionamento de Sistemas de Tratamento Térmico de Resíduos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília (DF), 20 de novembro de 2002. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res316_02.html>. Acesso em: 29 jul de 2016.

_____. Lei Federal No 12.305/2010, de 2 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. Diário Oficial de União, Brasília, DF. 02 de agosto de 2010.

Buekens, Alfons, & Cen, Kefa. PVC and waste incineration - modern technologies solve old problems. *ICIPEC 2010: The 6th International Conference on Combustion, Incineration/Pyrolysis and Emission Control: Waste to Wealth*, Malaysia, 2010.

BULC, V., DELBEK, J., MEISSNER, G., 2016. Industry: energy efficiency, shipping, transport, decarbonization.

CAIXETA, D.M. Geração de energia elétrica a partir da incineração de lixo urbano: O caso de Campo Grande/MS.2005. 83 p. Programa de pós-graduação Lato Sensu em Direito Ambiental e Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília.

CEMPRE – Compromisso Empresarial Para a Reciclagem. Review 2015. Disponível em:<<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/artigos>>. Acesso em: 6 fev. 2016.

CENBIO – Centro Nacional de Referência em Biomassa. Projeto Instalação e Testes de uma Unidade de Demonstração de Geração de Energia Elétrica a partir de Biogás de Tratamento de Esgoto – ENERG-BIOG. Relatório Técnico Final. São Paulo, 2005.

CETESB. Emissões de metano no tratamento e na disposição de resíduos, São Paulo, 2006. Disponível em: <<http://biogas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/27/2014/01/livrobiogas.pdf>>. Acesso em: 5 set 2016.

_____. Manual do usuário do programa de computador biogás, geração e uso energético. 2006, 61.

CARNEIRO, M. L. N. M. Análise termoeconômica e ambiental de uma usina de aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso da planta Zabalgardi/Bilbao adaptada para a realidade brasileira. 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Programa de pós-graduação em engenharia mecânica, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

CEWEP, 2014. Waste-to-Energy Plants in Europe. , p.2014. Disponível em: <<http://www.cewep.eu/information/data/studies/index.html>>. Acesso em: 4 Julho 2016.

CHANDLER, A. J. Review of dioxins and furans from incineration in support of a Canada-wide standard review. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 246 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 5). Belo Horizonte, 1997.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*. V. 34, P. 2116–2123, 2008.

COELHO, S. T.; VELÁSQUEZ, S. M. S. G; SILVA, O. C. A conversão da fonte renovável biogás em energia. *V Congresso Brasileiro do Planejamento Energético*, 31 de maio a 2 de julho de 2006, Brasília – DF.

COOLSWEEP. Global analysis of the waste-to-energy field. 2012. Disponível em:<http://cleancluster.dk/wp-content/uploads/2015/04/Deliverable-1-2_-report-on-Global-analysis-of-WtE.pdf>. Acesso em: 9 set de 2016.

COPEL – Companhia Paranaense de Energia. Relatório de sustentabilidade. 2015.

COSTA, R. J. R., Produção e aplicação de biogás. 2011. 133 f. Dissertação (Mestrado em Automação e Comunicações em Sistema de Energia) – Instituto Superior de Engenharia de Coimbra, Portugal.

DEFRA – Department for environment food & rural affairs. Incineration of municipal solid waste. 2013.

DANTHUREBANDARA, M., VAN PASSEL, S. NELEN, D., A, VAN KAREL, TIELEMANS, Y. Environmental and socio-economic impacts os landfills. Linnaeus ECO-TECH 2012. P26-28, 2012.

DIAS, A. L. A. Mercado mundial dos créditos de carbono: histórico e estado da arte. 2016. 66 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

DONG, J., CHI, Y., ZOU, D., FU, C., HUANG, Q., NI, M. Comparison of municipal solid waste treatment technologies from a life cycle perspective in China. *Waste Management and Research*.V.32, p.13-23, 2014.

EBA – European Biogas associanton. The biogas report 2015. 2015. Disponível em: <<http://european-biogas.eu/2015/12/16/biogasreport2015/>>. Acesso em: 14 set de 2016.

EC – European Commission. Integrated Pollution Prevention and Control - Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration, 2006. Disponível em:<<https://www.dublincity.ie/councilmeetings/documents/s10549/Pollution%20Prevention%20Control%20reference%20document.pdf>>. Acesso em: 20 set 2017.

EEA - European Environment Agency. Air pollutant emission inventory guidebook-2013: technical guidance to prepare national emission inventories, 2009. 16 p. (CAP. 5.C.1.Incineration of domestic or municipal wastes (without energy recovery). (Technical report series n°12). Disponível em: < <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013#tab-related-briefings>>. Acesso em: 24 agosto 2016.

EL-DEIR, S. G. Resíduos sólidos: perspectivas e desafios para a gestão integrada / Soraya Giovanetti El-Deir. -- 1. ed. -- Recife : EDUFRPE, 2014.

ENGEBIO Engenharia LTDA. Estudo da arte e de viabilidade técnica, econômica e ambiental da implantação de uma unidade de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica em uma região conjunto de municípios no estado de Minas Gerais. Relatório 1: Estado da Arte do Tratamento Térmico de Resíduos Sólidos Urbanos com Geração de Energia Elétrica, Porto Alegre, 2009, 276 p.

EPA-U.S. Environment Protection Agency. Emission factor documentation for AP-42 section 2.4 municipal solid waste landfills-revised. North Carolina, USA. 2006.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. Nota Técnica DEN 06/08. Avaliação Preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS. Rio de Janeiro, 2008.

_____. Nota Técnica DEA 16/14. Economicidade e competitividade do aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 2014.

_____.Resenha mensal do mercado de energia elétrica, 2017. Disponível em: <<http://antigo.epe.gov.br/ResenhaMensal/Forms/EPEResenhaMensal.aspx>>. Acesso em: 22 fev de 2017.

ERIKSSON, O., REICH, M. C., FROSTELL, B., BJORKLUND, A., ASSEFA, G., SUNDQVIST, J. O., GRANATH, J., BAKY, A., THYSELIUS, L. Municipal solid waste management from a system perspective. *Journal of Cleaner Production*. V.13, P. 241-252, 2005.

ESTET - Environmental. Services Training and Education Trust. The Viability of Advanced Thermal Treatment of MSW in the UK. 2004.

EUROPA. UR-Lex. Acesso ao direito da União Europeia. Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros. Disponível em: <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:1999L0031:20081211:PT:PDF>>. Acesso em: 16.ago 2017.

_____. Directiva 2000/76/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 4 de dezembro de 2000, relativa à incineração de resíduos. Disponível em: < <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0076>>. Acesso em: 29 jul 2016.

_____. Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas directivas. Disponível em: <<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:312:0003:0030:PT:PDF>>. Acesso em: 16 ago 2017.

European IPPC Bureau. Reference document on the best available techniques for waste incineration. Waste management and the environment III. Seville, ES: 2006.

EUROBSERVER. Biogas barometer. 2017. Disponível em: < <https://www.euroobserver.org/biogas-barometer-2017/>>. Acesso em: 18 mar de 2018.

EUROSTAT. Municipal waste statistics, 2016. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Municipal_waste_statistics>. Acesso em: 23 nov, 2016.

FACHAGENTUR Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR). Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. , p.236. 2010.

FADE - FUNDAÇÃO DE APOIO AO DESENVOLVIMENTO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES. Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão. Pernambuco: Universidade Federal de Pernambuco, 2014.

FARZADKIA, M.; DJAHED, B.; SHAHSAVANI, S.; DEHGHANIFARD E. Prediction of gas emission and derived electrical power generation from shiraz landfill. Global Nest

Journal, v.17, p.487-497, 2015.

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente. Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos Urbanos: Guia de orientações para Governos Municipais de Minas Gerais, Belo Horizonte, 163 p. 2012.

_____. Orientações básicas para operação de aterro sanitário. Belo Horizonte,. 19 p. 2006.

FELIPETTO, A. V. M. Conceito, planejamento e oportunidades. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. Disponível em: <www.ibam.org.br/publique/media/02-mdl.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2017.

GONÇALVES, M. A.; TANAKA, A. N.; AMEDOMAR, A. A. A destinação final dos resíduos sólidos urbanos: alternativas para a cidade de São Paulo através de casos de sucesso. Future studies research journal: trends and strategies. São Paulo,v. 5, n 1, p. 96-129, 2013.

GOULART, B.S., ALVIM, A.M. (2011) A comercialização de créditos de carbono e seu impacto econômico e social. Revista Acadêmica da Análise, Porto Alegre, v. 22, n. 1, p. 72-88, 2011.

GRIPP, W. G. Aspectos técnicos e ambientais da incineração de resíduos sólidos urbanos: considerações sobre a proposta para São Paulo. São Carlos: 1998. 208 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

HAMDAM, M. O.; HEJASE, H. A.; FARDOUN, A. A., NOURA, H. M. Renewable energy:generation and applications . Al Ain: Springer. 2014.

HAUSER, P. D. e LEMME, C. F. Modelo Financeiro para Avaliação de Projetos de Incineração de Resíduos Sólidos Municipais, no Âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Rio de Janeiro – RJ, Revista de Gestão Social e Ambiental, Mai. - Ago. 2007, V. 1, Nº. 2, p. 56-73. Disponível em:< <https://www.revistargsa.org/rgsa/article/view/23>>. Acesso em: 21 fev 2017.

HENRIQUES, R. M. Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: uma abordagem tecnológica. 204 p. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento energético). Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.

HONG, J., LI, X., ZHAOJIE, C. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. *Waste Management*. V. 30, p. 2362-2369, 2010.

HOORNWEG, D. e BHADA-TATA, P. What a waste: a global review of solid waste management. Washington: Urban Development & Local Government Unit, World Bank, 2012. 98 p. (Urban Development Series, 15).

HUMER, M.; LECHNER, P. Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills. *Waste Management & Research*, v.17, p 443-452, 1999.

IBAM - Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.240 p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - 2008. IBGE: Rio de Janeiro, 2008.

_____. Cidades: população do município de Juiz de Fora, 2010. Disponível em:<<http://ibge.gov.br/cidadesat/painel/populacao.php?lang=&codmun=313670&search=minas-gerais%7Cjuiz-de-fora%7Cinfograficos:-evolucao-populacional-e-piramide-etaria>>. Acesso em: 14 jan de 2017.

_____. Estimativas de população enviadas ao TCU. Disponível em:<www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/estimativa_tcu.shtm>. Acesso em: 14 jan de 2017.

ICLEI. Manual para aproveitamento do biogás. Aterros sanitários. Vol. 1. São Paulo, 2009. 80 p.

IGU – International Gas Union. Biogas – from refuse to energy. 2015. Disponível em:<[http://www.igu.org/sites/default/files/node-page_field_file/IGU% 20Biogas %2 0 Report % 202015.pdf](http://www.igu.org/sites/default/files/node-page_field_file/IGU%20Biogas%20Report%202015.pdf)>. Acesso em: 14 set de 2016.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos. Relatório de pesquisa. Brasília, 2012. 82 p.

IRENA - International Renewable Energy Agency. *Biomass for Power Generation*, Renewable Energy Technologies: Cost Analysis Series, 2012. Disponível em: <

https://www.irena.org/DocumentDownloads/Publications/RE_Technologies_Cost_Analysis-BIOMASS.pdf>. Acesso em: 14 fev 2017.

_____. Renewable Power generation costs in 2017. 2018. Disponível em:<
<http://www.irena.org/publications/2018/Jan/Renewable-power-generation-costs-in-2017>>.

Acesso em: 19 mar de 2018.

ISWA – International Solid Waste Association. Circular economy: energy and fuels, 2014. Disponível em: <http://www.iswa.org/fileadmin/galleries/Task_Force_s/Task_Force_Report_5.pdf>. Acesso em: 19 fev 2017.

JENKINS, S. D.; LEGRAND, R. Conversion technologies: a new option for MSW management. 13th North American Waste to Energy Conference , (p. 7). Orlando, 2005.

JESWANI, H. K.; AZAPAGIC. A. Assessing the environmental sustainability of energy recovery from municipal solid waste in the UK. Waste Management, N° 50, p.346–363, 2016.

JÚNIOR, C. A. B. (org.). Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades. PROSAB/FINEP. 2003.

KHALID. A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. 2011.

KLAUS, O. L. Potencial de aproveitamento de resíduos sólidos urbanos da Mesorregião Oeste do Paraná para geração de energia elétrica. 110 p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2014.

KOMILIS, D. P., KISSAS, K., SYMEONIDIS, A. Effect of organic matter and moisture on the calorific value of solid wastes: An update of the Tanner diagram. 2013. Disponível em: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X13004601>>. Acesso em: 02 fev. 2016.

LANDIM, A. L. P. F.; AZEVEDO, L. P. O aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários: unindo o inútil ao sustentável. 2008. Disponível em: <
https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/2433/1/BS%2027%20O%20aproveitamento%20energ%C3%A9tico%20do%20biog%C3%A1s_P.pdf>. Acesso em: 19 set de 2016.

LANZA, V. C. V.; CARVALHO, A. L. Orientações básicas para operação de aterro sanitário. 2006. Disponível em: <<http://www.feam.br/images/stories/arquivos/Cartilha%20Aterro2.pdf>>. Acesso em: 18 jan. de 2018.

LEITE, M. B. F; SILVA, G. H. J; SOUZA, L. F. Modelos matemáticos para o crescimento da população do estado de São Paulo e a exploração de diferentes taxas de crescimento. *SciELO*, Bauru, vol. 17, n°4. 2011. Disponível em:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-73132011000400010>. Acesso em: 15 jul de 2017.

LEME, M. M. V., Avaliação das Opções Tecnológicas para Geração de Energia a Partir dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. 2010. 138 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Energia. Universidade Federal de Itajubá, 2010.

LEME, M. M. V., ROCHA, M. H., LORA, E. E. S., VENTURINI, O. J., LOPES, B. M., FERREIRA, C. H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*. V. 87, P. 8-20, 2014.

LI, P.; WANG, K.; MENG, L.; XUE, D. An Overview of municipal organic waste disposal in China. In: International Conference on Energy, Environmental & Sustainable Ecosystem Development, *Yunnan, Kunming, China, 21 – 23, 2015*.

LIMA, L.M.Q., Lixo: Tratamento e Biorremediação: 3ª Edição, São Paulo SP: HEMUS, 1995. 265 p.

_____. Tratamento do lixo. 2ª edição revista. São Paulo: Hemus Editora Ltda., 1991. 243 p.

LOPES, E.J. Desenvolvimento de sistema de gaseificação via análise de emissões atmosféricas: 2014. 146 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências dos Materiais) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências dos Materiais. Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2014.

LOPES, E. J.; OKAMURA, L. A.; YAMAMOTO, C. I. Formation of dioxin and furans during municipal solid waste gasification. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. Vol. 32, n° 01, pp. 87-97.2015.

MAMEDE, M. C. S. Avaliação econômica e ambiental do aproveitamento energético de resíduos sólidos no Brasil. 2013. 123 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento de Sistemas Energéticos) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

Manual de análise de custos e benefícios dos projectos de investimento. Unidade responsável pela avaliação, DG Política Regional, Comissão Europeia. 2003. Disponível em:< [http:// ec.europa.eu/regional_policy /sources/ docgener /guides /cost/ guide02_pt.pdf](http://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/guides/cost/guide02_pt.pdf)>. Acesso em: 20 mar 2016.

McKay, G. Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*. Vol. 86. pp. 343-368. 2002.

MENDES. M. R., ARAMAKI, T., HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resources Conservation and Recycling*. V. 41, P 47-63, 2004.

MENDES. M. R., ARAMAKI, T., HANAKI, K. Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resources Conservation and Recycling*. V. 41, P 47-63, 2004.

MENEZES, F. W. Avaliação tecnológica de geração energética com resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil. 2013. 155 f. Dissertação (Mestrado em Agroenergia) – Fundação Getúlio Vargas, Escola de Economia de São Paulo, São Paulo.

MENEZES, R. A. A.; GERLACH, J. L.; Menezes, M. A. Estágio atual da incineração no Brasil. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E

MEHMOOD, S. Energy and exergy analyses of biomass co-firing based pulverized coal power generation. 2011. 126 f. Master of Applied Science - Faculty of Engineering and Applied Science Mechanical Engineering Program, University of Ontario Institute of Technology, Canada.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Aproveitamento energético de biogás de aterros sanitários. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario>>. Acesso: 11 jan 2017.

MME – Ministério de Minas e Energia. Luz para todos, 2000.

-----, Aproveitamento energético do biogás de aterro sanitário. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario>>. Acesso em: 19 set de 2016.

MORGADO, T.C.; FERREIRA, O.M. Aproveitamento na co-geração de energia. Estudo para a região metropolitana de Goiânia. Universidade Católica de Goiás, 2006.

MUKHERJEE, A., DEBNATH, B., GHOSH, S. K. A review on technologies of removal of dioxins and furans from incinerator flue gas. Procedia Environmental Sciences. V. 35, p. 528-540, 2016

NAAMI, M., CEBRIÁN, P.E. Thermal Conversion of MSW a Comparison of the System Performance: Direct Combustion Versus Conversion Through Syngas in CHP Plant. 46 p. Bacharelado em Ciências – KTH School of Industrial Engineering and Management, Stolckholm, 2014.

NASCIMENTO, F.S. Desenvolvimento de protótipo de gaseificador de resíduos combustíveis em leito horizontal. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2015.

National Bureau of Statistics of China. China Statistical Yearbook on the Environment; Chinese Statistics Press: Beijing, China, 2014.

NOGUEIRA, L. A. H.; LORA, E. E. S. Dendrologia: fundamentos e aplicações. 2^a. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2003.

ORTH, M. H. A.; MOTTA, F. S. M. Considerações sobre a incineração de resíduos urbanos. Revista Limpeza Pública, São Paulo, nº76, 2011. Disponível em: < <http://www.ablp.org.br/revistaPDF/lpbaixa.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2016.

PAVAN, M. D. C. O..Geração de Energia a partir de resíduos sólidos urbanos: avaliação e

diretrizes para tecnologias potencialmente aplicáveis no Brasil., 187 p. Tese (Doutorado em Energia) - Programa de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, 2010.

Portal Connaissance des Energies. Disponível em: <<http://www.connaissancedesenergies.org/quel-prix-fixer-la-tonne-de-co2-pour-reduire-les-emissions-du-secteur-electrique-160419>>. Acesso em: 15 jul. de 2017.

PIÑAS, J. A. V; VENTURINI, O. J; LORA, E. E. S; OLIVEIRA, M. A; ROALCABA, O. D. C. Aterros sanitários para geração de energia elétrica a partir da produção de biogás no Brasil: comparação dos modelos LandGEM (EPA) e Biogás (Cetesb)*. *Revista Brasileira de Estudos de População*, Rio de Janeiro, v.33, n.1, p.175-188. 2016.

PNRS. POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS. Lei Nº 12305 de 2 de agosto. 2010. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm>. Acesso: 16/01/2017.

PSOMOPOULOS, C.S.; BOURKA, A. THEMELIS, N.J. Waste-to-energy: a review of status and benefits in USA. *Waste Management*, V. 29, P 1718–1724, 2009.

PUNA, J. F. B.; BAPTISTA, B. S. A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos - perspectiva ambiental econômico energética. *Quim. Nova*, Vol. 31, Nº 3. Lisboa/Portugal. 2008. 645-654p

QUINA, M.J.; BORDADO, J. C. M.; FERREIRA, R. M. Q. Air Pollution Control in Municipal Solid Waste Incinerators. Portugal. 2011.

QUICKER, P. Furnace. Waste-to-Energy Research and Technology Council. Disponível em: < <http://www.wtert.eu/default.asp?Menu=12&ShowDok=20>>. Acesso em: 14 jul. 2016.

RABONI, M.; URBINI, G. Production and use of biogas in Europe: a survey of current status and perspectives. *Revista Ambiente Água* 2014, 9, 192–202.

REIS, J.F.R. Eliminação de dioxinas em cinzas volantes com nanopartículas de ferro. 2009. 137 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química e Bioquímica) - Universidade Nova de Lisboa, Portugal, 2009.

REN – Renewable Energy Policy Network. Annual reporting on renewable: ten year of excellence. 2015.

REZENDE, A. G. O. B. Avaliação do potencial energético e econômico do tratamento, destinação e reutilização de resíduos sólidos urbanos (RSU). 165p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) – Universidade Federal de São João Del Rei, 2015.

RODRIGUES, T. S. N. Estudo de viabilidade do aproveitamento energético do biogás gerado em célula experimental no aterro controlado da Muribeca – Pernambuco (PE). Dissertação (Mestrado Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

ROMEIRO, D. L., ALMEIDA, E., LOSEKANN, L. A escolha de tecnologias de geração elétrica. *In: 5th Latin American Energy Economics Meeting*, 2015.

TCHOBANGLIOUS, G., THEISEN, H., and Vigil, S. *Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues*, McGrall-Hill, Inc., New York, 949 p. 1993.

TOLMASQUIM, M.T. (org) *Fontes Renováveis de Energia no Brasil*, Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2003.

SABBAS, T. et al. Management of municipal solid waste incineration residues. *Waste Management*. V. 1, P 61-88, 2003..

SANTOS, P. E. A., PASSANEZI, P. M. S., PAREDES, M. M., GIORDANO, C. V., PAMISANO, A., TEPASSÊ, A. C., ROSINI, A. M. *Experiências corporativas em sustentabilidade e responsabilidade social*. 1 ed. São Paulo: Editora Baraúna, 2014.

SANTOS, I. F. S. Proposta de um método escalonado para a motorização do Aproveitamento do Biogás Gerado por Aterros Sanitários para Fins de Geração de Energia Elétrica. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia). Universidade Federal de Itajubá (MG), 2015.

SANTOS, E.M.; RAMOS, R.E.B.; PINHEIRO, J.I. Resíduos sólidos urbanos: uma abordagem teórica da relevância, caracterização e impactos na cidade de Natal. RN. 2002.

SCARLAT, N., MOTOLA, V., DALLEMAND, J. F., MONFORTI-FERRAIRO, F., MOFOR, L. Evaluation of energy potential of municipal solid waste from African urban areas. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. V.50, P 1269-1286. 2015.

SCHALCH, V. et al. Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos. Disciplina do curso de pós-graduação em Hidráulica e Saneamento. São Carlos (Apostila), Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, 91p, 2002.

SCHUCH, S. L. Condomínio de agroenergia: potencial de disseminação na atividade agropecuária. 51 p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Cascavel, 2012.

SCHNEIDER, D. R., BOGDAN, D. L., LONCAR, D. Cost analysis of waste-to-energy plant. *Strojarstvo*. V. 3, P 369-378, 2010.

SHAN, C. S. Projecting municipal solid waste: The case of Hong Kong SAR. *Resources, Conservation and Recycling*, v.54, p. 759-768, 2010.

SILVA, C. A. B. V. Limpeza e purificação de biogás. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Escola de Ciências e Tecnologia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2009.

SILVA, F.C.L. Implantação do sistema de gestão ambiental na indústria alimentícia. 46 p. Programa de Pós Graduação em Gestão Ambiental, Universidade Candido Mendes, Rio de Janeiro, 2010.

SILVA, T. R. Metodologia para a determinação teórica da potência ótima conseguida a partir da combustão do biogás gerado em aterro sanitário: Estudo de caso do aterro sanitário de Itajubá-MG. 164 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia), Universidade Federal de Itajubá (MG), 2012.

SILVA, HARLEY. Aspectos demográficos associados à geração de resíduos domiciliares no município de Belo Horizonte, 2002. Dissertação (Programa de pós-graduação em Demografia do Centro de Desenvolvimento e Planejamento Regional) - Faculdade de Ciências Econômicas da Univerisidade Federal de Minas Gerais, 2008.

SCHUCH, S. L. Agroenergia da biomassa residual animal: Oportunidade de negócio e renda, na região oeste do Paraná. 2012. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

SOUZA, F. A reutilização de áreas de antigos aterros sanitários e lixões. (2017). Disponível em: < <https://ferdinandodesousa.wordpress.com/2017/03/24/a-reutilizacao-de-areas-de-antigos-aterros-sanitarios-e-lixoes/>>. Acesso em: 16 jan. de 2018.

SOUZA, M. F., Tratamento de resíduos sólidos urbanos com recuperação energética por meio da tecnologia de plasma – estudo de caso para região de Taubaté – SP. 2014. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental e Negócios no Setor Energético) – Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SOUZA, J. S. Análise crítica sobre técnicas de avaliação de investimentos mais utilizados pelas empresas. In: XXVII Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2007, Foz do Iguaçu.

STANTEC. Waste to energy: A Technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices, 2011. Disponível em: <http://www.eprenewable.com/uploads/files/61_BCMOE-WTE-Emissions-final.pdf>. Acesso em: 17 jul de 2016.

STUBENVOLL, J.; BOHMER, S.; ZEHETNER, I. State of the art for waste incineration plants. Vienna, 2002.

TAN, S.T.; HASHIM, H.; LEE, C.T.; LIM, J. S.; KANNIAH, K.D. Optimal waste-to-energy strategy assisted by GIS For sustainable solid waste management. In: *8th International Symposium of the Digital Earth*. 18, 2014.

TEIXEIRA, P. F. Oxidação Biológica do Metano em Coberturas de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Dinâmica do Processo e Aspectos Geotécnicos. 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Geotécnica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2008.

THEMELIS, N. J.; BARRIGA, M. E. D.; ESTEVEZ, P.; VELASCO, M. G. Guidebook for the application of waste to energy Technologies in Latin America and Caribbean. 2013.

TOLMASQUIM, M. T. Fontes renováveis de energia no Brasil. Editora Interciência, 515 p. Rio de Janeiro, 2003.

TURCONI, R., BOLDRIN, A., ASTRUP, T., BUTERA, S. Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models. 20

UDOMSRI, S., Combined electricity production and thermally driven cooling from municipal solid waste. 2011. 88 f. Tese (Doutorado em Engenharia Industrial e Gerenciamento) – Royal Institute of Technology, Stokholm, 2011.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Energy Project Landfill Gas Utilization Software (*E-PLUS*) *User's Manual*. EPA-30-B-97-006. 1997.

_____. Solid Waste Management and Greenhouse Gases – A Life-Cycle Assessment of Emission and Sinks, 2006.

_____. Global Methane Initiative - US, "Landfill Gas Energy Utilization Technologies," in International Best Practices Guide for LFGE Projects, 2012, pp. 33-50.

VAN ELK, A. G. H. P. Mecanismos de desenvolvimento limpo aplicado a resíduos sólidos: redução de emissões na disposição final. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. Disponível em: <http://www.ibam.org.br/media/arquivos/estudos/03-aterromdl1.pdf>. Acesso em: 29 ago de 2016.

VEHLOW, J. Air pollution control systems in WtE units: an overview. *Waste Management*. V. 37, P 58-74, 2014.

VIEIRA, G. E. G.; CAMPOS, C. E. A.; TEIXEIRA, L. F.; COLEN, A. G. N. Produção de biogás em áreas de aterro sanitário: uma revisão. *Revista Liberato, Novo Hamburgo*, v. 16, n. 26, p. 101-220

ZAFAR, S. Gasefication of municipal solid waste. *Energy Management*. V. 1, P 47-51, 2009.

ZHAO, I., GIANNIS, A., LAM, W.Y., LIN, S. X., YIN, K., YUAN, G. A., WANG, J. Y. Characterization of Singapore RDF resources and analysis of their heating value. *Sustain Environ Res*; 26:51–54. 2016.

ZANETTE, A. L., Potencial de aproveitamento energético do biogás no Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro/COPPE, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: http://www.ppe.ufri.br/pppe/production/tesis/zanet_teluiz.pdf. Acesso em 10 de out 2016.

ZANTA, V. M.; FERREIRA, C. F. A. Gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos. In: *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Armando Borges de Castilho Júnior (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 294p.

Disponível em: <www.researchgate.net/publication/266446543_Gerenciamento_Integrado_de_Residuos_Solidos_Urbanos>. Acesso em: 26 ag. 2016.

WILSON, B. (2014). Comparative Assessment of gasification and incineration in integrated waste management systems. Disponível em: <http://www.eprenewable.com/uploads/files/63_5__Gasification_White_Paper_10-08_2014.pdf>. Acesso em: 17 jul de 2016.

WSP. Waste technologies: waste to energy facilities. A Report for the Strategic Waste Infrastructure Planning (SWIP) Working Group, commissioned by the Government of Western Australia, Department of Environment and Conservation. 2013.

WITTMAYER, M., LANGER, S., SAWILLA, B. Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany. *Waste Management*. V. 29, p.1732-1738, 2009.

YAY, A. S. E., Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. *Journal of Cleaner Production*. V. 94, p. 284-293, 2015.

YOKOGAWA: Co-innovation tomorrow. Disponível em: <<http://www.yokogawa.com/industries/power/renewable-energy/waste-to-energy/>>. Acesso em: 15 jul. 2016.