

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

VANDERSON HENRIQUE NEVES FREIRE

**ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS
EM UM ATERRO SANITÁRIO PARA APROVEITAMENTO
ENERGÉTICO**

FLORIANÓPOLIS
2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

VANDERSON HENRIQUE NEVES FREIRE

**ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS
EM UM ATERRO SANITÁRIO PARA APROVEITAMENTO
ENERGÉTICO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior.

FLORIANÓPOLIS
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

FREIRE, VANDERSON HENRIQUE NEVES
ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM
UM ATERRO SANITÁRIO PARA APROVEITAMENTO ENERGÉTICO /
VANDERSON HENRIQUE NEVES FREIRE ; orientador,
Armando Borges de Castilhos Junior, 2018.
102 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,
2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Aterro sanitário. 3.
Modelagem de biogás. 4. Geração de energia. I.
Castilhos Junior, Armando Borges de. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.



**“ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM UM
ATERRO SANITÁRIO PARA APROVEITAMENTO ENERGÉTICO”**

VANDERSON HENRIQUE NEVES FREIRE

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

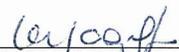
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:



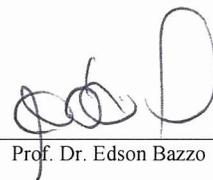
Prof. Armando Borges de Castilhos Jr.
(Orientador)



Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer



Prof. Dr. Paulo Belli Filho



Prof. Dr. Edson Bazzo



Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer
(Coordenadora)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram de alguma forma na realização desse Mestrado.

À minha família, em especial meus pais, Maria Aparecida e Dorvalino, que me apoiaram em todos os momentos, desde a decisão de iniciar o curso até a escrita dessa dissertação, e sempre souberam oferecer bons conselhos.

Ao meu companheiro, Bernardo, que acompanhou diariamente as conquistas e dificuldades ao longo do curso, me apoiou e ajudou a finalizar essa etapa.

A todos os meus amigos, em especial Yara, Vanderléia, Maryah, Gabrielle, Matias, Ana, Thais, Letícia, Gabriela, e tantos outros que tornaram essa caminhada mais leve e me ajudaram a encontrar soluções para os problemas enfrentados.

À Universidade Federal de Santa Catarina e à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade de formação e crescimento profissional.

Ao meu orientador, Prof. Armando, pelo apoio e confiança na realização desse trabalho, mesmo com as adversidades encontradas.

Aos demais professores do curso com os quais tive contato, em especial da banca examinadora, pelos ensinamentos e contribuições.

Aos colegas do LARESO, LABCET e demais colegas de pós-graduação, pela ajuda prestada e companheirismo durante a realização do projeto.

À CAPES, bela bolsa de estudos, à FINEP, pelo financiamento da pesquisa e à empresa Recycle Catarinense de Resíduos Ltda. e sua equipe, especialmente ao Eng. Galdino Savi, pelo auxílio na realização da pesquisa.

Obrigado a todos!

RESUMO

A geração de energia elétrica e o panorama dos resíduos sólidos vêm se alterando recentemente no Brasil, devido aos impactos ambientais acumulados pelas atividades ao longo dos anos. Unindo essas tendências, começam a surgir empreendimentos que visam aproveitar o biogás de aterros sanitários para gerar energia e trazer maior rentabilidade. Porém, os mecanismos complexos de degradação anaeróbia em aterros representam uma incerteza para a execução dessas atividades. Essa dissertação tem por objetivo determinar as características naturais do biogás de um aterro sanitário no município de Brusque/SC e estabelecer um modelo matemático adequado para estimar o potencial de produção de biogás, visando seu aproveitamento energético. As características do biogás foram determinadas por meio de coletas de dados de vazão e composição do biogás em um dreno do aterro. Para estimar a quantidade total de biogás produzida pelo aterro, foram aplicados três modelos matemáticos, propostos pelo Banco Mundial, pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC). Os dados de campo indicam que o biogás possui boa qualidade, com concentração de CH_4 de aproximadamente 57% e baixas concentrações de H_2S e O_2 , porém com vazão relativamente reduzida no dreno analisado, em média $12,61 \pm 1,60 \text{ Nm}^3/\text{h}$, inferior à vazão requerida pelo motor do projeto de pesquisa. Dentre os três modelos aplicados para estimar a produção de biogás pelo aterro, o mais adequado foi o modelo Scholl-Canyon, proposto pelo Banco Mundial, com uma produção média de $25.026.642 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$, com um pico de $83.524.480 \text{ m}^3\text{CH}_4$ no ano de 2031. A partir dessa estimativa, foi calculado o potencial máximo de geração de energia elétrica a partir do biogás, levando a uma média de 3,5 MW, com valor máximo de 11,7 MW. Isso seria suficiente para abastecer continuamente em média 16.050 residências, no período de 2012 a 2051, o que representa 48% das residências do município de Brusque/SC.

Palavras-chave: Aterro sanitário. Modelagem de biogás. Geração de energia.

ABSTRACT

Energy generation processes and the prospects around solid residues have been changing recently in Brazil, due to the accumulation of environmental impacts through the years. Uniting these tendencies, some national enterprises have begun to focus on utilizing biogas from landfills to generate energy and bring more profitability. However, the complex mechanisms of anaerobic degradation in landfills represent an uncertainty in the planning process for these activities. The objective of this dissertation is to determine the natural characteristics of the biogas from a solid waste landfill in Brusque/SC and to establish an adequate mathematical model that can estimate the biogas production potential of such landfill, aiming its electric energy conversion. Flow rate and composition of the biogas were analyzed after site data collection in one drain of the landfill. To estimate the total amount of landfill gas produced, three mathematical models were applied, proposed by the World Bank, the United States Environmental Protection Agency (EPA) and the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). The field data indicate the biogas has fine quality, with CH₄ concentration of approximately 57% and low concentrations of H₂S and O₂, however the flow rate from the analyzed drain was relatively low, with an average of 12.61±1.60 Nm³/h, which is lower than what is required by the combustion engine from the research project. Among the three mathematical models applied to estimate the landfill gas production, Scholl-Canyon model, proposed by the World Bank, was considered more appropriate, with an average production of 25,026,642 m³CH₄/year, reaching a maximum value of 83,524,480 m³CH₄ in 2031. From this estimative, the maximum energy generation potential was calculated, leading to an average of 3.5 MW, with a maximum value of 11.7 MW. That would be enough to continuously provide electric energy for an average of 16,050 residences from 2012 to 2051, representing 48% of the residences in Brusque/SC.

Keywords: Landfill. Biogas modeling. Energy generation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Poder calorífico inferior do biogás de acordo com a concentração de metano.	27
Figura 2. Fases generalizadas da geração de gases em um aterro sanitário.	29
Figura 3. Representação gráfica de produção de gás após um período de 5 anos de deposição de materiais orgânicos de rápida e lenta decomposição.	40
Figura 4. Exemplo de curva de geração de gás pelo modelo Scholl-Canyon.	44
Figura 5. Produção de gás no modelo triangular.	54
Figura 6. Fluxograma do algoritmo geral do Modulo [®] 4.0.	58
Figura 7. Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa.	61
Figura 8. Localização do aterro em relação ao município de Brusque/SC.	62
Figura 9. Grupo gerador utilizado no macroprojeto.	64
Figura 10. Painel de purificação de biogás por adsorção em carvão ativado.	65
Figura 11. Coleta de dados para caracterização do biogás.	66
Figura 12. Termo-anemômetro digital Dwyer modelo 471-2.	67
Figura 13. Analisador de gases Landtec modelo GEM 5000.	68
Figura 14. Evolução temporal da vazão de biogás e CH ₄ durante a coleta de dados.	76
Figura 15. Estimativa de produção de CH ₄ pelo modelo Scholl-Canyon.	79
Figura 16. Estimativa de produção de CH ₄ pelo modelo LandGEM. ...	80
Figura 17. Estimativa de produção de CH ₄ pelo modelo de primeira ordem do IPCC.	81
Figura 18. Comparação entre as estimativas de produção de CH ₄ a partir dos três modelos estudados.	82
Figura 19. Potencial máximo de geração de energia durante o ciclo de vida do aterro.	87

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.....	25
Tabela 2. Composição média do biogás de diferentes origens.....	27
Tabela 3. Efeitos de variáveis que influenciam a geração de biogás.....	32
Tabela 4. Impurezas do biogás e suas possíveis consequências.....	34
Tabela 5. Tecnologias de aproveitamento energético do biogás e seus respectivos requisitos de qualidade.	35
Tabela 6. Principais métodos de remoção de impurezas do biogás.....	36
Tabela 7. Valores sugeridos para k no modelo Scholl-Canyon.....	45
Tabela 8. Valores sugeridos para L_0 no modelo Scholl-Canyon.....	45
Tabela 9. Valores recomendados para k no modelo LandGEM.....	47
Tabela 10. Eficiência das tecnologias de controle ou aproveitamento de biogás em aterros sanitários.	49
Tabela 11. Valores padrão para fator de correção de metano.	50
Tabela 12. Valores padrão para carbono orgânico degradável.....	51
Tabela 13. População atendida pelo aterro sanitário.	63
Tabela 14. Precisão das medições fornecidas pelo termo-anemômetro digital Dwyer modelo 471-2.	67
Tabela 15. Precisão das medições fornecidas pelo analisador de gases Landtec modelo GEM 5000.	68
Tabela 16. Valores selecionados dos parâmetros k e L_0 para os modelos de estimativa de produção de biogás.....	70
Tabela 17. Coletas de dados de campo para caracterização do biogás do aterro.	73
Tabela 18. Análise estatística descritiva dos dados de campo.	74
Tabela 19. Projeção da deposição de resíduos no aterro, com crescimento anual de 3,69%.....	77

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	OBJETIVOS	21
1.1.1	Objetivo Geral	21
1.1.2	Objetivos Específicos	21
1.2	JUSTIFICATIVA.....	21
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	23
2.2	ATERRO SANITÁRIO	24
2.3	BIOGÁS DE ATERRO.....	26
2.3.1	Processo Biológico de Formação do Biogás	29
2.3.2	Fatores que Afetam a Geração de Biogás em Aterros	31
2.3.3	Impurezas Presentes no Biogás de Aterros.....	34
2.3.4	Deslocamento do Biogás em Aterros	36
2.4	MODELOS DE ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS	37
2.4.1	Modelo do Banco Mundial.....	43
2.4.2	Modelo da EPA	46
2.4.3	Modelo do IPCC.....	49
2.4.4	Métodos Alternativos de Estimativa da Produção de Biogás	52
2.5	GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DE BIOGÁS.....	59
3	MATERIAL E MÉTODOS	61
3.1	LOCAL DE ESTUDO	62
3.2	GRUPO GERADOR.....	64
3.3	LEVANTAMENTO DE DADOS DE CAMPO	66
3.4	ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS	69
3.5	POTENCIAL DE GERAÇÃO DE ENERGIA	71
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS.....	73
4.2	PROJEÇÃO DA QUANTIDADE DE RESÍDUOS.....	77
4.3	ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO ATERRO.....	78
4.3.1	Modelo Scholl-Canyon – Banco Mundial	78
4.3.2	Modelo LandGEM – EPA	79
4.3.3	Modelo de Primeira Ordem do IPCC	80
4.4	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	81
5	CONCLUSÃO	91
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95

1 INTRODUÇÃO

O Brasil segue uma tendência energética discrepante da maioria dos países, uma vez que a maior parte da energia elétrica gerada e consumida é renovável. Porém, ocorre grande concentração das fontes energéticas, uma vez que 64% da energia gerada é de origem hidráulica, contra 11,5% de energia proveniente de outras fontes renováveis. A maioria das centrais elétricas é pertencente ao serviço público, ao passo que apenas 16,6% da energia gerada no país é pertencente aos autoprodutores, que geralmente produzem a energia no próprio local de consumo. A capacidade instalada em centrais termoelétricas ocupa o segundo lugar na matriz energética, porém a maior contribuição é proveniente de combustíveis fósseis, enquanto a biomassa se concentra na utilização do bagaço da cana-de-açúcar. Entre as fontes de biomassa para geração de energia, o biogás ocupa apenas a quarta posição, com 84 MW de capacidade instalada (BRASIL, 2016).

Lentamente, esse panorama vem se alterando em favor da geração de energia de forma distribuída, já que o desenvolvimento de novas tecnologias vem reduzindo o custo associado à instalação e operação de centrais de pequeno e médio porte. Os investimentos iniciais de geradores independentes e autoprodutores em pequenas centrais energéticas só se tornam viáveis quando a eletricidade produzida localmente está associada a um custo substancialmente inferior ao oferecido pela concessionária de energia, trazendo a perspectiva de um retorno financeiro futuro. Porém, há outros benefícios econômicos para o país na geração distribuída, sobretudo ao reduzir as perdas na transmissão de energia, permitir maior confiabilidade e menores riscos associados à oferta energética, promover o desenvolvimento regional e minimizar os impactos ambientais relacionados à geração de energia elétrica (RODRÍGUEZ, 2002).

Quando a geração distribuída é aliada às fontes renováveis de energia, o ganho ambiental é ainda maior. Entre essas fontes renováveis, está o biogás, proveniente da degradação anaeróbia de diversos materiais, como os resíduos sólidos urbanos. O biogás é composto principalmente por metano e dióxido de carbono, ambos gases de efeito estufa, embora o metano possua potencial de aquecimento global 28 vezes superior ao dióxido de carbono (IPCC, 2015). O tratamento e recuperação energética desse biogás, no contexto dos projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), têm auxiliado na redução desse impacto ambiental, aliando a geração de energia elétrica à

redução da emissão de gases de efeito estufa. Estima-se que desde o início da aplicação desses projetos, mais de 200 mil toneladas de metano deixaram de ser emitidas em aterros destinados à disposição de resíduos sólidos no Brasil (BRASIL, 2013). Porém, mesmo assim ainda se observa um aumento gradativo nas emissões totais de metano, devido ao crescimento da população. A geração de resíduos sólidos urbanos e a demanda por energia elétrica também são afetadas por esse crescimento, o que evidencia o potencial e a necessidade de desenvolvimento das tecnologias de aproveitamento dos resíduos sólidos para geração de energia elétrica no país.

No contexto geográfico e histórico brasileiro, o aterro sanitário é considerado como a melhor técnica ambientalmente correta de disposição de rejeitos, o que inclui a captação e tratamento do biogás gerado para evitar a emissão descontrolada de metano para a atmosfera. Por meio da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), foi reforçada a responsabilidade dos municípios em gerenciar seus resíduos sólidos urbanos corretamente, tornando obrigatória a disposição em aterros e a elaboração de planos municipais integrados de gerenciamento de resíduos. Terminados os prazos estabelecidos, muitos municípios ainda não cumprem tais requisitos, encontrando-se geralmente uma situação pior nos pequenos municípios, onde faltam recursos para a construção de aterros. A captação de recursos por meio dos projetos de MDL e do aproveitamento do biogás podem amortecer os custos de implantação e operação do aterro, auxiliando no cumprimento da legislação por parte dos municípios.

Aterros sanitários representam grandes reatores bioquímicos com entrada de água e resíduos sólidos urbanos, que por sua vez são formados por uma infinidade de combinações de materiais com diferentes mecanismos de degradação. O lixiviado (fase líquida) e o biogás (fase gasosa) representam as saídas desse sistema, após a degradação anaeróbia (TCHOBANOGLOUS; KREITH, 2002). Devido à complexidade desse sistema, há elevada incerteza quanto à taxa de geração do biogás, dificultando a aplicação de sistemas de aproveitamento energético. Para permitir o planejamento de tais empreendimentos com relativa segurança, as fases de degradação anaeróbia de aterros sanitários foram amplamente estudadas, resultando na formulação de modelos matemáticos empíricos capazes de estimar, em caráter preliminar, a vazão potencial de biogás do aterro e seu teor de metano. A aplicação desses modelos é, portanto, imprescindível para determinar a viabilidade de sistemas de aproveitamento de biogás.

Esta pesquisa está relacionada com um macroprojeto multidisciplinar realizado com recursos da Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), em parceria entre o Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, com o Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (LABCET), do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), sob coordenação do prof. Dr. Paulo Belli Filho. O projeto visa instalar, operar e estudar a geração de biogás e sua conversão energética em um aterro sanitário no município de Brusque, em Santa Catarina, operado pela empresa Recycle Catarinense de Resíduos Ltda. Nesse contexto, pretende-se dar continuidade aos trabalhos já realizados até o momento, aplicando metodologias de modelagem de produção de biogás e determinando as características do biogás a ser utilizado no projeto.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Determinar as características naturais do biogás de um aterro sanitário, estabelecer e aplicar modelos matemáticos para estimar o potencial de produção de biogás, visando seu aproveitamento na geração de energia elétrica.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Calcular o potencial de produção de biogás no aterro sanitário por meio dos métodos do Banco Mundial, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e do Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC);
- Coletar e analisar dados de campo relativos à vazão e composição do biogás proveniente de um dreno do aterro sanitário;
- Determinar o potencial de energia elétrica para geração independente no local, a partir dos dados obtidos.

1.2 JUSTIFICATIVA

Esse trabalho representa uma contribuição para a geração independente de energia no local de estudo, e para aplicação em

processos semelhantes de novos empreendimentos, levando em consideração particularidades locais. Há grande potencial para geração de energia elétrica nesse tipo de empreendimento, uma vez que os resíduos depositados na maioria dos aterros sanitários brasileiros são principalmente compostos por matéria orgânica facilmente biodegradável, resultando em ampla geração de metano e, potencialmente, de energia elétrica.

Assim, percebem-se ganhos ambientais, econômicos e sociais no aproveitamento de biogás, pois a geração de energia representa um incentivo econômico à implantação de aterros sanitários, que por sua vez reduzem o impacto ambiental e social da disposição de resíduos sólidos. Além disso, essa energia é gerada no próprio local de consumo, sendo proveniente de uma fonte renovável não tradicional. Os ganhos econômicos podem ser ainda maiores, uma vez que esses projetos são passíveis de geração de receita por meio da venda de créditos de carbono, no contexto do MDL.

Porém, devido aos custos da tecnologia utilizada na geração de energia, é necessário primeiramente determinar a viabilidade de empreendimentos de aproveitamento de biogás. Isso pode ser efetivado a partir da aplicação de modelos matemáticos, que simulam a cadeia de reações complexas que ocorrem em um aterro, e a partir de metodologias e coeficientes específicos, são capazes de determinar com relativa segurança a capacidade de produção de biogás do aterro ao longo da sua operação e após seu encerramento. A partir desses dados, é possível determinar a quantidade de energia elétrica que pode ser gerada na prática, e assim definir a viabilidade e o tempo de retorno do investimento. Ressalta-se que essa pesquisa é parte de um projeto multidisciplinar, que em conjunto com outros projetos vem realizando pesquisas aprofundadas com o intuito de incentivar o desenvolvimento de tecnologias relacionadas ao aproveitamento do biogás, que se encontra em clara expansão no Brasil.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica dessa pesquisa está organizada de forma a evidenciar conceitos, processos e classificações que são necessários para o completo entendimento da temática estudada. Assim, primeiramente é apresentada uma breve conceituação dos resíduos sólidos urbanos e de aterros sanitários. Os itens seguintes discorrem acerca do biogás proveniente de aterros, incluindo seu contexto de utilização como fonte de energia, seu processo de formação na degradação anaeróbia e os fatores que a influenciam. Por fim, são apresentadas as metodologias e modelos matemáticos utilizados para determinação do potencial de produção de biogás em aterros sanitários.

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A norma técnica ABNT NBR 10.004 define resíduos sólidos como restos provenientes de diversas atividades humanas, encontrados em estado sólido ou semissólido. Enquadram-se ainda os lodos advindos de sistemas de tratamento de água e equipamentos de controle de poluição, além de líquidos armazenados que possuem características que inviabilizam sua disposição em rede de esgoto ou corpos d'água (ABNT, 2004). Por sua vez, a Política Nacional de Resíduos Sólidos define os resíduos sólidos como materiais sólidos, semissólidos, gases ou líquidos de lançamento inviável em rede pública de esgotos ou corpos d'água, resultantes de atividades humanas em sociedade, destacando a necessidade de receberem destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Uma importante classificação desses resíduos se dá quanto à sua periculosidade, determinada de acordo com a norma ABNT NBR 10.004 e normas relacionadas. A “classe I” é referente aos resíduos perigosos, que de acordo com suas propriedades físicas, químicas ou infecto-contagiosas, pode apresentar risco à saúde pública ou ao meio ambiente, ou ainda possuir uma das seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Já os resíduos não perigosos são subdivididos entre a “classe II A”, relativa aos resíduos não inertes, que possuem propriedades de biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água; e a “classe II B”, relativa aos resíduos inertes, que não possuem tais características (ABNT, 2004).

Na área urbana há diversas atividades geradoras de resíduos sólidos, portanto sua origem pode ser domiciliar, comercial, hospitalar, industrial, de serviços, de limpeza urbana, de saneamento básico, de construção civil, entre outras. Dentre tais resíduos, sob a perspectiva da Política Nacional de Resíduos Sólidos, são enquadrados como resíduos sólidos urbanos os resíduos de origem domiciliar e de limpeza urbana, bem como os resíduos provenientes de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, que não sejam caracterizados como resíduos perigosos e possuam composição e volume adequados. A coleta, destinação e disposição final ambientalmente adequada de tais resíduos são de responsabilidade da administração pública municipal (BRASIL, 2010).

Embora os aterros sanitários sejam considerados, no contexto brasileiro, como a técnica mais adequada de disposição de rejeitos, é preferível que os resíduos recebam outros destinos antes de serem considerados como rejeitos. Destacam-se as técnicas de reutilização, reciclagem, compostagem e aproveitamento energético, capazes de recuperar boa parte dos materiais descartados. O gerenciamento dos resíduos sólidos pela administração pública tem evoluído lentamente no país. De acordo com ABRELPE (2015), a coleta de resíduos apresentou um índice de 90,6%, revelando que, em 2014, mais de 7 milhões de toneladas de resíduos não foram coletadas ou destinadas adequadamente. Embora 65% dos municípios possuam alguma iniciativa referente à coleta seletiva, na maioria dos casos existe apenas a entrega voluntária, ou há convênios públicos com cooperativas ou catadores independentes, cujos serviços não abrangem a totalidade do município. Consequentemente, a maioria dos resíduos sólidos urbanos gerados ainda é destinada diretamente para aterros sanitários (58,4%), ou ainda lixões e aterros controlados, que não possuem sistemas adequados à proteção do meio ambiente.

2.2 ATERRO SANITÁRIO

De acordo com a ABNT NBR 8.419, o aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, com o objetivo de não causar danos à saúde e segurança pública, buscando minimizar os impactos sobre o meio ambiente. Este método utiliza princípios e técnicas de engenharia para reduzir a área e o volume ocupados pelos resíduos, utilizando uma camada de cobertura de terra ao fim de cada jornada de trabalho. Os sistemas necessários para a

operação de um aterro sanitário incluem: a drenagem das águas superficiais; a coleta, transporte e tratamento dos líquidos percolados pela massa de resíduos; a forma de impermeabilização inferior e superior; e a drenagem dos gases gerados. A conformação dos resíduos no aterro deve levar em consideração a estabilidade do material e o uso futuro previsto para a área (ABNT, 1992).

Atualmente, a maior parte dos resíduos produzidos é destinada diretamente a aterros sanitários, recebendo não apenas rejeitos, mas também grande quantidade de matéria orgânica e materiais recicláveis, que poderiam ser destinados a unidades de compostagem e reciclagem, respectivamente. Observa-se ainda uma tendência de crescimento dos consórcios públicos intermunicipais, nos quais os resíduos são encaminhados de um município a outro, normalmente de menor porte, à medida que se esgotam as áreas disponíveis para a construção de aterros nas grandes cidades. Quanto à composição desses resíduos, pode ser observada uma estimativa para o ano de 2008 na tabela 1. Entre esses materiais, a matéria orgânica, composta principalmente por restos de alimentos, além dos papeis e papelões, são passíveis de decomposição biológica, da qual resultam os gases que devem ser controlados em um aterro sanitário (IPEA, 2012).

Tabela 1. Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.

Material	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Materiais recicláveis	31,9	58.527,4
Metais	2,9	5.293,5
Papel, papelão e TetraPak®	13,1	23.997,4
Plástico	13,5	24.847,9
Vidro	2,4	4.388,6
Matéria orgânica	51,4	94.309,5
Outros	16,7	30.618,9
Total coletado	100,0	183.481,5

Fonte: adaptado de IPEA (2012).

A drenagem dos gases produzidos no interior da massa de resíduos é muito importante para a estabilidade do aterro, pois evita a formação de bolsões internos que prejudicam a conformação de resíduos, além de poderem gerar incêndios e explosões. Geralmente esses drenos são instalados como poços verticais em brita ou pedra rachão, com um espaçamento de 50 a 60 metros entre si. O dreno pode

ser construído à medida que o aterro evolui, ou escavado e construído após o encerramento da célula. Para que não ocorra a liberação acentuada de metano, é importante realizar o tratamento dos gases, normalmente efetuado com a simples queima em um “flare” acoplado na parte superior do próprio dreno. É também necessária uma camada de cobertura final para a célula, evitando a liberação descontrolada dos gases, que ficam confinados à saída pelos drenos, promovendo ainda a oxidação biológica do metano pelos microrganismos do solo (LANGE et al., 2006).

2.3 BIOGÁS DE ATERRO

O biogás é composto por uma mistura de diversos gases, produzida a partir da oxidação de matéria orgânica a partir do metabolismo de microrganismos anaeróbios. A produção desse material ocorre em diversos processos industriais, porém as principais fontes são as estações de tratamento de efluentes que operam com fermentação anaeróbia do lodo, os aterros sanitários, e os biodigestores de resíduos orgânicos agrícolas, como dejetos de animais. A composição exata do biogás é variada e depende, sobretudo, do material de origem e da forma de operação do reator. Dentre esses compostos, normalmente o interesse energético se concentra no metano, de forma que os demais gases representam impurezas (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011). A concentração média dos constituintes do biogás em diferentes casos pode ser observada na tabela 2.

O metano, que frequentemente representa o principal constituinte do biogás, possui poder calorífico elevado e pode ser utilizado como combustível. Durante a combustão, o metano libera a energia química armazenada durante todo o processo de degradação anaeróbia da matéria orgânica. Exceto pelo gás carbônico, os constituintes do biogás possuem baixa solubilidade em meio aquoso, o que permite que esse combustível seja facilmente recuperado do meio, sem gastos adicionais de energia ou necessidade de processos adicionais (LIMA, 2005). O poder calorífico inferior (PCI) do biogás (Figura 1) varia de acordo com a concentração de metano, crescendo de 13,4 kJ/g até 50 kJ/g quando se aumenta o teor de metano de 50% para 100% (PAUSS; NAVEAU; NYNS, 1987 apud LIMA, 2005).

Tabela 2. Composição média do biogás de diferentes origens.

Constituinte	Gás Natural	Águas Residuais	Restos de Alimentos	Dejetos Animais	Aterros
CH ₄ (% vol.)	80-100	50-60	50-70	45-60	40-55
CO ₂ (% vol.)	< 3	30-40	25-45	35-50	35-50
N ₂ (% vol.)	< 3	< 4	< 4	< 4	< 20
O ₂ (% vol.)	< 0,2	< 1	< 1	< 1	< 2
H ₂ S (ppm)	< 0,1	< 400	< 10.000	< 100	< 200
Outros compostos de S (ppm)	< 10	< 1	< 1.000	< 30	< 30
Halogenados (ppm)	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 100
Umidade (%)	< 0,02	~ 3	~ 3	~ 3	~ 3
Siloxanos (ppm)	-	< 100	-	-	< 200

Fonte: adaptado de Turco, Ausiello e Micoli (2016).

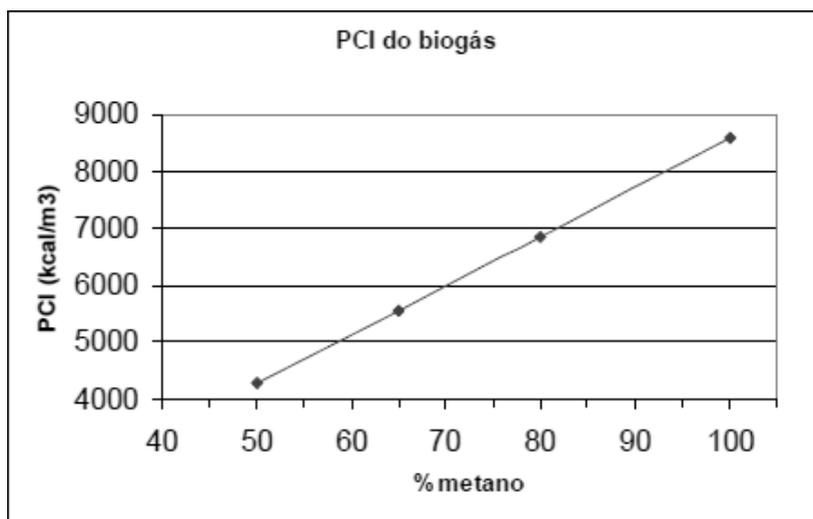


Figura 1. Poder calorífico inferior do biogás de acordo com a concentração de metano.

Fonte: Pauss, Naveau e Nyns (1987) apud Lima (2005).

A utilização do biogás de aterro como combustível para geração de energia, ou até mesmo sua queima direta em “flares” instalados nos drenos, podem ser considerados como projetos de interesse no contexto do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Esse instrumento faz parte do acordo intergovernamental conhecido como Protocolo de Quioto, em vigor desde 2005, e diz respeito ao comércio de créditos de carbono entre países desenvolvidos signatários, e países em desenvolvimento. Dessa forma ocorre o financiamento de novos projetos em países em desenvolvimento, que envolvem a redução da emissão de gases de efeito estufa. O MDL foi responsável por viabilizar a queima de metano em aterros brasileiros, incentivando também sua conversão em energia elétrica (SANTOS, 2014).

No final de 2015, durante a 21ª Conferência das Partes (COP 21), foi estabelecido o Acordo de Paris, que diferentemente das conferências anteriores, inclui objetivos de longo prazo a serem alcançados em relação à limitação das emissões de gases de efeito estufa, além de ser o primeiro a ser aplicável a todos os países-partes, e não apenas aos desenvolvidos. Os mecanismos de mercado para alcance das metas estabelecidas ainda não foram completamente determinados, porém ao longo do acordo observa-se a intenção de contribuir para o desenvolvimento sustentável dos países, reconhecendo a importância dos aspectos econômicos, sociais e ambientais. Nesse sentido, o Acordo de Paris destaca a urgência de aplicação do Protocolo de Quioto até o fim de sua vigência, em 2020, e se mostra alinhado aos objetivos do MDL, de forma que seu mecanismo constituirá uma continuação ou reforço do MDL (LAZARO; GREMAUD, 2017).

Ressalta-se que para a inclusão e remuneração de um projeto como parte do MDL, deve haver um planejamento bem estruturado, utilizando metodologias reconhecidas, capazes de estimar adequadamente o potencial de geração de biogás durante toda a vida útil do empreendimento (SANTOS, 2014). Um planejamento adequado envolve o conhecimento acerca da dinâmica de geração do biogás no local. A seguir são apresentados os processos de formação do biogás e os fatores que podem afetá-la em aterros, determinantes da vazão e constituição do biogás, e conseqüentemente do seu potencial para projetos de MDL e geração de energia elétrica.

2.3.1 Processo Biológico de Formação do Biogás

As bactérias produtoras de metano são denominadas metanogênicas, e estão entre os organismos mais estritamente anaeróbios conhecidos, tendo seu crescimento inibido mesmo em concentrações muito baixas de oxigênio. Tratam-se de microrganismos heterotróficos que se alimentam principalmente de moléculas orgânicas simples de baixo peso molecular, como o acetato. Seu crescimento tem velocidade bastante reduzida quando comparado ao de bactérias heterotróficas aeróbias, o que reduz a velocidade global da degradação anaeróbia. Naturalmente, essas bactérias não conseguem se desenvolver no substrato inicialmente contido em um aterro sanitário, devido à presença de oxigênio. Por isso, ao longo da degradação anaeróbia há grande complexidade da microbiota local, com presença de gêneros específicos de microrganismos facultativos e anaeróbios ao longo do tempo (STAFFORD; HAWKES; HORTON, 1980).

De acordo com Tchobanoglous e Kreith (2002), o aterro sanitário pode ser visualizado como um reator bioquímico, onde os resíduos e a água infiltrada representam as principais entradas, enquanto o lixiviado e o biogás são considerados como as saídas. Os processos que ocorrem dentro desse reator podem ser divididos em cinco fases relativamente sequenciais, de maneira que a microbiota está estritamente relacionada com a dinâmica química dos gases presentes no meio, apresentada na figura 2.

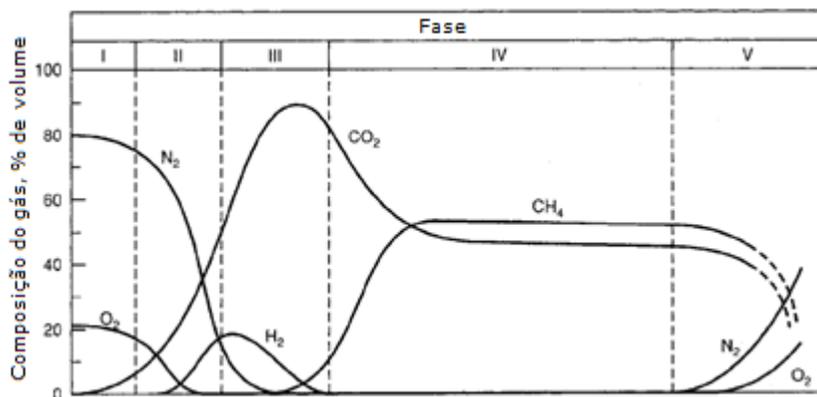


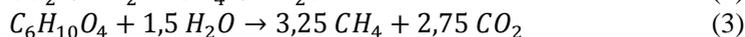
Figura 2. Fases generalizadas da geração de gases em um aterro sanitário. Fonte: adaptado de Tchobanoglous e Kreith (2002).

Tratam-se das seguintes fases:

- *Fase I (Ajuste Inicial)*: a decomposição biológica dos compostos orgânicos biodegradáveis começa assim que os resíduos são depositados no aterro. Nos momentos iniciais, essa decomposição acontece em condições aeróbias, uma vez que uma parcela de ar fica presa na massa de resíduos. A principal fonte de microrganismos atuantes nesse processo é o solo de cobertura;
- *Fase II (Transição)*: a concentração de oxigênio passa a cair rapidamente, e começam a se desenvolver condições anaeróbias, predominando bactérias facultativas que podem se desenvolver nas duas condições. Nesse momento, nitratos e sulfatos presentes no substrato atuam como receptores de elétrons, sendo reduzidos a nitrogênio gasoso e sulfato de hidrogênio. Conforme o potencial de óxido-redução cai, essas reações são inibidas, favorecendo a formação de metano. Devido à produção de grandes quantidades de CO_2 , o pH do meio também começa a cair.
- *Fase III (Fase Ácida)*: a atividade bacteriana anaeróbia é acelerada, degradando as moléculas maiores para produzir grandes quantidades de ácidos orgânicos e quantidades menores de gás hidrogênio. Primeiro ocorre a hidrólise enzimática de compostos orgânicos de grande massa molecular, transformando-os em compostos menores, apropriados para consumo interno por microrganismos. A seguir vem a acidogênese, quando os compostos resultantes da primeira etapa são convertidos por bactérias em ácidos orgânicos de peso molecular intermediário. O principal composto formado nesse mecanismo é o ácido acético. Devido à formação de ácidos e CO_2 , o pH do meio cai consideravelmente.
- *Fase IV (Formação de Metano)*: nesse momento, predomina um novo grupo de microrganismos estritamente anaeróbios, que efetuam a conversão de ácido acético e gás hidrogênio em metano e gás carbônico. Esse processo é conhecido como metanogênese. A formação de ácidos ainda continua durante essa fase, porém sua velocidade é bastante reduzida. Com a degradação dos ácidos orgânicos, o pH do meio começa a subir, até atingir valores mais próximos da neutralidade, entre 6,8 e 8,0.

- *Fase V (Maturação)*: conforme a matéria orgânica inicialmente disponível é convertida em metano e gás carbônico, materiais que se encontravam inacessíveis pelos microrganismos migram e passam a ser degradados. Assim, a decomposição continua, porém a produção de metano é reduzida, pois os nutrientes restantes são de lenta degradação.

Devido à composição variada dos substratos iniciais, diversas reações bioquímicas complexas estão envolvidas nessas fases. Porém, poucos gêneros de microrganismos conseguem atuar durante a metanogênese, e de acordo com Themelis e Ulloa (2007), a geração de metano a partir do acetato e do hidrogênio acontece de acordo com as equações (1) e (2), respectivamente. O processo global de decomposição anaeróbia e geração de biogás pode ser descrito simplificado pela equação (3), na qual se observa que a composição teórica do biogás seria de aproximadamente 54% de metano e 46% de gás carbônico durante a fase de metanogênese.



A divisão da digestão anaeróbia dos resíduos biodegradáveis em fases distintas é interessante para entender os mecanismos bioquímicos de estabilização do material e formação dos compostos transferidos para o lixiviado e o biogás. Porém, durante a operação de um aterro sanitário não há uma definição real dessas fases. Enquanto a célula do aterro continua recebendo resíduos novos, existe grande variabilidade na idade dos materiais dispostos, e mesmo após o encerramento da célula ocorre a disponibilização de novos substratos. Dessa forma, é comum encontrar microrganismos de fases diferentes metabolizando os resíduos simultaneamente. Além disso, a dinâmica microbiológica desse processo é bastante sensível a fatores ambientais, ou seja, condições adversas podem dificultar a estabilização do material (CASTILHOS et al., 2003).

2.3.2 Fatores que Afetam a Geração de Biogás em Aterros

A dinâmica em um aterro sanitário é bastante complexa, e é influenciada por diversos parâmetros ambientais. Na tabela 3 podem ser

observados os efeitos de algumas variáveis sobre a geração de biogás em aterros sanitários. Alguns parâmetros são benéficos e outros são prejudiciais para a degradação anaeróbia, porém observa-se que em alguns casos, existem faixas ideais nas quais as variáveis devem se encontrar, as quais estão intimamente ligadas às funções metabólicas dos microrganismos responsáveis pela metanogênese (EL-FADEL; FINDIKAKIS; LECKIE, 1997). A seguir serão abordadas algumas variáveis de maior interesse para a geração de biogás.

Devido ao seu metabolismo estritamente anaeróbio, os microrganismos metanogênicos são extremamente sensíveis à presença de oxigênio. Dessa forma, qualquer entrada ou carreamento de ar na célula de um aterro leva a uma redução brusca na formação de metano. Porém, a microbiota específica responsável pela metanogênese também é sensível a diversos outros parâmetros químicos e fatores ambientais, como a presença de íons ou compostos de metais pesados, o pH do meio e até mesmo a existência de altas concentrações de alguns ácidos orgânicos formados nas etapas anteriores, que não podem ser metabolizados por esses organismos da mesma forma que o ácido acético. Há ainda faixas de temperatura ideais para o desenvolvimento desses organismos, fora das quais a produção de metano é inibida (STAFFORD; HAWKES; HORTON, 1980).

Tabela 3. Efeitos de variáveis que influenciam a geração de biogás.

Variável	Potencial de Estímulo			Potencial de Inibição		
	Baixo	Médio	Alto	Baixo	Médio	Alto
Composição		+		-		
Densidade	+					
Tamanho das partículas	+					
Temperatura		+			-	
pH		+		-		
Nutrientes	+			-		
Microrganismos	+			-		
Umidade			+			
Oxigênio						-
Hidrogênio	+			-		
Sulfato				-		
Tóxicos					-	
Metais				-		

Fonte: El-Fadel, Findikakis e Leckie (1997).

A constituição dos resíduos é um dos principais fatores que podem estimular ou inibir a geração de biogás. Quanto maior for a fração orgânica dos resíduos no aterro, maior será a biodegradabilidade geral, e conseqüentemente o potencial para geração de biogás será mais elevado. Para que consistam em fontes de alimento adequadas, os substratos orgânicos depositados no aterro devem atender às necessidades dos microrganismos. Enquanto os macronutrientes, como carbono, nitrogênio e fósforo são fundamentais para o desenvolvimento da microbiota, os micronutrientes, com destaque para alguns metais, devem estar presentes em concentrações reduzidas. Concentrações muito baixas ou muito elevadas de íons de sódio, cálcio, magnésio, entre outros, inibem o desenvolvimento biológico (CASTILHOS et al., 2003).

Depois da composição, a umidade é considerada como o fator mais significativo para a geração de metano, por ser necessária no metabolismo bacteriano. Assim, em teoria, quanto maior a umidade, maior é a produção de biogás. Essa característica depende da forma de construção, operação e compactação no aterro, e varia também sazonalmente devido à infiltração de água. Além disso, a umidade é liberada e consumida ao longo da decomposição, decaindo naturalmente de acordo com a idade dos resíduos. Por fim, a constituição química e o tamanho das partículas dos resíduos, que determinam sua área de contato, determinarão a velocidade de decomposição, e portanto, se a geração de biogás será acelerada ou tardia (BRITO FILHO, 2005).

A temperatura do meio também interfere na produção do biogás, pois determina a atividade enzimática das bactérias envolvidas. Embora se observe alguma atividade biológica em qualquer temperatura entre 10°C e 65°C, a maioria dos microrganismos metanogênicos possui uma faixa ótima de temperatura mesófila, ou seja, entre 32°C e 37°C. Na maioria dos casos, considera-se a temperatura de 35°C como ideal para a produção biológica de biogás. Já o pH varia de acordo com a própria dinâmica biológica do processo de degradação anaeróbia. Na fase acidogênica, observam-se valores de pH mais baixos, que não são bem tolerados pelas bactérias metanogênicas. Conforme elas se desenvolvem progressivamente e consomem os ácidos graxos do meio, o pH se estabiliza em valores próximos da neutralidade, ideais para esses organismos. Porém, variações bruscas de pH podem ainda inibir a geração de metano (CASTILHOS et al., 2003).

2.3.3 Impurezas Presentes no Biogás de Aterros

A degradação biológica de alguns compostos químicos presentes no substrato orgânico origina gases com propriedades indesejáveis, considerados como impurezas, geralmente presentes em baixas concentrações no biogás. As impurezas mais relevantes são os compostos sulfurosos, dos quais o sulfato de hidrogênio (H_2S) é o mais representativo, além de siloxanos, compostos aromáticos e halogenados. Esses compostos podem causar impactos ambientais sobre a qualidade do ar local, sendo alguns deles tóxicos ao meio ambiente e ao ser humano. Além disso, alguns gases são prejudiciais a motores e equipamentos relacionados ao aproveitamento energético de biogás, como é o caso dos compostos de enxofre e compostos organoclorados, que apresentam ação corrosiva. Já os diversos tipos de siloxanos produzem cristais de sílica durante a combustão, que possuem propriedades abrasivas em motores (RASI, 2009).

Tabela 4. Impurezas do biogás e suas possíveis consequências.

Impureza	Possível Impacto
Água	Corrosão em compressores, tanques de armazenamento de gás e motores, por reações com H_2S , NH_3 e CO_2 na formação de ácidos. Condensação e/ou congelamento em altas pressões.
Poeira	Entupimento devido à deposição em compressores e tanques de armazenamento de gás.
H_2S	Corrosão em compressores, tanques de armazenamento e motores. Concentrações tóxicas de H_2S ($> 5 \text{ cm}^3 \text{ m}^{-3}$) podem permanecer no biogás. SO_2 e SO_3 são formados na combustão, que são mais tóxicos e causam corrosão.
CO_2	Redução do poder calorífico.
Siloxanos	Formação de SiO_2 e quartzo microcristalino devido à combustão. Deposição em velas de ignição, válvulas e cabeças de cilindro desgastam a superfície por abrasão.
Hidro-carbonetos	Corrosão em motores devido à combustão.
NH_3	Corrosão quando dissolvida em água.
O_2/ar	Misturas explosivas devido a altas concentrações de O_2 no biogás.
Cl	Corrosão em motores de combustão.
F⁻	Corrosão em motores de combustão.

Fonte: adaptado de Ryckebosch, Drouillon e Vervaeren (2011).

O biogás, independentemente de sua fonte, pode ser utilizado para diversas finalidades. Porém, dependendo das tecnologias envolvidas, os requisitos de qualidade para aproveitamento do gás podem variar bastante. A dessulfurização normalmente é necessária para prevenir processos corrosivos e evitar altas concentrações de H_2S , que são tóxicas aos trabalhadores locais. A presença de altos teores de água pode levar à acumulação de condensado na tubulação, bem como formar soluções ácidas corrosivas quando o H_2S é oxidado e diluído. Para transformar o biogás em biometano, que pode ser inserido na rede de gás natural e utilizado como gás veicular, por exemplo, é necessário remover o CO_2 , que dilui o biogás e reduz seu potencial calorífico e energético (WELLINGER; LINDBERG, 2006). O impacto das diversas impurezas que podem estar presentes no biogás é exposto na tabela 4. Já a tabela 5 apresenta uma estimativa dos requisitos de qualidade necessários para que o biogás possa ser aplicado em algumas tecnologias usuais.

Tabela 5. Tecnologias de aproveitamento energético do biogás e seus respectivos requisitos de qualidade.

Tecnologia	Requisitos recomendados para processamento do gás
Aquecimento (Caldeiras)	$H_2S < 1000$ ppm; pressão de 0,8-2,5 kPa; remoção do condensado (fogões de cozinha: $H_2S < 10$ ppm).
Motores de combustão interna	$H_2S < 100$ ppm; pressão de 0,8-2,5 kPa; remoção do condensado; remoção de siloxanos (motores de ciclo Otto são mais susceptíveis a H_2S do que motores diesel). H_2S tolerante até 70.000 ppm; poder calorífico > 350 BTU/scf; pressão de 520 kPa; remoção do condensado; remoção de siloxanos.
Microturbinas	Membrana polimérica: $CO < 10$ ppm; remoção de H_2S . Ácido fosfórico: $H_2S < 20$ ppm; $CO < 10$ ppm; halogênios < 4 ppm.
Células a combustível	Carbonato fundido: $H_2S < 10$ ppm no combustível ($H_2S < 0,5$ ppm na célula); halogênios < 1 ppm. Cerâmicas: $H_2S < 1$ ppm; halogênios < 1 ppm.
Motores Stirling	Similar a caldeiras para H_2S ; pressão de 1-14 kPa.
Transformação em gás natural	$H_2S < 4$ ppm; $CH_4 > 95\%$ e $CO_2 < 2\%$ do volume; $H_2O < 10^{-4}$ kg/MMscf; remoção de siloxanos e particulados; pressão > 3000 kPa.

Fonte: Zicari (2003).

A tabela 6 lista as principais técnicas utilizadas para remoção de impurezas encontradas no biogás de aterros sanitários.

Tabela 6. Principais métodos de remoção de impurezas do biogás.

Impureza	Método	Material Utilizado
Umidade	Adsorção	Sílica gel; peneira molecular
	Absorção	Selexol; etileno glicol
	Refrigeração	Refrigerador a 2 °C
	Remoção no digestor	Injeção de oxigênio; injeção de cloreto ferroso
H₂S	Adsorção	Óxido de ferro; carvão ativado
	Absorção	Água; amina; sais alcalinos
	Separação por membrana	Membrana de fibra oca
	Biológico	Filtro biológico
Siloxanos	Adsorção	Carvão ativado; sílica gel; peneira molecular
	Refrigeração	Câmara de refrigeração
	Absorção	Soluções orgânicas polares; ácidos fortes; bases fortes
	Separação por membrana	Membrana de fibra oca
Compostos halogenados	Adsorção	Carvão ativado

Fonte: Cristiano (2015).

A produção de biometano é de grande interesse econômico e já é tecnicamente viável, porém seu uso ainda não é regulamentado devido à presença das demais impurezas resultantes da degradação dos resíduos sólidos. Baixas concentrações de gases como os siloxanos seriam o suficiente para comprometer a qualidade do gás existente em gasodutos, prejudicando a rede e seus usuários (BRASIL, 2017).

2.3.4 Deslocamento do Biogás em Aterros

Uma vez que os gases são produzidos junto à massa de resíduos sólidos, tendem a migrar pelos poros formados, de maneira a se distanciar dessa massa. A tendência natural de gases mais leves que o ar, como o próprio metano, é de se movimentar para cima, geralmente através da superfície do aterro. Porém, esse movimento ascendente pode

ser inibido pela compactação do solo de cobertura. Nesse caso, tais gases tendem a se deslocar até outras áreas do aterro que ofereçam menor resistência, para que continuem seu movimento ascendente. Outros gases mais densos que o ar, como o dióxido de carbono, podem se concentrar em corredores e outras áreas subsuperficiais (ATSDR, 2001).

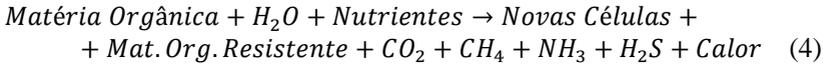
Três fatores principais afetam a migração de gases em aterros sanitários: difusão, pressão e permeabilidade. A difusão diz respeito à tendência natural de um gás de atingir uma concentração uniforme em determinado ambiente, incluindo a atmosfera terrestre. As diferenças de pressão no aterro causam movimentos dos gases das áreas de alta pressão para as áreas de baixa pressão. E a permeabilidade é referente às áreas onde os gases encontram menor resistência para seu movimento, havendo tendência de se movimentarem pelas áreas de alta permeabilidade em detrimento das áreas de baixa permeabilidade. Dessa forma, algumas condições podem dificultar ou facilitar a migração de gases em um aterro, entre elas o tipo de cobertura, a velocidade e direção dos ventos, a umidade, os níveis das águas subterrâneas, a temperatura na massa de resíduos, a pressão barométrica e de gás no solo, e a presença de caminhos naturais ou artificiais. É por meio dessa última condição que é geralmente coletada a maior parte do biogás gerado e aproveitado em aterros sanitários, a partir de drenos, trincheiras e túneis construídos para agir como condutores para o movimento dos gases (ATSDR, 2001).

2.4 MODELOS DE ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

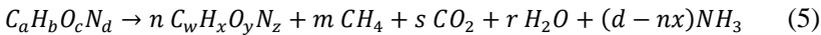
O primeiro e mais importante passo em qualquer projeto de recuperação e aproveitamento de gás de aterro está na realização de uma estimativa adequada da produção de biogás, de acordo com as características encontradas no local. Dessa forma, o objetivo principal desse tipo de modelagem está em oferecer a maior precisão possível para estimar a quantidade de gás gerada pelo aterro. Para tal, os modelos geralmente precisam utilizar parâmetros operacionais ou históricos de disposição de resíduos, além de dados de características naturais da área. Entre os parâmetros que podem servir de entrada para a modelagem, encontram-se a quantidade e composição dos resíduos depositados, o tempo decorrido, a umidade disponível e a temperatura na massa de resíduos. Os resultados oferecidos pelos modelos são relevantes em situações onde se pretenda projetar novos sistemas, expandir os já

existentes, ou avaliar os sistemas ativos de recuperação de gás (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

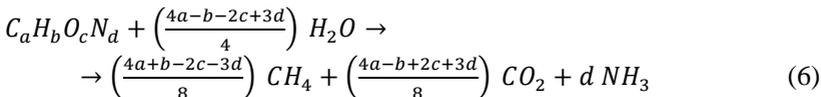
De acordo com Tchobanoglous e Kreith (2002), a degradação anaeróbia da porção orgânica dos resíduos sólidos pode ser descrita a partir da equação (4).



Assumindo que o gás carbônico (CO_2), o metano (CH_4) e a amônia (NH_3) são os principais gases formados a partir da matéria orgânica, é possível simplificar a equação (4) conforme a equação (5).



Onde $s = a - nw - m$ e $r = c - ny - 2s$. Os termos $C_aH_bO_cN_d$ e $C_wH_xO_yN_z$ são usados para representar, em base molar, a composição química da matéria orgânica presente no início e no final do processo de degradação, respectivamente. Se desprezarmos a matéria orgânica persistente ao final do processo e assumirmos que ela foi totalmente estabilizada, obtém-se a equação (6).



Ressalta-se novamente, a partir dessa equação, a necessidade de umidade suficiente na massa de resíduos para que a degradação anaeróbia ocorra. Caso contrário, a microbiota torna-se incapaz de se desenvolver e os resíduos podem permanecer inalterados por longos períodos de tempo. Por esse motivo, em qualquer método utilizado para estimar a quantidade de biogás a ser produzida em um aterro, é necessário conhecer as características operacionais do aterro, as características do resíduo e as condições hidrológicas do local (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

O volume de biogás a ser liberado durante a decomposição anaeróbia dos resíduos pode ser estimado de diversas formas. Por exemplo, caso a composição química média dos resíduos possa ser representada pelo termo $C_aH_bO_cN_d$, o volume total de gás a ser gerado pode ser estimado diretamente pela equação (6). Porém, de maneira

geral os materiais orgânicos presentes nos resíduos sólidos urbanos possuem natureza diversa e complexa, sendo divididos em pelo menos duas categorias: os materiais rapidamente degradáveis e os materiais lentamente degradáveis. Além disso, as condições encontradas no ambiente interno de um aterro muitas vezes estão distantes das condições ótimas para os microrganismos, diminuindo a taxa de decomposição e, conseqüentemente, de formação de biogás (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

Castilhos (2003) destaca que os métodos estequiométricos para estimar a produção teórica de biogás geralmente se baseiam em formulações de hipóteses acerca da composição química dos resíduos, aplicadas sobre as equações químicas da metanogênese. Algumas fórmulas químicas globais e de componentes podem ser utilizadas para essa finalidade, como: $C_{99}H_{149}O_{59}N$ para resíduos sólidos urbanos de maneira geral; $C_{203}H_{334}O_{138}N$ para papel, resíduos de jardim e madeira; ou $C_6H_{10}O_5$ para a celulose.

Entretanto, diversos métodos envolvendo modelos matemáticos são utilizados para estimar a produção de biogás. Alguns desses métodos foram elaborados a partir de equações matemáticas baseadas na cinética das reações bioquímicas, ajustadas sobre resultados empíricos para calcular a taxa de produção dos gases em função do tempo de aterramento. A produção acumulada de biogás poderia assim ser descrita de acordo com a equação (7), uma cinética de primeira ordem, onde Q é a produção total de gás no tempo t (em anos), L_0 é a produção máxima de gás, e k é a constante de degradação (CASTILHOS, 2003).

$$Q = L_0 (1 - e^{-kt}) \quad (7)$$

As curvas obtidas a partir desses modelos matemáticos representam a soma da taxa de geração de biogás a partir de todos os resíduos dispostos no aterro, que possuem taxas de degradação altamente variáveis entre si. Além disso, conforme descrito anteriormente, a taxa média de decomposição biológica depende da distribuição dos componentes orgânicos no aterro, da disponibilidade de nutrientes, da umidade disponível e de sua distribuição na massa de resíduos, e do grau de compactação inicial. Em condições normais, a taxa de geração de gases atinge um pico 2 anos após sua deposição, e então decresce lentamente, podendo continuar por cerca de 25 anos ou mais. Um exemplo simplificado de representação gráfica de estimativa da produção de biogás pode ser visualizado na figura 3, onde se observa

o aterramento de resíduos sólidos tanto de rápida quanto de lenta degradação em um aterro sanitário. Note-se que foi utilizado um modelo triangular para representar a produção de gás nesse gráfico, mas a mesma lógica pode ser aplicada sobre outros modelos, como na cinética de primeira ordem (TCHOBANOGLIOUS; KREITH, 2002).

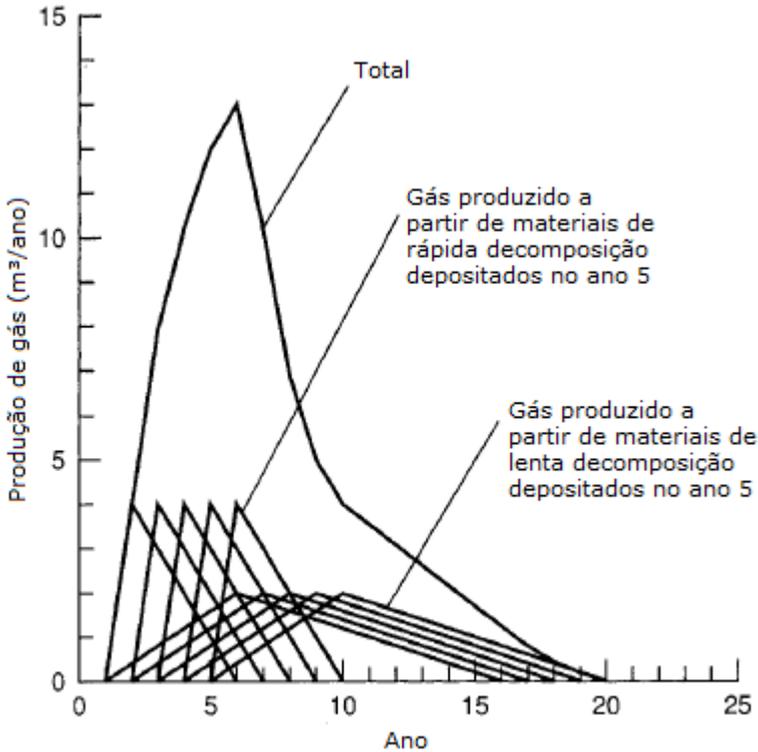


Figura 3. Representação gráfica de produção de gás após um período de 5 anos de deposição de materiais orgânicos de rápida e lenta decomposição.
Fonte: adaptado de Tchobanoglous e Kreith (2002).

Os métodos e modelos matemáticos já desenvolvidos geralmente se baseiam em uma das três abordagens matemáticas seguintes: (1) soma de funções matemáticas que representam cinéticas individuais dos processos físico-químicos que acontecem durante a degradação anaeróbia; (2) uma função empírica simples ou uma junção de funções simples de um fator cinético geral; (3) modelos numéricos que estimam a produção de gás diretamente por meio de dígitos. Alguns dos modelos encontrados na literatura possuem um parâmetro cinético genérico, que

pode ser ajustado empiricamente para as taxas de produção encontradas no local, a partir da comparação de dados. Esse é o tipo de modelo mais predominante em estudos, baseado na cinética das reações, que assumem que há um período de inicialização da decomposição, quando a presença de CH_4 é muito reduzida, seguida por uma produção acelerada de CH_4 , demonstrada por relações lineares ou exponenciais, ou combinações de ambas (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

Esses modelos podem ser baseados em equações de cinética química de diversas ordens. De maneira geral, modelos de ordens maiores resultam em erros menores na comparação entre as saídas dos modelos e os resultados empíricos. Assim, os modelos de ordem zero são considerados inadequados devido aos erros elevados que resultam de sua aplicação. Porém, a utilização de modelos de segunda ordem torna o procedimento de modelagem substancialmente mais complicado, e o acréscimo de precisão é insuficiente, de forma que a maioria dos modelos matemáticos acaba utilizando equações de cinética de primeira ordem para suas estimativas (AMINI; REINHART; MACKIE, 2012).

Os modelos de ordem zero assumem que a taxa de geração de gás é constante no tempo, e por isso implicam em erros mais significativos nos resultados, sendo mais adequados para utilização em larga escala, para estimar a produção de gás de aterro de regiões ou países, uma vez que exigem menos dados para sua aplicação. Por outro lado, modelos de segunda ordem são utilizados para explicar as complexas reações bioquímicas que ocorrem durante a degradação anaeróbia dos resíduos, a partir de diversas reações complexas de primeira ordem com diferentes taxas cinéticas, o que eleva demais a complexidade dos métodos. Por esse motivo, entre os métodos empíricos, os modelos de primeira ordem têm sido os mais usados, embora modelos numéricos tenham apresentados resultados promissores, com maior precisão quando comparados com modelos empíricos (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

Para reduzir os erros em modelos de primeira ordem, podem ser aplicados ensaios laboratoriais ou o monitoramento da produção de biogás em campo, com o objetivo de determinar uma aproximação adequada para os parâmetros da equação (7). Entretanto, os modelos matemáticos geralmente são acompanhados de valores tabelados para as constantes, que podem ser selecionados de acordo com as características do local e permitem o cálculo das estimativas com relativa segurança. O cálculo dos parâmetros com base em ensaios laboratoriais pode induzir a erros substanciais, subestimando a produção máxima de biogás

representada por L_0 . Nesses casos, o monitoramento direto do fluxo biogás em campo, quando disponível, é necessário para ajustar a curva de produção de gás. Dessa forma, o modelo de primeira ordem é capaz de se tornar suficientemente próximo aos dados reais (AMINI; REINHART; NISKANEN, 2013).

Ressalta-se que caso seja realizado o monitoramento do fluxo de biogás para ajustar o modelo utilizado, é importante que as medições sejam realizadas considerando todo o biogás liberado pelo aterro, incluindo não apenas o que é coletado pelo sistema de drenagem de biogás, mas também o biogás que escapa de forma difusa pelo solo de cobertura e o que é oxidado pelos microrganismos dessa camada. O monitoramento considerando tais saídas de biogás é substancialmente mais complexo, e geralmente o ajuste realizado nas estimativas de primeira ordem considera apenas o biogás coletado pelo sistema de drenagem do aterro (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

O principal motivo para a falta de precisão em modelos de primeira ordem se dá devido à constante k apresentada na equação (7), pois seu valor reflete a taxa de degradação dos resíduos e é afetada pela profundidade do resíduo, densidade, pH e outras condições ambientais. Naturalmente, cada tipo de resíduo é degradado a uma taxa diferente, porém os modelos de primeira ordem geralmente adotam um único valor médio para k , ocasionando em erros substanciais, principalmente na fase de decrescimento da produção de biogás, décadas após o aterramento dos resíduos (AMINI; REINHART; MACKIE, 2012).

Outro fator que pode induzir erros sobre os resultados da modelagem diz respeito aos valores oferecidos pelos modelos em relação às constantes matemáticas e outras suposições iniciais, pois são geralmente baseadas em estudos realizados nos países de origem dos modelos, sobretudo nos Estados Unidos. É possível que algumas dessas suposições não sejam adequadas para as condições ambientais e de operação dos aterros no Brasil, mesmo com os ajustes propostos pelas metodologias. São necessários mais estudos nacionais no sentido de testar a eficácia desses métodos e determinar os erros envolvidos sobre as suposições dos modelos para o território brasileiro (MENDES; SOBRINHO, 2005; PEDOTT; AGUIAR, 2014);

Caso o método de estimativa não seja capaz de prever adequadamente a quantidade de gás de aterro a ser utilizada e acabe superestimando a produção de biogás, isso pode resultar não apenas em problemas operacionais no sistema de aproveitamento, mas também na necessidade de compra de créditos de carbono para compensar os

créditos não gerados na operação, caso o empreendimento seja incluído como projeto de MDL (PEDOTT; AGUIAR, 2014).

Mesmo considerando os erros potenciais da aplicação de métodos teóricos e ajustes empíricos para estimar a produção de biogás em aterros sanitários, os resultados obtidos por meio dos modelos matemáticos ainda são relevantes para determinar a viabilidade de projetos de aproveitamento do biogás como fonte de energia elétrica. Dessa forma, serão abordados a seguir os três modelos mais utilizados nesse sentido, conforme Elk (2007), sobretudo na apresentação de estudos para agências financiadoras de projetos. Tratam-se das metodologias adotadas pelo Banco Mundial, pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), e pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC). Em seguida, são apresentados outros métodos alternativos que têm sido utilizados recentemente na estimativa de produção de biogás em aterros.

2.4.1 Modelo do Banco Mundial

De acordo com Elk (2007), o modelo desenvolvido pelo Banco Mundial, conhecido como Scholl-Canyon, é simples e de fácil aplicação, sendo aplicado por agências reguladoras e instituições financeiras relacionadas a projetos de aproveitamento de biogás em aterros sanitários nas Américas.

Esse modelo baseia-se na suposição de que há uma fração constante de material biodegradável disponível no aterro, por unidade de tempo. É assim representado pela equação (8) de cinética de primeira ordem (ESMAP, 2004).

$$Q_{CH_4i} = k \cdot L_0 \cdot m_i \cdot e^{-kt} \quad (8)$$

onde:

Q_{CH_4i} = metano produzido no ano i (m^3 /ano);

k = constante de geração de metano (ano^{-1});

L_0 = potencial de geração de metano (m^3/t);

m_i = massa de resíduos depositada no ano i (t /ano);

t = tempo após o encerramento do aterro (anos);

A figura 4 apresenta uma ilustração da curva de geração de gás de aterro obtida a partir da aplicação do modelo Scholl-Canyon, apresentado pela equação (8). Para a construção desse exemplo, foram

utilizados os valores padrão para as constantes, adotados como $k = 0,05$ e $L_0 = 170 \text{ m}^3/\text{ton}$, para um aterro com taxa constante de depósito de 500 mil toneladas de resíduo por ano, durante 25 anos. Assume-se uma eficiência de recuperação elevada, aproveitando 75% do gás gerado no aterro (ESMAP, 2004).

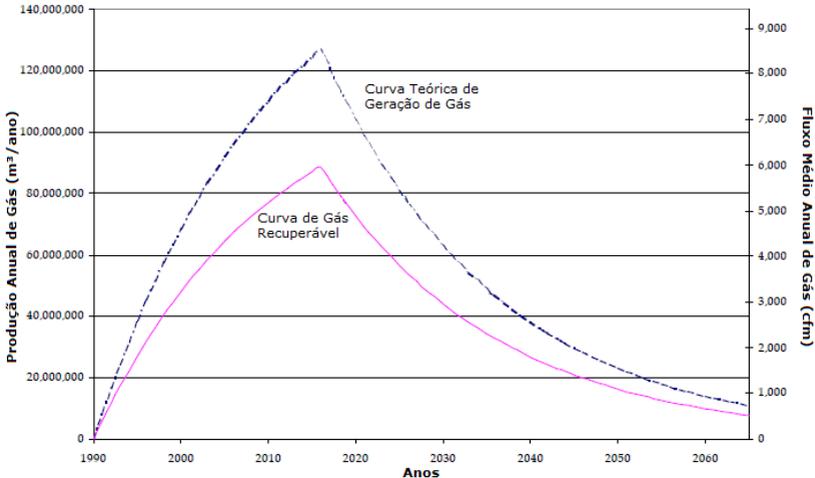


Figura 4. Exemplo de curva de geração de gás pelo modelo Scholl-Canyon. Fonte: adaptado de ESMAP (2004).

A constante k de geração de metano representa a taxa de biodegradação por uma reação de primeira ordem, pela qual o metano é gerado após a disposição dos resíduos. Essa constante é influenciada por variáveis ambientais como o conteúdo de umidade, a disponibilidade de nutrientes, o pH e a temperatura do meio. Entre tais fatores, a umidade é considerada o mais importante, variando de acordo com o conteúdo de umidade nos resíduos e os aspectos construtivos da célula do aterro. Valores típicos de k variam entre 0,02 para locais secos até 0,07 para locais úmidos (ESMAP, 2004). A tabela 7 apresenta as faixas recomendadas para a determinação dessa constante conforme os parâmetros observados no local.

O potencial de geração de metano (L_0) representa a carga total de metano a ser gerada no aterro. Esse valor depende da composição do resíduo depositado e, sobretudo, da fração de matéria orgânica disponível para ser degradada. O valor de L_0 pode ser estimado conforme o conteúdo de carbono presente no resíduo, a fração de

carbono biodegradável, e um fator de conversão estequiométrico. Valores típicos de potencial de geração costumam variar entre 125 e 310 m³ de metano produzidos por tonelada de resíduo depositado. Esses valores são inferiores ao que seria teoricamente esperado da degradação anaeróbia, uma vez que é esperado que a massa de resíduos contenha uma parcela de umidade e materiais inorgânicos, que não são passíveis de biodegradação e, conseqüentemente, de geração de biogás (ESMAP, 2004). Os valores mínimos e máximos recomendados para L_0 são apresentadas na tabela 8.

Tabela 7. Valores sugeridos para k no modelo Scholl-Canyon.

Precipitação Anual	Valores de k		
	Resíduo Relativamente Inerte	Resíduo Moderadamente Degradável	Resíduo Altamente Degradável
	< 250 mm	0,01	0,02
250 a 500 mm	0,01	0,03	0,05
500 a 1000 mm	0,02	0,05	0,08
> 1000 mm	0,02	0,06	0,09

Fonte: ESMAP (2004).

Tabela 8. Valores sugeridos para L_0 no modelo Scholl-Canyon.

Categorização dos Resíduos	Valor Mínimo de L_0 (m ³ /t)	Valor Máximo de L_0 (m ³ /t)
Relativamente Inerte	5	25
Moderadamente Degradável	140	200
Altamente Degradável	225	300

Fonte: ESMAP (2004).

O refinamento dos valores dos parâmetros k e L_0 utilizados nesse modelo depende de dados confiáveis acerca da composição dos resíduos depositados no aterro, considerando a fração de materiais inertes que é depositada e a quantidade de resíduos que se encontra em cada faixa de degradabilidade. Dessa forma, é possível construir curvas diferenciadas para cada categoria de material, e a curva do aterro será determinada pela soma das curvas parciais. Na maior parte dos casos, os dados de quantidade e composição dos resíduos depositados tratam-se apenas de

estimativas ou não são suficientemente confiáveis. Nesse caso, recomenda-se a utilização dos valores apresentados pelas tabelas 7 e 8 para determinação da estimativa, uma vez que já foram determinados considerando determinadas incertezas inerentes de aterros sanitários (ESMAP, 2004).

2.4.2 Modelo da EPA

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) participou no desenvolvimento e utilização de alguns modelos bastante aceitos para estimar a produção de gases em aterros sanitários. Um desses modelos, utilizado na confecção de estimativas de emissões não controladas de gases de aterro, é conhecido como Modelo de Emissão de Gás de Aterro (Landfill Gas Emission Model), ou LandGEM. Esse modelo está regulamentado na legislação federal dos EUA, relativa a diretrizes e regras aplicáveis sobre aterros sanitários em diversas fases. Trata-se de um modelo bastante empregado mundialmente, tendo sido utilizado pelo Ministério do Meio Ambiente brasileiro na estimativa do potencial de geração de energia nos municípios (ELK, 2007).

Trata-se novamente de um modelo baseado na cinética de reações de primeira ordem, uma vez que, de acordo com ESMAP (2004), o modelo Scholl-Canyon representado pela equação (8) serviu também de base para o desenvolvimento do LandGEM. Nesse modelo, as estimativas de produção de metano em biogás são obtidas a partir da equação (9) de cinética de primeira ordem (EPA, 2008).

$$Q_{CH_4} = L_0 \cdot R \cdot (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (9)$$

onde:

Q_{CH_4} = taxa de produção de metano no tempo t (m^3/ano);

L_0 = potencial de geração de metano (m^3/t);

R = massa média anual de resíduos depositados (t/ano);

k = constante da taxa de geração de metano (ano^{-1});

c = tempo desde o encerramento do aterro (anos);

t = tempo desde o início da atividade do aterro (anos);

Essa equação representa a quantidade total de metano que é liberada pelo aterro para a atmosfera, desconsiderando a eficiência de sua captação e aproveitamento. Além disso, destaca-se que esse modelo não leva em consideração a oxidação parcial do metano por meio da

ação de microrganismos presentes no solo de cobertura, entretanto uma vez que os gases tendem a escapar por meio de caminhos preferenciais, as perdas fugitivas pela camada de cobertura são reduzidas (EPA, 2008).

A determinação dos parâmetros R , c e t depende completamente dos dados observados no aterro. Caso não haja um monitoramento contínuo da quantidade de resíduos depositada, esse modelo permite a utilização de um valor médio, dividindo-se a massa total de resíduos aterrada pelo período de operação do aterro. Por outro lado, caso haja informações relativas à massa depositada exclusivamente de resíduos inertes, esta deve ser descontada da massa total no cálculo de R , pois tais resíduos não contribuirão para a geração de metano (EPA, 2008).

Já os parâmetros L_0 e k devem ser estimados para a aplicação do LandGEM. O potencial de geração de metano (L_0) depende do conteúdo orgânico do resíduo, sendo principalmente composto por celulose, e possui grande variação, atingindo valores entre 6,2 e 270 m³ de CH₄ por tonelada de resíduo depositada. O valor da constante de produção de metano (k) é influenciado pela umidade, pH, temperatura e outros fatores ambientais da célula de resíduos, além de condições operacionais e construtivas do aterro em questão. Os valores recomendados nas estimativas originais para esses parâmetros consistem padrões conservadores, uma vez que são indicados para fins regulatórios, e dessa forma foram corrigidos para a confecção de estimativas destinadas a inventários de emissões (EPA, 2008). Tendo isso em vista, os valores indicados para a constante k são apresentados na tabela 9.

Tabela 9. Valores recomendados para k no modelo LandGEM.

Precipitação Anual no Aterro	Valor de Inventário para k
< 635 mm/ano	0,02
> 635 mm/ano	0,04

Fonte: EPA (2008).

Para essa mesma finalidade, o valor recomendado por EPA (2008) para o potencial de geração de metano (L_0) é de 100 m³ por tonelada de resíduo. Esse valor foi adotado por prover maior concordância entre estimativas teóricas e valores empíricos medidos em 40 aterros nos Estados Unidos, cuja emissão de gases foi estudada.

Analisando os dados observados nesses aterros, observou-se um nível considerável de incerteza na aplicação do LandGEM para o cálculo das estimativas, acarretando em erros ao utilizar os valores recomendados para os parâmetros k e L_0 , na comparação com dados

empíricos. Isso ocorre porque o modelo foi balanceado utilizando dados coletados em situações diversas. A eficiência de coleta de gases nos aterros é dependente de basicamente dois fatores: a eficiência específica de coleta de gás pelo sistema do aterro, e a porção e idade dos resíduos que são excluídos do sistema de coleta. Em sistemas instalados de forma adequada e com boa manutenção, sobre uma massa de resíduos uniforme e de idade reduzida, é possível encontrar eficiências de coleta de gases da ordem de 95%. Já em situações adversas de operação e manutenção do sistema, a eficiência pode facilmente cair para valores entre 50 e 60%. De maneira geral, para uso em estimativas recomenda-se o cálculo com base numa eficiência de coleta de 75% (ESMAP, 2004).

Após a coleta, o biogás pode passar por sistemas de controle ou purificação seguida de aproveitamento, por meio de tecnologias diversas. Entre as formas de utilização do gás que podem ser utilizadas, encontram-se *flares*, motores de combustão interna, caldeiras, turbinas, entre outros. Com base nos resultados da estimativa obtida pelo LandGEM, é possível calcular as emissões controladas observadas em um aterro por meio da equação (10), assumindo que os sistemas de coleta e controle ou utilização do biogás funcionem em 100% do tempo (EPA, 2008; TARAZONA, 2010).

$$CM_{CH_4} = \left[Q_{CH_4} \cdot \left(1 - \frac{\eta_{col}}{100} \right) \right] + \left[Q_{CH_4} \cdot \frac{\eta_{col}}{100} \cdot \left(1 - \frac{\eta_{cnt}}{100} \right) \right] \quad (10)$$

onde:

CM_{CH_4} = quantidade de emissões controladas de CH_4 (m^3 /ano);

Q_{CH_4} = emissões não controladas de CH_4 (m^3 /ano) – equação (9);

η_{col} = eficiência do sistema de coleta de gases (%);

η_{cnt} = eficiência do dispositivo de controle ou utilização (%);

A eficiência representada por η_{cnt} é dependente da finalidade dada para o gás e da tecnologia utilizada para controle de poluição atmosférica ou para aproveitamento térmico ou energético do biogás. Valores de referência para as eficiências das tecnologias mais comuns são apresentados na tabela 10.

Tabela 10. Eficiência das tecnologias de controle ou aproveitamento de biogás em aterros sanitários.

Tecnologia	Eficiência		
	Mínima (%)	Máxima (%)	Média (%)
Caldeira	95,9	99,6	98,6
Flare	85,8	100,0	97,7
Motor	94,6	99,7	97,2
Turbina	91,5	97,3	94,4

Fonte: adaptado de EPA (2008).

2.4.3 Modelo do IPCC

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC), buscando incentivar a implantação de aterros sanitários que possuam métodos de controle ou aproveitamento das emissões de metano, oferece modelos simplificados para estimar a quantidade anual de metano produzida em um aterro sanitário (ELK, 2007). No contexto da elaboração de inventários de gases de efeito estufa e até mesmo na aplicação de projetos de MDL, é importante fornecer estimativas nesse sentido, prevendo a viabilidade do aproveitamento de metano por parte do empreendimento.

A metodologia apresentada pelo IPCC (1996) tem como premissa a equação (11), baseando as emissões de metano a partir da quantidade de diferentes categorias de resíduos depositadas no aterro, da fração de carbono orgânico degradável e da fração de CH₄ no gás de aterro. O fator 16/12 representa a taxa de conversão do carbono em metano.

$$Q_{CH_4} = \left(RSU_T \cdot RSU_F \cdot FCM \cdot COD \cdot COD_F \cdot F \cdot \frac{16}{12} - R \right) \cdot (1 - OX) \quad (11)$$

onde:

Q_{CH_4} = quantidade de metano produzido (tCH₄/ano);

RSU_T = taxa total de geração de resíduos (tRSU/ano);

RSU_F = fração de resíduos disposta no aterro (%);

FCM = fator de correção de metano (%);

COD = carbono orgânico degradável disponível (gC/gRSU);

COD_F = fração do COD que realmente se degrada (%);

F = fração de CH₄ no gás de aterro (%);

R = quantidade de CH₄ recuperada (tCH₄/ano);

OX = fator de oxidação (adimensional);

A equação (11) fornece uma estimativa teórica que não leva em consideração as alterações temporais na degradação dos resíduos, fornecendo resultados pontuais (TARAZONA, 2010). Para a aplicação desse modelo, são necessárias informações específicas do aterro, relativas à composição dos resíduos, teor de carbono orgânico degradável, quantidade de metano recuperada, entre outros. Alguns desses parâmetros são padronizados, e seus valores recomendados são apresentados a seguir (IPCC, 1996).

- Fator de correção de metano (FCM): depende do tipo de aterramento dos resíduos. Os valores recomendados são apresentados na tabela 11.
- Carbono orgânico degradável (COD): deve ser determinado para cada categoria de resíduo aterrada. Os valores recomendados para as principais categorias de resíduos são apresentados na tabela 12, sendo possível calcular o COD para a área de estudo a partir da equação (12).
- COD que realmente se degrada (COD_F): tem por objetivo descontar a fração de carbono persistente que permanece por muitos anos sem ser degradada no aterro. Recomenda-se o valor de 0,77.
- Fração de metano no gás de aterro (F): diz respeito à concentração de CH_4 no gás liberado. O valor recomendado para aterros sanitários é de 0,5.
- Fator de oxidação (OX): representa a quantidade de CH_4 que é oxidada no solo das camadas superiores de cobertura dos resíduos, onde há oxigênio. Caso não haja dados sobre o fator de oxidação do local, assume-se o valor de 0, na falta de valores mundialmente aceitos.

Tabela 11. Valores padrão para fator de correção de metano.

Situação do aterro	FCM
Controlado	1,0
Não controlado – profundo (≥ 5 metros de resíduos)	0,8
Não controlado – raso (< 5 metros de resíduos)	0,4
Valor padrão	0,6

Fonte: adaptado de IPCC (1996).

Tabela 12. Valores padrão para carbono orgânico degradável.

Tipo de resíduo	COD (% de massa)
(A) papel e têxtil	40
(B) jardinagem e outros orgânicos (exceto alimentos)	17
(C) resíduos de alimentos	15
(D) madeira e palha (excluído carbono da lignina)	30

Fonte: adaptado de IPCC (1996).

$$COD = 0,40 (A) + 0,17 (B) + 0,15 (C) + 0,30 (D) \quad (12)$$

Onde (A), (B), (C) e (D) são as porcentagens de resíduos presentes, conforme as categorias apresentadas na tabela 12.

Além desse método, o IPCC admite também a utilização de um modelo de estimativa de produção de metano que considera a cinética de primeira ordem das reações, admitindo a influência do tempo sobre a estimativa apresentada pelo modelo discutido anteriormente (ELK, 2007). Esse modelo é representado pela equação (13).

$$Q_{CH_4,x} = k \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(T-x)} \quad (13)$$

onde:

Q_{CH_4} = quantidade de metano produzido (m^3 /ano);

k = constante de geração de metano (ano^{-1});

R_x = quantidade de resíduos aterrados no ano x (t);

L_0 = potencial de geração de metano (m^3 /t);

T = ano de realização do inventário;

Dessa forma, para obter a estimativa das emissões de metano em todo o período referente ao inventário, basta somar as emissões anuais, conforme a equação (14).

$$Q_{CH_4} = \Sigma Q_{CH_4,x} \quad (14)$$

Os parâmetros k e L_0 são comuns às três metodologias de cinética de primeira ordem, apresentados anteriormente pelas equações (8), (9) e (13). Essa semelhança ocorre porque em todos esses métodos, os valores desses parâmetros são consequências, respectivamente, das

características ambientais e do potencial dos resíduos para produzir metano. No caso do modelo proposto pelo IPCC, não há uma indicação direta em relação aos valores recomendados para esses parâmetros, sendo utilizados os padrões estabelecidos pela EPA (ELK, 2007; TARAZONA, 2010).

2.4.4 Métodos Alternativos de Estimativa da Produção de Biogás

Conforme discutido anteriormente, diversos métodos baseados em modelos matemáticos e empíricos já foram desenvolvidos, na tentativa de obter estimativas mais precisas da produção teórica de gás em aterros. A maioria dos modelos encontrados na literatura tem como base uma abordagem teórica baseada na expressão cinética dos processos de biodegradação. As aproximações realizadas sobre essa abordagem teórica geralmente assumem que a concentração de microrganismos no meio de degradação é constante, levando a dois tipos possíveis de função: a reação de ordem zero, onde a taxa de consumo do substrato é admitida como sendo constante, e a reação de primeira ordem, onde a taxa de utilização do substrato é considerada como uma função linear da concentração (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

Os modelos de ordem zero têm como resultado uma taxa constante de produção de biogás ao longo do tempo, e consequentemente o tipo e idade dos resíduos depositados não têm efeito sobre essa taxa. Um exemplo de modelo de ordem zero se encontra na metodologia de base do IPCC, apresentada pela equação (11). Outros exemplos de modelos desenvolvidos a partir desse princípio são o modelo SWANA de ordem zero (Equação 15), desenvolvido pela Associação Norte-Americana de Resíduos Sólidos (SWANA), que considera categorias diferentes de resíduos em seus cálculos, e o modelo EPER (Equação 16), desenvolvido na Alemanha, que possui saídas semelhantes a modelos de primeira ordem, caso seja depositada uma quantia constante de resíduos com composição regular (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

$$Q = \frac{M \cdot L_0}{(t_0 - t_f)} \quad (15)$$

onde:

Q = taxa de produção de CH_4 (m^3/ano);

M = massa de resíduos disposta no aterro (t);
 L_0 = potencial de geração de CH_4 por massa de resíduo (m^3/t);
 t_0 e t_f = tempo de atraso e tempo para produção de CH_4 (anos);

$$M_e = M \cdot BDC \cdot BDC_f \cdot F \cdot D \cdot C \quad (16)$$

onde:

M_e = quantidade de CH_4 emitida de forma difusa (m^3/ano);
 M = quantidade anual de resíduos disposta no aterro (t/ano);
 BDC = proporção de carbono biodegradável (padrão 0,15);
 BDC_f = proporção de BDC convertida a CH_4 (padrão 0,5);
 F = fator de cálculo de carbono convertido a CH_4 (padrão 1,33);
 D = eficiência de coleta da forma de recuperação de gás aplicada;
 C = concentração de CH_4 (padrão 0,5);

Outro modelo de ordem zero amplamente utilizado, sobretudo na estimativa do potencial de produção de biogás de populações inteiras, é o Método Triangular Modificado (MTM). Esse modelo tem uma abordagem diferenciada, uma vez que busca representar a evolução temporal da produção de biogás por meio de duas fases distintas. A primeira fase inicia um ano após a deposição de resíduos, e a taxa de produção de gás aumenta de forma contínua até o 6º ano. A seguir, inicia a segunda fase, onde a geração de gás decai e se torna nula após 15 anos. É construído um gráfico triangular (Figura 5), cuja área é igual à produção total de gás. A partir daí, pode-se calcular o valor de pico e a produção de gás em cada ano considerado para a estimativa (KUMAR et al., 2004).

Esse modelo é particularmente útil em situações nas quais as informações são escassas, sobretudo quanto à composição dos resíduos. A representação triangular da produção de biogás é uma aproximação de modelos baseados em cinética de primeira ordem, onde a produção total de gás (G) pode ser calculada de acordo com a equação (17). Os resultados desse modelo são satisfatórios, porém quando há dados disponíveis relativos à composição dos resíduos e às condições meteorológicas do local, a utilização de modelos que levam esses dados em consideração pode obter estimativas com maior precisão (MOR et al., 2006; GOLLAPALLI; KOTA, 2018).

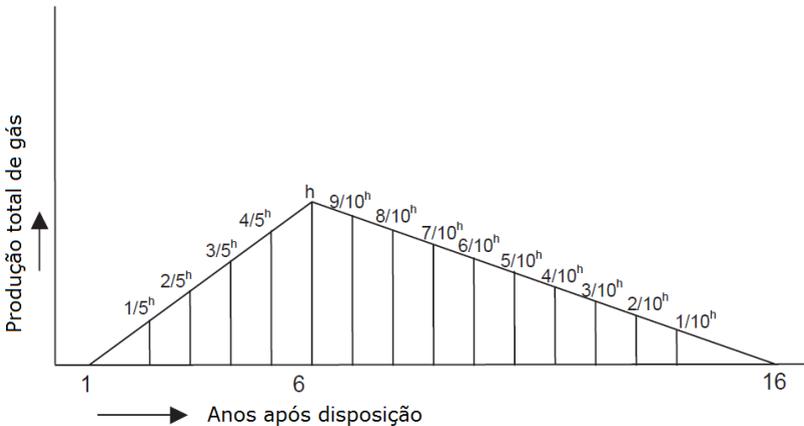


Figura 5. Produção de gás no modelo triangular.

Fonte: adaptado de Kumar et al. (2004).

$$G = 1,87 \cdot M_i \cdot DOC \quad (17)$$

onde:

i = ano de deposição dos resíduos;

G = produção total de gás, entre os anos $i + 1$ e $i + 16$ (m^3);

M_i = massa total de resíduos disposta no ano i (t);

DOC = fração de carbono orgânico biodegradável;

A maioria dos modelos disponíveis e comumente encontrados na literatura é baseada na cinética de primeira ordem, de forma a levar em consideração as condições climáticas do aterro, a quantidade e a qualidade dos resíduos depositados, muitas vezes de forma implícita. Os modelos de primeira ordem assumem uma relação exponencial entre a quantidade de carbono disponível e sua taxa de decaimento com o tempo. Além dos modelos já discutidos, métodos alternativos de primeira ordem para estimativa da produção de biogás, com diferentes graus de complexidade, incluem: o modelo TNO (Equação 18); o modelo SWANA de primeira ordem (Equação 19); o modelo Afvalzorg (Equação 20), um modelo multifase que considera oito categorias de resíduos e três frações; o modelo multifase GasSim, que utiliza uma série de equações para estimar a produção de gás por meio de um software; o modelo EPER França (Equação 21), baseado em um modelo multifase chamado ADEME; o modelo México (Equação 22), que assume um atraso de um ano entre a disposição e a produção de gás; e o

modelo LFGGEN (Equação 23), desenvolvido na University of Central Florida (MAJDIRASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

$$\alpha_1 = \zeta \cdot 1,87 \cdot A \cdot C_0 \cdot k_1 \cdot e^{-k_1 t} \quad (18)$$

onde:

α_1 = produção de gás (m³/ano);

ζ = fator de dissimilação dos resíduos orgânicos (padrão 0,58);

A = quantidade de resíduos disposta no aterro (t/ano);

C_0 = teor de carbono orgânico nos resíduos;

k_1 = constante de degradação (padrão 0,094);

$$Q = M \cdot L_0 \cdot e^{-kt} \quad (19)$$

onde:

Q = taxa de geração de CH₄ (m³/ano);

M = quantidade de resíduos disposta no aterro (t/ano);

L_0 = potencial de geração de CH₄ por massa de resíduo (m³/t);

k = constante de degradação de primeira ordem (ano⁻¹);

$$\alpha_t = \zeta \cdot \sum_{i=1}^3 1,87 \cdot A \cdot C_{0,i} \cdot k_{1,i} \cdot e^{-k_{1,i} t} \quad (20)$$

onde:

α_t = taxa de produção de gás no tempo t (m³/ano);

ζ = fator de dissimilação dos resíduos;

i = fração de resíduos correspondente à taxa de degradação $k_{1,i}$;

A = quantidade de resíduos (t/ano);

$C_{0,i}$ = concentração primária da fração de resíduos i ;

$$FE_{CH_4} = \sum FE_0 \cdot (\sum A_i \cdot p_i \cdot k_i \cdot e^{-k_i t}) \quad (21)$$

onde:

FE_{CH_4} = taxa de produção anual de CH₄ (m³/ano);

FE_0 = potencial de produção de CH₄ (m³/t);

p_i = fração de resíduos com a constante de degradação k_i ;

A_i = fator de normalização;

$$Q_M = \sum_{i=1}^n 2 \cdot k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot e^{-kt} \quad (22)$$

onde:

Q_M = quantidade de gás produzida (m^3/ano);

k = constante de degradação de primeira ordem (ano^{-1});

L_0 = potencial de produção de CH_4 por massa de resíduo (m^3/t);

M_i = quantidade de resíduos disposta (t/ano);

$$Q_s = L_0 \left[\frac{2k}{k(t_p - t_0) + 2} \right] \quad (23)$$

$$k = \frac{-\ln 0,01}{t_{99} - t_p} \quad (24)$$

onde:

Q_s = taxa de produção de gás do pico específico (m^3/ano);

L_0 = potencial de produção de CH_4 (m^3/t);

k = constante de degradação, dada pela equação (24) (ano^{-1});

t_p = tempo final de disposição (anos);

t_0 = tempo inicial de disposição (anos);

t_{99} = tempo do final da biodegradação (anos);

Como é possível observar, alguns modelos matemáticos de primeira ordem são bastante simplificados, enquanto outros são baseados em equações que requerem softwares específicos para possibilitar seus cálculos, ou necessitam informações específicas sobre a biodegradabilidade dos resíduos e as características do local de disposição.

Entre tais modelos de maior complexidade, encontra-se o Moduelo[®], um software de simulação dinâmica tridimensional de aterros, utilizado nas fases de projeto, gestão e recuperação ambiental de áreas de aterros. Esse programa foi desenvolvido pelo Grupo de Engenharia Ambiental da Universidad de Cantabria, na Espanha, e encontra-se atualmente em sua quarta versão. O Moduelo[®] 4.0 utiliza como dados de entrada um modelo topográfico do aterro, os parâmetros de caracterização dos resíduos, dados meteorológicos diários da área, e as características dos sistemas de gestão de lixiviados. A partir desses dados, os módulos do programa são capazes de estimar, em escala diária, os dados de teor de umidade, vazão de lixiviado, fluxos

hidráulicos, recalques e quantidade de biogás produzido. Em seu algoritmo, o software divide o aterro em células tridimensionais onde os resíduos são dispostos, cujas dimensões são definidas pelo usuário conforme a altura da camada de resíduos e de cobertura, e as dimensões horizontais determinadas. O programa se baseia nessas células para realizar diversos cálculos, sendo capaz de modelar aspectos complexos que não são obtidos por outros métodos, como a degradação biológica ao longo do tempo, a disposição geométrica dos resíduos e seu histórico detalhado (CORTÁZAR et al., 2002; CORTÁZAR; MONZÓN, 2007a; CORTÁZAR; MONZÓN, 2007b; TARAZONA, 2010).

O modelo de biodegradação utilizado pelo software se baseia na composição dos resíduos, definida diretamente pelos componentes ou aproximada por frações globais, além dos resultados obtidos pelo modelo hidrológico, que fornece dados de umidade e substâncias dissolvidas em cada célula, como consequência da ação de microrganismos. A partir desses dados, o modelo simula as transformações sofridas pela matéria orgânica em cada célula ao longo do tempo, como consequência da ação dos microrganismos. Esse algoritmo considera que não há influência de uma célula sobre outra na dinâmica das reações, e assume as substâncias dissolvidas se encontram distribuídas de forma homogênea no líquido contido em cada célula. A movimentação dos líquidos pelas células é considerada ao longo do módulo hidrológico, porém a movimentação do gás não foi incorporada no modelo (CORTÁZAR et al., 2002; CORTÁZAR; MONZÓN, 2007b).

Os módulos do programa operam de maneira cíclica, de forma que o primeiro processo dentro do ciclo é o cálculo da configuração topográfica do aterro, levando em conta os dados iniciais e os recalques causados pela compactação e temperatura dos resíduos. A seguir ocorrem os cálculos do balanço hidrológico do aterro, que utiliza principalmente os dados climatológicos para calcular a quantidade de lixiviado e as fugas de água na célula. O módulo seguinte diz respeito ao processo de biodegradação, obtendo informações sobre a composição do lixiviado, perda de matéria, incremento de temperatura, adensamento de resíduos, além da quantidade e qualidade do biogás produzido em razão da biodegradação dos resíduos. O ciclo se encerra com a atualização do tempo, inserindo-se novos dados da produção de resíduos no período para reiniciar todo o processo. O fluxograma geral desse software é apresentado na figura 6 (TARAZONA, 2010).

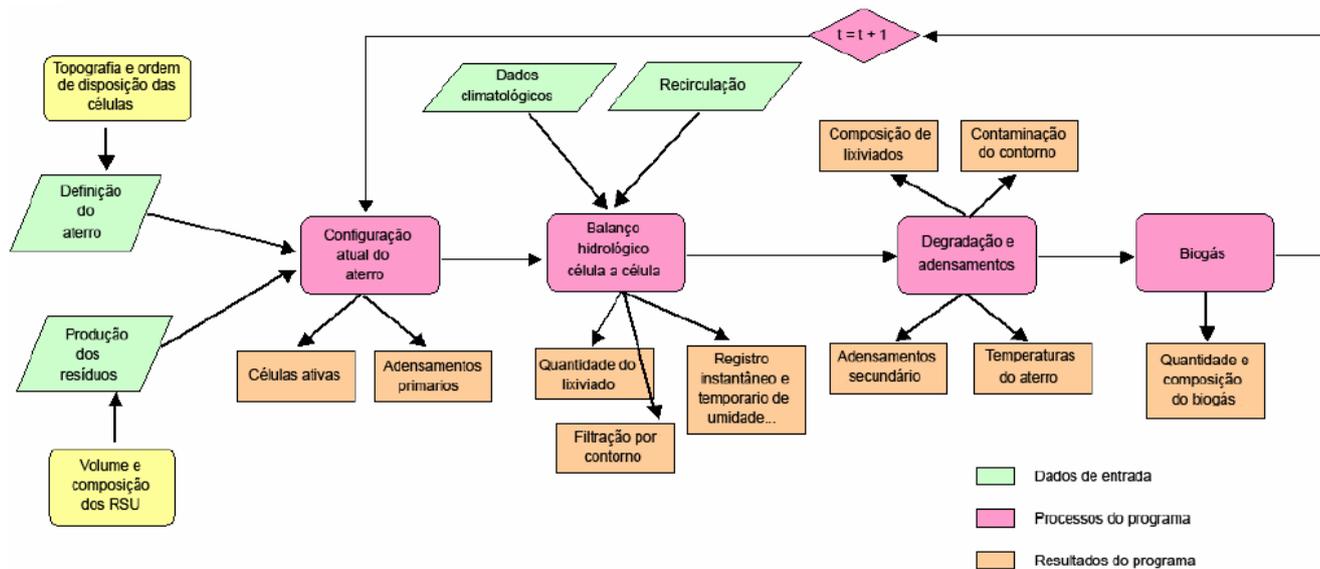


Figura 6. Fluxograma do algoritmo geral do Modulo[®] 4.0.
Fonte: Tarazona (2010).

Karanjekar et al. (2015) apresentou um modelo complexo baseado em regressão linear múltipla a partir de dados de campo de produção de biogás em aterros dos Estados Unidos, considerando a influência da pluviosidade, temperatura e composição dos resíduos. O modelo resultante, intitulado Capturando Emissões de Aterros para Necessidades de Energia (CLEEN) incorporou as equações de regressão em modelos matemáticos de primeira ordem, obtendo uma ferramenta apropriada para estimar as emissões de metano em aterros com alta entrada de resíduos, em condições de pluviosidade entre 2 e 12 mm/dia, temperatura ambiente entre 20 e 37°C e qualquer teor de biodegradabilidade dos resíduos. A comparação com os modelos mais usuais comprovou que os resultados do modelo CLEEN foram mais precisos para essas condições.

Os modelos matemáticos para estimativa de biogás podem ainda ser baseados em outros princípios. Isso inclui modelos de segunda ordem, modelos matemáticos complexos e modelos numéricos. Os modelos de segunda ordem explicam as reações complexas que ocorrem durante o período de degradação dos resíduos por meio de diversas reações de primeira ordem com diferentes taxas cinéticas. Os modelos matemáticos complexos consideram explicitamente a maioria das variáveis físicas, químicas e biológicas que afetam a taxa de produção de gás, em funções matemáticas complexas, requerendo uma caracterização detalhada das condições reais do aterro para realizar suas análises. Um exemplo de modelo matemático complexo é o modelo Hal Vadakis, baseado no crescimento biológico sequencial por meio de um sistema de equações de primeira ordem, utilizadas para descrever o ecossistema microbiano complexo de um aterro, a partir de diversos parâmetros de entrada. Por fim, os modelos numéricos também possuem resultados com precisão elevada, pois representam implementos fortes para simular e modelar todos os fenômenos que ocorrem durante a degradação de resíduos e produção de gás, incorporados a métodos mais simples, utilizando dados reais do aterro para refinar o método (MAJDINASAB; ZHANG; YUAN, 2017).

2.5 GERAÇÃO DE ENERGIA A PARTIR DE BIOGÁS

Diversas tecnologias podem ser utilizadas para aproveitar a energia obtida a partir do metano contido no biogás de aterros sanitários. Em princípio, qualquer tecnologia desenvolvida para geração de energia a partir de gás natural pode ser adaptada para a utilização de biogás,

desde que sejam realizadas as purificações adequadas. Isso inclui a utilização direta da energia térmica para aquecimento de caldeiras, mas também a geração de energia elétrica em motores de combustão interna, microturbinas ou células a combustível, entre outros (ZICARI, 2003).

Entre essas tecnologias, a mais utilizada tradicionalmente consiste nos motores de combustão interna. Esses dispositivos funcionam de forma a transformar combustível em trabalho, por meio do calor. O trabalho mecânico é obtido por meio de uma sequência de processos para conversão da energia química contida no combustível, liberando calor que é aproveitado mecanicamente, e a partir de um gerador, pode ser transformado em energia elétrica. As classes de motores mais comumente utilizadas são os motores de ciclo Otto e de ciclo Diesel. Os motores Otto realizam a injeção direta do combustível para mistura com ar, inflamando o fluido resultante por uma faísca que ocorre entre os eletrodos de uma vela de ignição. Já nos motores Diesel, o pistão comprime apenas o ar até que atinja temperatura elevada, injetando o combustível para que reaja espontaneamente com o oxigênio do ar quente (HEYWOOD, 1988; BRUNETTI, 2012).

A eficiência de conversão da energia química para energia mecânica, ou rendimento global de um motor de combustão interna, pode ser determinada de acordo com a equação (25). Para motores de ciclo Otto, essa eficiência geralmente se mantém entre 25 e 33%, enquanto para motores de ciclo Diesel, se encontra entre 35 e 40% (HEYWOOD, 1988; BRUNETTI, 2012).

$$\eta_m = \frac{\dot{w}_m}{\dot{m}_c \cdot PCI} \quad (25)$$

onde:

η_m = eficiência do motor (adimensional);

\dot{w}_m = potência mecânica efetiva do motor (kW);

\dot{m}_c = vazão em massa do combustível (kg/s);

PCI = poder calorífico inferior do combustível (kJ/kg);

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi dividido entre o levantamento de informações acerca do local de estudo e do grupo gerador a ser utilizado, o cálculo de estimativas teóricas da produção de gás no aterro, e a coleta de dados em campo para caracterização do biogás. O fluxograma das etapas dessa pesquisa encontra-se resumido na figura 7.

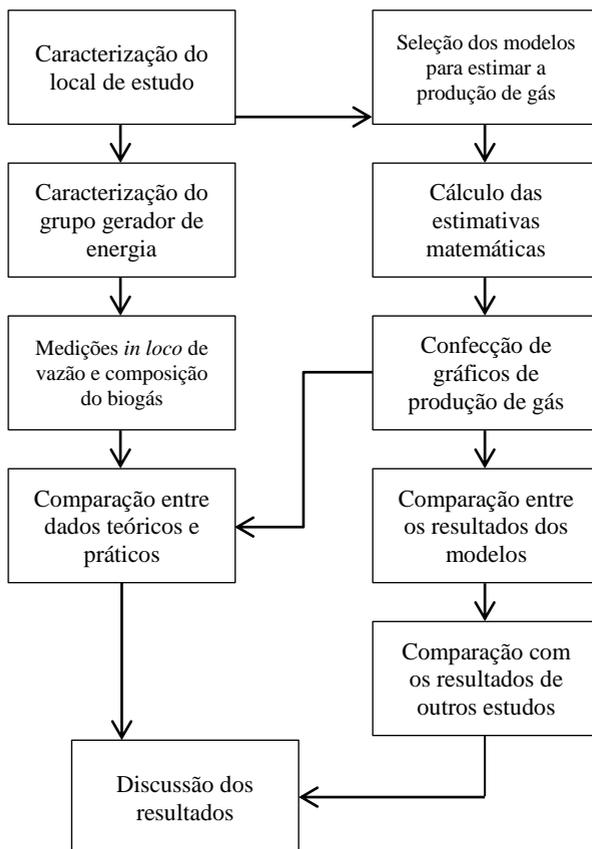


Figura 7. Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa.

3.1 LOCAL DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada em um aterro sanitário gerenciado pela empresa Recycle Catarinense de Resíduos Ltda., localizado no município de Brusque/SC. A localização do aterro pode ser visualizada na figura 8. Trata-se de uma área estimada de 30,5 hectares, localizada na zona rural do município, a cerca de 2 km da área urbana de Brusque. Nas proximidades do empreendimento, além da destinação de áreas para a agricultura, encontram-se propriedades utilizadas na silvicultura e mineração, uma vez que a geologia do local é propícia à extração de materiais como argila e cascalho.

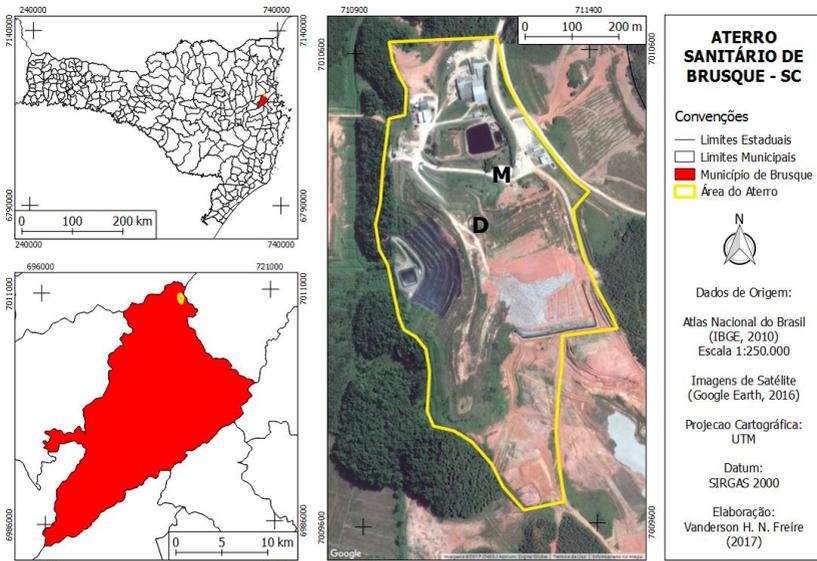


Figura 8. Localização do aterro em relação ao município de Brusque/SC.

(M) – localização do motor;

(D) – localização do dreno de biogás;

De acordo com informações da empresa, atualmente esse aterro recebe a totalidade dos resíduos domésticos e comerciais (classes IIA e IIB) de 7 municípios da região do vale do Itajaí, que totalizam mais de 340 mil habitantes (Tabela 13). O aterro recebe também parte dos resíduos sólidos urbanos provenientes de outros municípios da região, sobretudo de empresas particulares. São utilizados caminhões compactadores e carretas para coleta e transporte dos resíduos, em

quantidades variadas. Inicialmente, os caminhões são encaminhados a uma balança, para determinação da massa de resíduos destinada ao local. Em seguida, os resíduos são depositados diretamente em áreas extensas, onde são acomodados e compactados por maquinário específico. Essas áreas contêm impermeabilização de fundo por membrana e recobrimento superior com argila, além de sistemas de coleta e tratamento de águas pluviais, chorume e biogás.

Tabela 13. População atendida pelo aterro sanitário.

Município	População em 2010 (Censo)	População em 2017 (Estimativa)	Crescimento Anual (%)
Araquari	24.810	35.268	6,02
Balneário	17.078	21.884	4,02
Piçarras	22.386	27.781	3,44
Brusque	105.503	128.818	3,16
Guabiruba	18.430	22.732	3,33
Navegantes	60.556	77.137	3,91
Penha	25.141	31.025	3,34
Total	273.904	344.645	3,69

Fonte: extraído de IBGE (2017).

Nas instalações do aterro também são recebidos resíduos de serviços de saúde, que são tratados por autoclavagem e em seguida dispostos no aterro, bem como materiais provenientes de coleta seletiva, que passam por triagem e são posteriormente encaminhados à reciclagem. Os líquidos lixiviados, coletados em todas as áreas de disposição de resíduos, passam por tratamento biológico e químico seguido de decantação e pós-tratamento, de forma que o lodo resultante é adensado e aterrado. Já o biogás, coletado por mais de 20 drenos espalhados na área do aterro, é queimado diretamente na saída dos drenos e atualmente não é aproveitado.

O aterro sanitário está em operação desde 1997 e tem expectativa de vida útil de mais 14 anos, devendo ser encerrado no ano de 2031. Embora não haja dados diretos do aterro relativos à quantidade já depositada de resíduos no local, foi realizada uma projeção, tomando por base o que foi apresentado por Pereira e Castilhos (2017). Foi admitida uma média inicial de disposição diária de 600 toneladas de resíduos no ano de 2014, conforme dados disponibilizados pela equipe do aterro e utilizados em outros estudos na mesma área (NEVES, 2015;

SILVESTRE, 2015; SILVESTRE et al., 2015; PEREIRA; CASTILHOS, 2017). O crescimento da taxa de disposição de resíduos foi considerado constante ao longo de toda a vida útil do aterro, assumindo uma taxa igual ao crescimento populacional apresentado na tabela 13 (3,69% ao ano).

3.2 GRUPO GERADOR

O grupo gerador considerado nessa pesquisa (Figura 9), bem como em pesquisas paralelas relacionadas ao macroprojeto multidisciplinar citado, foi restaurado e adaptado por uma equipe relacionada ao Laboratório de Combustão e Engenharia de Sistemas Térmicos (LabCET/UFSC).



Figura 9. Grupo gerador utilizado no macroprojeto.

Segundo Neves (2015) e Silvestre (2015), outros trabalhos envolvidos nesse macroprojeto, o grupo gerador é formado por um motor de ciclo Otto, tipo V8, de 5,7 litros, fornecido pela GM Powertrain, acoplado a um gerador elétrico de modelo WEG 200SI17, de 74 kVA, fornecido pela WEG Máquinas S.A. Para controle e monitoramento do motor, foi conectado um painel elétrico fornecido pela Woodward Governor Ltda., sendo composto por um módulo de controle de rotação, DPG 220, e um módulo de controle e

monitoramento das funções operacionais e transferência de carga, GCP-22.

Conforme descrito pelos pesquisadores do LabCET, o motor em questão inicialmente operava com alimentação a gás natural veicular (GNV), sendo que ao longo da pesquisa foram realizados diversos testes com esse combustível para avaliar a potência, rendimento e consumo do motor. Após a adaptação do motor para operação com biogás, foi observado um rendimento superior ao do GNV para a geração de energia elétrica, de forma que foi determinado que, a partir do momento que a operação do motor for iniciada no aterro sanitário, o abastecimento mínimo deve ser de $11,4 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{h}$, ou $19 \text{ Nm}^3/\text{h}$ de biogás contendo 60% de CH_4 , para que a geração de energia atinja o valor máximo de 60 kWh (NEVES, 2015; SILVESTRE, 2015; SILVESTRE et al., 2015).

O sistema de captação de biogás contará com um dispositivo de purificação e controle de qualidade de biogás, composto por um painel móvel de purificação de biogás contendo quatro colunas de carvão ativado e um desumidificador (Figura 10). O carvão ativado já é tradicionalmente utilizado na adsorção de impurezas para biogás de diversas origens, e geralmente possui eficiências elevadas na remoção de impurezas como o sulfeto de hidrogênio e os siloxanos, bastante frequentes no biogás proveniente de aterros sanitários.



Figura 10. Painel de purificação de biogás por adsorção em carvão ativado.

3.3 LEVANTAMENTO DE DADOS DE CAMPO

Foram realizadas campanhas de coleta de dados *in loco* nos meses de novembro e dezembro de 2016, e setembro e novembro de 2017. Os dados foram coletados pelos instrumentos em uma saída da tubulação do dreno de biogás que será utilizado para aproveitamento no motor (Figura 11). Os parâmetros escolhidos na caracterização do biogás foram de vazão e composição, incluindo as concentrações de CH₄, CO₂, O₂ e H₂S.



Figura 11. Coleta de dados para caracterização do biogás.

Para determinação da vazão, foi utilizado um termo-anemômetro digital da marca Dwyer, modelo 471-2 (Figura 12), capaz de determinar a velocidade de escoamento do biogás e sua temperatura, de forma a calcular sua vazão normalizada de acordo com a equação (26). A precisão das leituras realizadas pelo termo-anemômetro é apresentada na tabela 14.

$$Vazão = (Velocidade \times Área) \times \left[\frac{273,15}{273,15 + Temperatura} \right] \times Pressão \quad (26)$$



Figura 12. Termo-anemômetro digital Dwyer modelo 471-2.
Fonte: Dwyer (2009).

Tabela 14. Precisão das medições fornecidas pelo termo-anemômetro digital Dwyer modelo 471-2.

Parâmetro	Faixa	Precisão
Velocidade*	0 a 3,0 m/s	± 3%
	0 a 7,0 m/s	± 3%
	0 a 30 m/s	± 4%
	0 a 70 m/s	± 5%
Temperatura	-17 a 100°C	± 1,0°C

* Obs: A precisão da velocidade especificada diz respeito à faixa de temperatura de medição entre 15 e 30°C. Fora dessa faixa, adicionar 0,2% por °C.

Fonte: Dwyer (2009).

A concentração dos gases constituintes do biogás foi determinada utilizando o aparelho analisador de gases da marca Landtec, modelo GEM 5000 (Figura 13), capaz de avaliar a emissão de CH₄, CO₂, O₂, H₂S e CO por meio de bombeamento, amostragem e análise da concentração dos gases. Os métodos de medição e a precisão desse equipamento encontram-se especificados na tabela 15.



Figura 13. Analisador de gases Landtec modelo GEM 5000.
Fonte: Geotech (2012).

Tabela 15. Precisão das medições fornecidas pelo analisador de gases Landtec modelo GEM 5000.

Parâmetro	Método de Medição	Precisão		
CH ₄	Célula de infravermelho de duplo comprimento de onda com canal de referência	0-5%	0-70%	70-100%
		± 0,3% (vol)	± 0,5% (vol)	± 1,5% FS
CO ₂	Célula de referência	0-5%	0-60%	60-100%
		± 0,3% (vol)	± 0,5% (vol)	± 1,5% FS
O ₂			0-25%	
CO/H ₂	Célula eletroquímica interna		± 1,0% (vol)	
			0-2000 ppm	
H ₂ S			± 1,0% FS	
			0-500 ppm	
			± 2,0% FS	

Legenda: (vol) = volumétrico.

FS = fator de segurança; calculado sobre o valor medido.

Fonte: Geotech (2012).

Os resultados das coletas de dados em campo passaram por uma análise descritiva básica, de forma a determinar os valores médios (\bar{x}), desvios padrão (s), coeficiente de variação (CV), erro padrão ($S_{\bar{x}}$) e intervalo de confiança (IC) da média, conforme as equações (27), (28), (29), (30) e (31), respectivamente (MONTGOMERY; RUNGER, 2002). O objetivo dessa análise é determinar o grau de confiabilidade das médias determinadas, a partir do teste t de Student.

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (27)$$

$$s = \sqrt{S^2} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1} \quad (28)$$

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100\% \quad (29)$$

$$S_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (30)$$

$$IC: \{\bar{x} - t \cdot S_{\bar{x}} \leq \bar{X} \leq \bar{x} + t \cdot S_{\bar{x}}\} \quad (31)$$

Após o tratamento estatístico dos dados do dreno analisado, os valores médios diários de vazão de CH_4 foram analisados por meio de gráficos, observando suas variações em conjunto com os modelos matemáticos de estimativa da produção de biogás em todo o aterro.

3.4 ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS

Para determinar a produção de biogás no aterro, foram utilizados três modelos matemáticos baseados na cinética de primeira ordem, sendo suas metodologias recomendadas pelo Banco Mundial (modelo Scholl-Canyon), pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (modelo LandGEM) e pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (modelo de primeira ordem do IPCC). Esses modelos matemáticos foram apresentados anteriormente nas equações (8), (9) e (13), respectivamente.

$$Q_{CH_4i} = k \cdot L_0 \cdot m_i \cdot e^{-kt} \quad (8)$$

$$Q_{CH_4} = L_0 \cdot R \cdot (e^{-kc} - e^{-kt}) \quad (9)$$

$$Q_{CH_4x} = k \cdot R_x \cdot L_0 \cdot e^{-k(T-x)} \quad (13)$$

Para a aplicação desses modelos, foram necessários dados relativos à quantidade de resíduos depositados ao longo da vida útil do aterro, conforme a projeção realizada. Além disso, os parâmetros k (constante de geração de CH_4) e L_0 (potencial de geração de CH_4),

utilizados nas três equações, foram determinados de acordo com os valores propostos pelas metodologias apresentadas. Para o modelo Scholl-Canyon, o valor de k foi escolhido aplicando-se a tabela 7, e o valor de L_0 foi determinado a partir da tabela 8. Já para os modelos LandGEM e IPCC, o valor de k foi escolhido a partir da tabela 9, e o valor de L_0 foi fixado em 100 m³ de CH₄ por tonelada de resíduo, conforme recomendado por EPA (2008).

Considerando a composição gravimétrica média dos resíduos sólidos no Brasil, a matéria orgânica representa mais de 50% da massa de resíduos que é coletada e disposta em aterros sanitários (IPEA, 2012). Dessa forma, para a seleção dos valores desses parâmetros, considera-se que os resíduos depositados no aterro podem ser classificados como moderadamente degradáveis.

Outro fator que deve ser considerado na seleção dos valores para os parâmetros dos modelos é a pluviometria do local, uma vez que a umidade presente na massa de resíduos é um dos fatores que mais influencia na produção de biogás em aterros sanitários. O município de Brusque possui clima Cfa segundo a classificação de Köppen, possuindo temperatura média de 19,9°C e precipitação média anual de 1.692 mm (CLIMATE-DATA, 2018).

A partir desses dados, foram selecionados os valores a serem aplicados para os parâmetros dos modelos, conforme tabela 16.

Tabela 16. Valores selecionados dos parâmetros k e L_0 para os modelos de estimativa de produção de biogás.

Modelo	k	L_0
Scholl-Canyon (Banco Mundial)	0,06	170 m ³ /t
LandGEM (EPA)	0,04	100 m ³ /t
Primeira ordem do IPCC	0,04	100 m ³ /t

Após a aplicação desses valores, foram realizados os cálculos sobre cada equação dos modelos, determinando a quantidade de metano a ser produzida durante a vida útil do aterro e após sua desativação. Com base nesses valores, foram construídas curvas da produção de metano em função do tempo. Essas curvas foram comparadas entre si, e os resultados obtidos foram também comparados com outros estudos semelhantes que utilizaram os mesmos modelos em metodologias

similares, de forma a determinar qual modelo se adequou melhor à área de estudo, e como os resultados poderiam ser refinados. Os resultados foram também comparados a estudos utilizando outros modelos de estimativa, observando modelos de maior precisão e os parâmetros que seriam necessários para sua aplicação.

3.5 POTENCIAL DE GERAÇÃO DE ENERGIA

A estimativa determinada como mais adequada para a produção de biogás no aterro foi utilizada na determinação do potencial de geração de energia elétrica do empreendimento. Levou-se em consideração o fator de recuperação de 75% do biogás produzido no aterro, conforme recomendado por ESMAP (2004). Foi admitida uma eficiência de 30% para a conversão da energia química do biogás em energia elétrica, assumindo a utilização de motores de ciclo Otto (BRUNETTI, 2012). O poder calorífico inferior (PCI) do biogás foi determinado de acordo com o recomendado por Pauss, Naveau e Nyns (1987) apud Lima (2005), considerando a concentração média de metano obtida pelas medições em campo. A vazão em massa do biogás foi determinada de acordo com essa concentração, de forma a transformar a vazão obtida pela estimativa teórica. Considerando uma eficiência de conversão de energia mecânica de 95%, por meio do gerador elétrico, é possível calcular o potencial teórico de geração de energia elétrica no aterro conforme equação (32).

$$\dot{w}_e = 0,95 \cdot \eta_m \cdot \dot{m}_c \cdot PCI \quad (32)$$

onde:

\dot{w}_e = potência elétrica efetiva do sistema (kW);

η_m = eficiência do motor (adimensional);

\dot{m}_c = vazão em massa do combustível (kg/s);

PCI = poder calorífico inferior do combustível (kJ/kg).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS

Foram realizadas nove campanhas de coleta de dados em campo, sendo seis delas entre novembro e dezembro de 2016 e três entre setembro e novembro de 2017. Os dados médios obtidos nessas campanhas, relativos aos parâmetros de composição e vazão de biogás, são apresentados na tabela 17.

Tabela 17. Coletas de dados de campo para caracterização do biogás do aterro.

Data	CH₄ (%)	CO₂ (%)	O₂ (%)	H₂S (ppm)	CO (ppm)	Bal.* (%)	Vel. (m/s)	T (°C)	Q (Nm ³ /h)
03/11/16	57,1	42,7	0,2	69	27	0,0	2,1	24,0	14,09
08/11/16	57,2	42,7	0,2	71	25	0,0	1,8	34,3	11,35
22/11/16	57,0	42,9	0,1	70	22	0,0	2,0	27,4	13,48
28/11/16	57,4	42,5	0,1	76	24	0,0	1,8	42,5	11,36
09/12/16	56,9	42,9	0,1	74	22	0,0	2,1	26,0	14,22
14/12/16	57,1	42,7	0,1	71	25	0,0	2,5	30,6	16,40
08/09/17	57,0	42,9	0,1	33	15	0,0	1,5	35,3	9,69
24/11/17	57,1	42,8	0,1	23	17	0,0	1,9	35,8	11,93
30/11/17	56,8	43,1	0,1	42	16	0,0	1,7	35,9	10,96

*Bal. = Balanço de gases (%) = [100% - concentração de gases analisados].

Com o objetivo de determinar a variação e confiabilidade desses dados, foi realizada uma análise estatística descritiva básica para cada variável analisada, utilizando os parâmetros de média (\bar{x}), desvio padrão (s), coeficiente de variação (CV), erro padrão ($S_{\bar{x}}$) e intervalo de confiança da média (IC) a partir do valor de t de Student com nível de confiança de 95%, conforme as equações (27) a (31). Os resultados dessa análise estatística são apresentados na tabela 18.

Tabela 18. Análise estatística descritiva dos dados de campo.

Ano	Var.	\bar{x}	<i>s</i>	<i>CV</i>	$S_{\bar{x}}$	<i>IC</i>
Geral	CH ₄ (%)	57,07	0,17	0,30%	0,06	± 0,13
	CO ₂ (%)	42,80	0,17	0,40%	0,06	± 0,13
	O ₂ (%)	0,12	0,04	36,08%	0,01	± 0,03
	H ₂ S (ppm)	58,78	20,26	34,47%	6,75	± 15,57
	CO (ppm)	21,44	4,39	20,47%	1,46	± 3,37
	Bal.* (%)	0,00	0,00	-	0,00	± 0,00
	Vel. (m/s)	1,93	0,29	14,86%	0,10	± 0,22
	T (°C)	32,42	5,89	18,17%	1,96	± 4,53
	Q (Nm ³ /h)	12,61	2,08	16,53%	0,69	± 1,60
2016	CH ₄ (%)	57,12	0,17	0,30%	0,07	± 0,18
	CO ₂ (%)	42,73	0,15	0,35%	0,06	± 0,16
	O ₂ (%)	0,13	0,05	38,73%	0,02	± 0,05
	H ₂ S (ppm)	71,83	2,63	3,67%	1,08	± 2,77
	CO (ppm)	24,17	1,94	8,03%	0,79	± 2,04
	Bal.* (%)	0,00	0,00	-	0,00	± 0,00
	Vel. (m/s)	2,05	0,26	12,63%	0,11	± 0,27
	T (°C)	30,80	6,78	22,02%	2,77	± 7,12
	Q (Nm ³ /h)	13,48	1,92	14,26%	0,78	± 2,02
2017	CH ₄ (%)	56,97	0,15	0,27%	0,09	± 0,38
	CO ₂ (%)	42,93	0,15	0,36%	0,09	± 0,38
	O ₂ (%)	0,10	0,00	0,00%	0,00	± 0,00
	H ₂ S (ppm)	32,67	9,50	29,10%	5,49	± 23,61
	CO (ppm)	16,00	1,00	6,25%	0,58	± 2,48
	Bal.* (%)	0,00	0,00	-	0,00	± 0,00
	Vel. (m/s)	1,70	0,20	11,76%	0,12	± 0,50
	T (°C)	35,67	0,32	0,90%	0,19	± 0,80
	Q (Nm ³ /h)	10,86	1,12	10,34%	0,65	± 2,79

*Bal. = Balanço de gases (%) = [100% - concentração de gases analisados].

De acordo com a administração do aterro, o dreno de onde tais dados foram coletados concentra gases de uma célula de disposição de resíduos já encerrada, contendo materiais de idade intermediária, depositados a menos de 10 anos. Os dados obtidos nas campanhas de coleta indicam que a composição do biogás analisado é de ótima qualidade para geração de energia, uma vez que possui alto teor de CH_4 , próximo a 57%, além de baixas concentrações de O_2 e H_2S , indicando que nesse local a degradação anaeróbia ocorre em estágio bem desenvolvido e relativamente estável, sem entradas significativas de ar. Porém, na maioria das coletas de dados realizadas logo após a abertura do dreno no início do dia, foram observados valores mais elevados de O_2 devido à presença de ar atmosférico na tubulação, indicando a necessidade de iniciar a circulação de biogás antes de eventuais coletas de dados ou do próprio funcionamento do sistema de geração de energia elétrica.

Os dados expostos na tabela 17 indicam uma queda considerável da concentração de H_2S nas coletas de dados realizadas em 2017, em relação aos dados do ano anterior. Em todos os casos, a concentração de H_2S se manteve abaixo do valor de 100 ppm recomendado por Zicari (2003), embora o autor ressalte que motores de ciclo Otto são relativamente mais sensíveis à presença desse contaminante. Ressalta-se que nessa pesquisa não foi analisada a concentração de siloxanos, compostos geralmente formados em quantidades relevantes no biogás de aterros sanitários, e que possuem potencial elevado de abrasão de equipamentos e motores por meio da formação de cristais de sílica durante a combustão (RASI, 2009). Por esse motivo, não se descarta a necessidade de aplicação e monitoramento de um sistema de purificação do biogás nesse aterro, para que o motor em questão possa ser utilizado.

Em todas as campanhas, a temperatura do biogás esteve próxima à temperatura ambiente, geralmente se mantendo alguns graus acima desta. Por esse motivo, houve grande flutuação da temperatura entre os dias analisados, uma vez que as coletas foram realizadas em condições meteorológicas variadas e em diferentes horários do dia. Embora não tenha sido medida a umidade do biogás, em diversos casos observou-se condensação de água sobre a superfície dos aparelhos de coleta, indicando que deve ser utilizado um sistema de desumidificação para que o biogás seja adequadamente utilizado na geração de energia em um motor.

A vazão natural encontrada representa uma possível limitação para a instalação do sistema de recuperação de biogás, uma vez que a

média de $12,61 \pm 1,60 \text{ Nm}^3/\text{h}$ é bastante inferior à determinada por Silvestre (2015) em outros cinco drenos desse mesmo aterro, onde foi encontrada uma vazão média de $117,9 \pm 24,6 \text{ Nm}^3/\text{h}$. Para funcionamento ideal do motor a ser instalado no local, é recomendada a vazão mínima de $19 \text{ Nm}^3/\text{h}$ de biogás contendo 60% de CH_4 , valor consideravelmente superior aos encontrados nas coletas de dados. Dessa forma, indica-se a instalação de um compressor de gás no sistema, de forma a incrementar a pressão sobre o sistema de coleta, e consequentemente aumentar a vazão de CH_4 até valores satisfatórios.

A vazão média de CH_4 pode ser calculada diretamente multiplicando-se a vazão normalizada do gás pela concentração percentual de CH_4 presente. Analisando-se a evolução temporal dessa vazão (figura 14), pode-se observar que ao longo das campanhas de coleta realizadas, ela vem caindo lentamente, devido ao biogás ser originado em uma célula já encerrada do aterro, contendo resíduos de idade mediana. Dessa forma, a instalação do motor em longo prazo utilizando apenas esse dreno não é recomendada, uma vez que a vazão de CH_4 nesse local já se encontra em decadência. Nesse caso, recomenda-se a instalação de rede de coleta de biogás em outro dreno próximo, com qualidade de composição similar e idade menos avançada dos resíduos depositados.

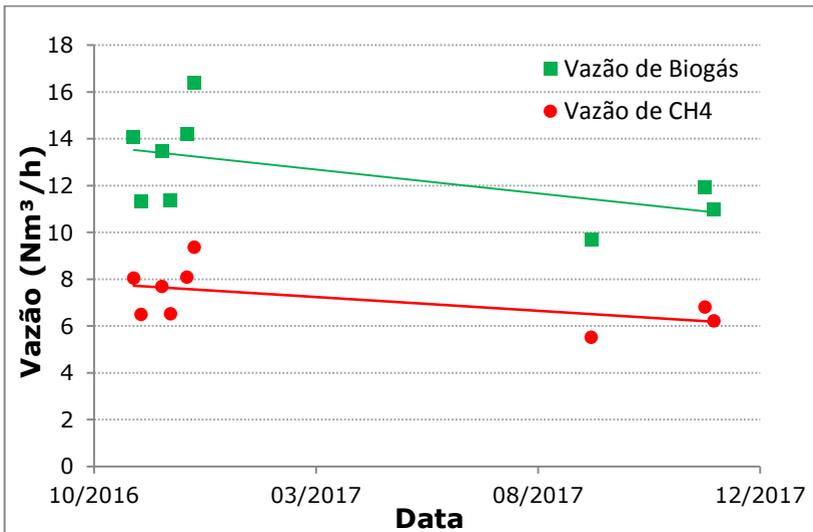


Figura 14. Evolução temporal da vazão de biogás e CH_4 durante a coleta de dados.

4.2 PROJEÇÃO DA QUANTIDADE DE RESÍDUOS

Para que sejam aplicados os modelos matemáticos para estimar o potencial de produção de metano no aterro, a principal informação necessária é referente à quantidade de resíduos aterrados. Uma vez que a administração do aterro não dispunha de tais dados, foi realizada uma projeção da quantidade de resíduos disposta em cada ano e acumulada no local, com base em outros estudos realizados (NEVES, 2015; SILVESTRE, 2015; SILVESTRE et al., 2015; PEREIRA; CASTILHOS, 2017). Foi admitida uma disposição diária inicial de 600 toneladas de resíduos por dia no ano de 2014, com um crescimento constante e igual ao crescimento populacional dos municípios atendidos pelo aterro, de 3,69%. Conforme a tabela 19, os cálculos sobre esses dados resultaram em uma projeção de 8.188.675 toneladas de resíduos depositados até o encerramento do aterro, em 2031.

Tabela 19. Projeção da deposição de resíduos no aterro, com crescimento anual de 3,69%.

Ano	Disposição anual (t/ano)	Acumulado total (t)
1997	118.282	118.282
1998	122.646	240.928
1999	127.172	368.100
2000	131.864	499.964
2001	136.730	636.694
2002	141.776	778.470
2003	147.007	925.477
2004	152.432	1.077.909
2005	158.056	1.235.965
2006	163.889	1.399.854
2007	169.936	1.569.790
2008	176.207	1.745.997
2009	182.709	1.928.706
2010	189.451	2.118.157
2011	196.442	2.314.599
2012	203.690	2.518.289
2013	211.206	2.729.496
2014	219.000	2.948.496
2015	227.081	3.175.577
2016	235.460	3.411.037

2017	244.149	3.655.186
2018	253.158	3.908.344
2019	262.500	4.170.843
2020	272.186	4.443.029
2021	282.229	4.725.258
2022	292.644	5.017.902
2023	303.442	5.321.344
2024	314.639	5.635.984
2025	326.249	5.962.233
2026	338.288	6.300.521
2027	350.771	6.651.292
2028	363.714	7.015.006
2029	377.135	7.392.141
2030	391.052	7.783.193
2031	405.481	8.188.675

4.3 ESTIMATIVAS DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS NO ATERRO

Foram realizadas três estimativas do potencial de produção de biogás no aterro estudado, baseadas na projeção de deposição de resíduos apresentada na tabela 18. Todas as estimativas se basearam em em modelos de primeira ordem, sendo eles: o modelo Scholl-Canyon, do Banco Mundial, o modelo LandGEM, da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), e o modelo de primeira ordem do Painel Intergovernamental de Mudanças do Clima (IPCC). Esses modelos foram aplicados utilizando as equações e parâmetros recomendados em seus manuais, considerando um período de 100 anos de produção de biogás a partir do início das operações, em 1997.

4.3.1 Modelo Scholl-Canyon – Banco Mundial

Os valores tabelados do Banco Mundial para aplicação na área de estudo são de $k = 0,06$ e $L_0 = 170 \text{ m}^3/\text{ton}$. Dessa forma, os cálculos para estimativa da produção de biogás por meio desse modelo foram baseados na equação (33). Os resultados anuais obtidos por meio dessa equação encontram-se representados graficamente na figura 15.

$$Q_{CH_4i} = 0,06 \cdot 170 \cdot m_i \cdot e^{-0,06t} \quad (33)$$

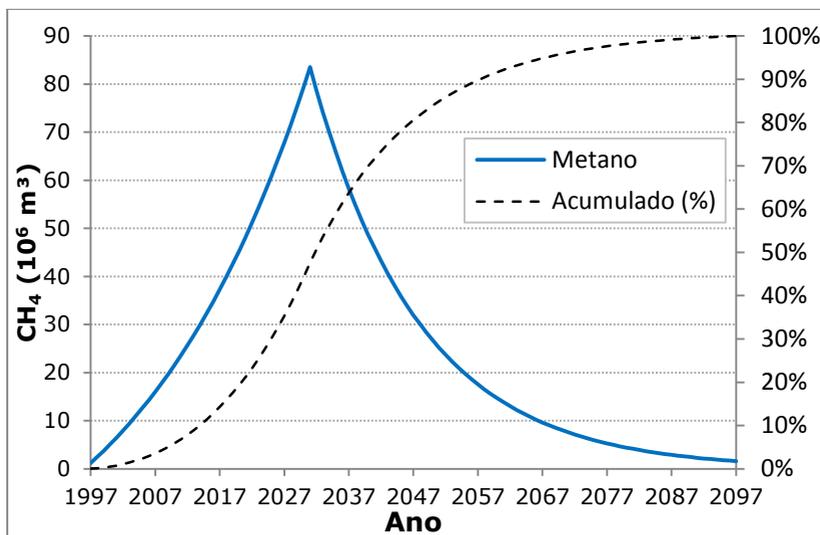


Figura 15. Estimativa de produção de CH_4 pelo modelo Scholl-Canyon.

Segundo essa estimativa, o valor mínimo de produção de CH_4 ocorreria no ano de abertura do aterro, em 1997, totalizando $1.206.472 \text{ m}^3\text{CH}_4$, a partir do qual haveria um acréscimo acentuado até atingir seu valor máximo de $83.524.480 \text{ m}^3\text{CH}_4$ no ano de 2031, quando o aterro seria encerrado. A partir daí, a estimativa apresenta um decréscimo exponencial, atingindo o valor residual de $1.592.236 \text{ m}^3\text{CH}_4$ no ano de 2097. A quantidade total de CH_4 produzida no aterro em todo esse período seria de $2.527.690.843 \text{ m}^3\text{CH}_4$, e a média de produção de CH_4 foi de $25.026.642 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$.

4.3.2 Modelo LandGEM – EPA

Os valores recomendados pela EPA, de acordo com as características determinadas para o aterro são de $k = 0,04$ e $L_0 = 100 \text{ m}^3/\text{ton}$. Assim, a equação (34) foi utilizada para determinar a estimativa da produção de biogás por meio desse modelo. A figura 16 apresenta o gráfico dos resultados anuais obtidos por meio desse modelo.

$$Q_{\text{CH}_4} = 100 \cdot R \cdot (e^{-0,04c} - e^{-0,04t}) \quad (34)$$

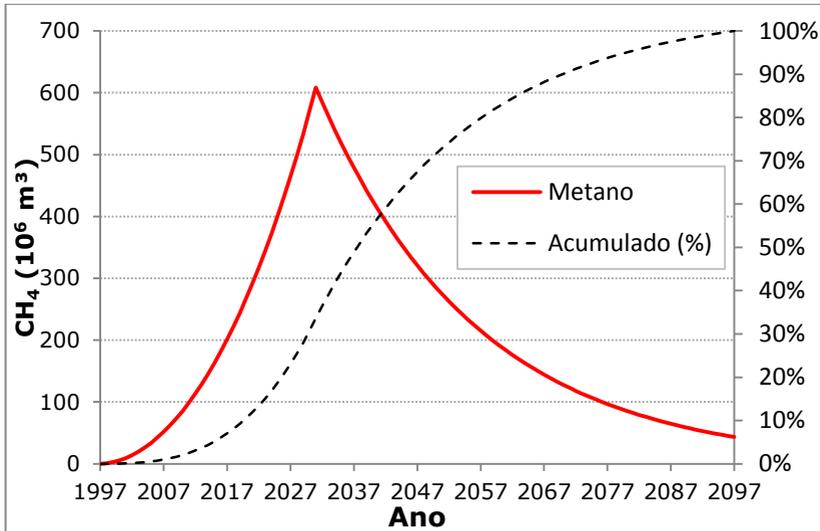


Figura 16. Estimativa de produção de CH₄ pelo modelo LandGEM.

A equação (28) admite que a produção de CH₄ só inicia um ano após a abertura do aterro, obtendo um valor nulo em 1997. A partir daí, há um acréscimo exponencial acelerado da produção de CH₄, que atinge seu pico no ano de 2031, durante o encerramento do aterro, quando a estimativa atinge o valor de 608.696.296 m³CH₄. Após esse ponto, observa-se uma queda exponencial menos acentuada na produção de CH₄, e em 2097, ano final da estimativa, ainda se observa uma produção de 43.437.340 m³CH₄. De acordo com esse modelo, a quantidade total de CH₄ produzida entre 1997 e 2097 seria de 20.881.233.606 m³CH₄, com uma média de produção de 206.744.887 m³CH₄/ano.

4.3.3 Modelo de Primeira Ordem do IPCC

O IPCC admite os mesmos valores recomendados pela EPA para aplicação nos parâmetros de seu modelo, de forma que, para as características da área de estudo, admite-se os valores de $k = 0,04$ e $L_0 = 100 \text{ m}^3/\text{ton}$. Dessa forma, a equação (35) foi utilizada para calcular a produção anual de CH₄ a partir dos resíduos depositados, sendo a produção total de CH₄ determinada pela somatória das produções anuais, conforme equação (36). Os valores obtidos por meio dessa estimativa foram representados graficamente, como apresentado na figura 17.

$$Q_{CH_4x} = 0,04 \cdot R_x \cdot 100 \cdot e^{-0,04(T-x)} \quad (35)$$

$$Q_{CH_4} = \Sigma Q_{CH_4x} \quad (36)$$

De acordo com a estimativa segundo o modelo de primeira ordem do IPCC, o valor mínimo de produção de CH_4 seria de 473.126 m^3CH_4 , em 1997, ano de abertura do aterro. Ocorre um aumento acentuado da produção conforme os resíduos são gradativamente depositados no aterro, atingindo em 2031, ano de encerramento, o valor máximo de $331.478.479 \text{ m}^3CH_4$. A partir daí, a estimativa apresenta um decréscimo gradativo, de forma que em 2097, no final da estimativa, ainda ocorre a produção de $23.654.725 \text{ m}^3CH_4$. A quantidade total de CH_4 produzida no aterro ao longo da estimativa seria de $11.449.051.881 \text{ m}^3CH_4$, levando a uma média de produção de $113.356.949 \text{ m}^3CH_4/\text{ano}$.

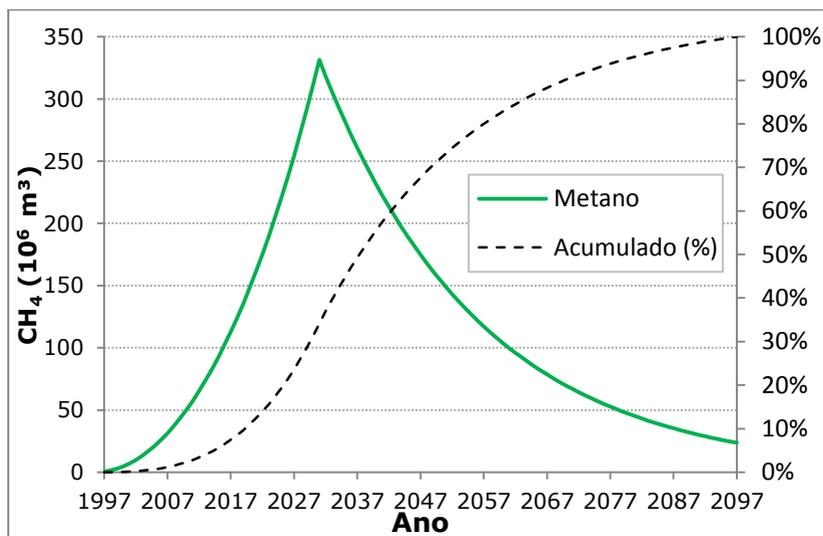


Figura 17. Estimativa de produção de CH_4 pelo modelo de primeira ordem do IPCC.

4.4 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A figura 18 apresenta um gráfico comparativo entre as estimativas realizadas com base nos três modelos apresentados.

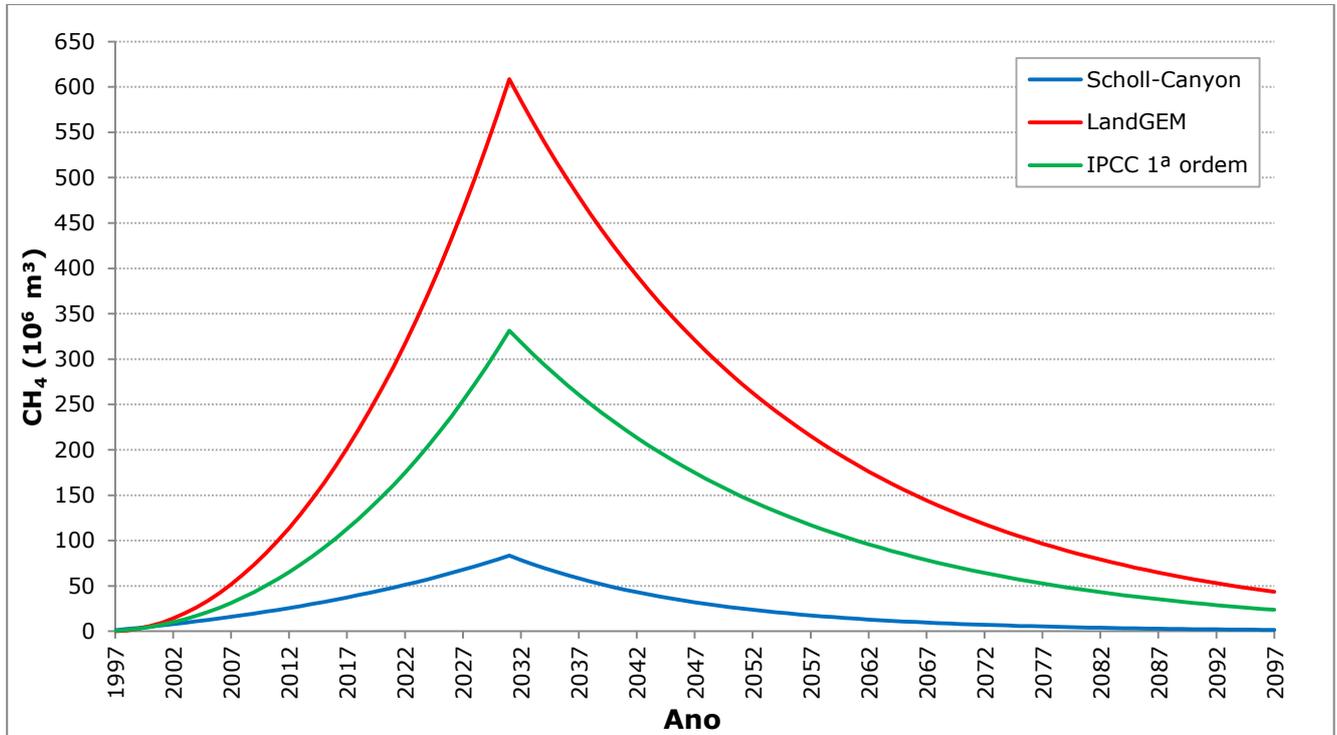


Figura 18. Comparação entre as estimativas de produção de CH₄ a partir dos três modelos estudados.

Uma vez que se tratam de três modelos de primeira ordem, baseados em equações exponenciais em relação ao tempo, o formato das curvas é bastante semelhante entre si e segue o esperado para a produção de CH_4 em um aterro sanitário, que tende a crescer rapidamente conforme mais resíduos são depositados, atinge seu pico próximo ao ano de encerramento, e a seguir decresce mais lentamente.

Porém, os valores obtidos pelas três estimativas são bastante discrepantes, de forma que, após os anos iniciais, o modelo LandGEM obteve valores muito elevados de produção de CH_4 , enquanto o modelo Scholl-Canyon obteve valores reduzidos, com valores intermediários para o modelo de primeira ordem do IPCC. De fato, o valor de produção máxima do modelo LandGEM alcançou um pico cerca de sete vezes maior em relação ao modelo Scholl-Canyon, e quase atingiu o dobro do valor máximo obtido pelo modelo de primeira ordem do IPCC, embora todos os picos tenham sido alcançados no ano 2031.

Essa diferença é ainda mais discrepante quando se leva em consideração os coeficientes utilizados para a obtenção das estimativas, uma vez que os valores adotados para k e L_0 foram maiores no modelo Scholl-Canyon em relação aos demais, e mesmo assim os resultados foram menores. Porém, vale ressaltar que o intuito dos modelos estudados é diferente entre si, embora todos levem em consideração as mesmas informações acerca do aterro em questão. Enquanto o modelo Scholl-Canyon tem por objetivo mensurar a produção de metano de forma a auxiliar em projetos de utilização do biogás para geração de energia, os demais modelos visam estimar a produção de CH_4 em aterros não controlados, no caso do LandGEM, ou viabilizar a elaboração de inventários de gases de efeito estufa, no caso do modelo do IPCC de primeira ordem (IPCC, 1996; ESMAP, 2004; EPA, 2008).

Tarazona (2010) utilizou esses três modelos, em conjunto com o software Moduelo 4.0, para determinar estimativas da produção de CH_4 do aterro Macondo, no município de Duque de Caxias/RJ. Uma vez que as características de pluviosidade e biodegradabilidade dos resíduos eram semelhantes às encontradas no aterro de Brusque/SC, os resultados obtidos por meio dos três modelos de primeira ordem foram bastante semelhantes aos aqui encontrados. O modelo LandGEM resultou em valores maiores, seguido pelo modelo de primeira ordem do IPCC e pelo modelo Scholl-Canyon.

Nesse estudo, os resultados do software Moduelo 4.0 foram significativamente inferiores a todos os outros modelos, porém os dados obtidos por meio de ensaios de campo para medição das emissões

gasosas através da camada de cobertura se concentraram entre os valores obtidos pelos modelos Scholl-Canyon e Moduelo. Uma vez que o biogás que passa pela camada de cobertura é apenas uma parcela do que é produzido em todo o aterro, há indicação de que o software Moduelo, embora leve em consideração diversas variáveis relativas à área de estudo, resultou em valores subestimados para essa área (TARAZONA, 2010).

A maior dificuldade para aplicação dos modelos de estimativa de produção de biogás está na calibração dos coeficientes e equações para a realidade de cada situação, uma vez que modelos desenvolvidos com base em determinados aterros podem não ser aplicáveis à realidade de outros locais. Além disso, os modelos mais precisos são geralmente mais complexos, demandando informações específicas sobre a quantidade e composição dos resíduos, bem como de características naturais da área. Muitas vezes tais dados não estão disponíveis, considerando que nessa pesquisa foi necessário realizar projeções até mesmo quanto à quantidade de resíduos depositada, na falta de informações claras sobre o aterro. A verificação dos resultados também é complexa, já que seria necessário realizar medições da quantidade de metano que é coletada por cada dreno e do que escapa pela camada de cobertura, de forma a determinar uma aproximação da quantidade total de metano que é liberada no biogás do aterro em um dado momento.

Aguilar-Virgen et al. (2014) apresenta um estudo acerca do potencial de produção de metano do aterro de Ensenada, no México. Para atingir resultados mais precisos, foi utilizado o modelo México, para o qual foi necessário realizar ensaios para determinar a quantidade de carbono orgânico contida nos resíduos, adequando as constantes k e L_0 do modelo para os valores encontrados. Mesmo utilizando um modelo desenvolvido para áreas semelhantes à estudada, a modificação das constantes em relação aos valores tabelados levou a um incremento de 26% nos resultados do modelo. Porém, os autores destacam a incerteza elevada em relação aos resultados das estimativas realizadas, uma vez que são escassos os estudos na literatura que visam determinar a precisão da modelagem.

Gollapalli e Kota (2018) utilizaram diferentes modelos para estimar a produção de metano de um aterro em Guwahati, na Índia, comparando-os com dados de campo. Embora todos os modelos tenham obtido valores superiores aos reais, os resultados que mais se aproximaram dos dados de campo foram do Modelo Triangular Modificado (MTM) e principalmente do modelo padrão do IPCC,

ambos de ordem zero, com resultados insatisfatórios para o modelo LandGEM. Ressalta-se que o modelo padrão do IPCC, diferentemente do modelo de primeira ordem, leva em conta a composição dos resíduos depositados no aterro, e por isso é capaz de atingir resultados mais próximos dos reais. No entanto, os autores ressaltam que nenhum modelo era significativamente influenciado pelas variações de precipitação, que influenciaram fortemente a produção de biogás, sobretudo na temporada das monções.

Amini, Reinhart e Mackie (2012) levou em conta estudos utilizando modelos de primeira ordem com abordagens semelhantes à do modelo Scholl-Canyon, observando baixa sensibilidade dos modelos à quantificação das constantes k e L_0 a partir de características específicas. Porém, a inclusão de parâmetros adicionais ou modelos de cinética de ordens maiores aumentaria a complexidade e em diversos casos, impossibilitaria o uso dos modelos. A constante L_0 pode ser determinada a partir de ensaios de laboratório com os resíduos, e k seria obtida por meio de regressão, caso haja dados quantificando o biogás coletado no aterro. Entretanto, Amini, Reinhart e Niskanen (2013) analisaram dados de três estudos que compararam os resultados de modelos com medições de campo, e embora a modelagem tenha apresentado resultados próximos aos reais, os cálculos de L_0 baseados na composição dos resíduos levaram a valores subestimados da produção de metano, requerendo ajustes para adequar os modelos.

Crovador (2014) realizou uma estimativa da produção de biogás no aterro sanitário municipal de Guarapuava/PR, comparando a modelagem a partir de valores padronizados e valores calculados para os parâmetros k e L_0 . Os resultados indicaram que o cálculo dos parâmetros a partir de ensaios laboratoriais de potencial bioquímico de metano (BMP) levaram a uma curva que apresenta rápido esgotamento da capacidade de produção de metano do aterro, apresentando a maior parte da produção em um período inferior a 20 anos de operação, poucos anos após o encerramento das atividades. Enquanto isso, a curva obtida a partir dos valores tabelados alcançou os resultados esperados para a dinâmica comumente encontrada em um aterro. A definição dos valores desses parâmetros a partir de ensaios laboratoriais deve ser bem fundamentada e controlada, o que é dificultado pela heterogeneidade das amostras e falta de padronização nos testes.

Cho, Moon e Kim (2012), ao modelar a produção de biogás no aterro de Sudokwon, na Coreia do Sul, observou a influência de variações na quantidade e composição dos resíduos sobre as estimativas

obtidas para o biogás. Os resultados indicaram que a influência da composição dos resíduos sobre o parâmetro L_0 não alterava significativamente os valores finais, porém os dados relativos à massa de resíduos aterrada possui forte influência no modelo, alterando o valor obtido pela estimativa. Isso reforça a importância de utilizar dados concretos do aterro quando disponíveis, sobretudo em relação à quantidade de resíduos depositada anualmente, uma vez que projeções inadequadas dessa informação podem ocasionar em resultados menos confiáveis.

Pereira e Castilhos (2017) apresentam estimativas da produção de biogás no aterro de Brusque em três cenários com diferentes valores para seus parâmetros, aplicando três modelos de estimativa. Em todos os cenários aplicados, manteve-se a tendência encontrada no presente trabalho, obtendo valores mais elevados para o modelo LandGEM em relação ao modelo Scholl-Canyon. Por meio dos diferentes cenários, os autores reforçam a influência da escolha do parâmetro L_0 sobre os resultados obtidos, recomendando cuidado na escolha do modelo e das informações a serem utilizadas, de acordo com o objetivo para o qual a estimativa está sendo realizada.

Silvestre (2015) também apresenta uma estimativa da quantidade produzida de biogás pelo aterro de Brusque por meio de uma adaptação do modelo Scholl-Canyon. Porém, foi utilizado o teste BMP para obter os parâmetros da equação, levando a um valor aplicado de $L_0 = 20,61 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{ton}$, muito inferior ao recomendado originalmente por ESMAP (2004) para as características da área, de $L_0 = 170 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{ton}$. O autor destaca as dificuldades em utilizar tal ensaio de laboratório para essa finalidade, uma vez que os inóculos obtidos a partir de resíduos são heterogêneos e não possuem padronização, e embora o teste tenha oferecido respostas condizentes com as encontradas na literatura, o teste ainda não possui aceitação suficiente. Como resultado, essa estimativa levou a valores consideravelmente menores aos aqui encontrados, uma vez que o parâmetro L_0 possui grande influência sobre esse modelo, além de haver diferenças quanto à projeção da deposição de resíduos no aterro.

Considerando as discussões propostas por todos esses estudos, em conjunto com os resultados obtidos a partir dos dados de campo e modelos matemáticos de estimativas, optou-se por selecionar a estimativa mais conservadora, obtida a partir do modelo Scholl-Canyon, proposto pelo Banco Mundial em ESMAP (2004). Esse modelo foi proposto num esforço de auxiliar projetos de recuperação de energia a

partir de aterros sanitários na América Latina e no Caribe, portanto mostra-se mais adequado à realidade da área de estudo e ao que o projeto interdisciplinar propõe. Segundo o modelo Scholl-Canyon, seriam emitidos entre 1997 e 2097 aproximadamente 2,5 bilhões de m³ de CH₄ pelo aterro, com um pico de produção de 83.524.480 m³CH₄ no ano de 2031.

Essa estimativa foi utilizada para determinar a quantidade potencial de energia que poderia ser gerada a partir do aproveitamento do biogás em motores de combustão interna. Admitiu-se a recuperação de 75% do biogás produzido, e as eficiências de conversão seriam de 30% no motor de ciclo Otto, e 95% no gerador elétrico acoplado. Considerando-se a concentração média de 57% de CH₄ no biogás, conforme as coletas de dados em campo, o poder calorífico inferior do biogás seria de aproximadamente 18,52 kJ/g, a partir dos dados fornecidos por Paus, Naveau e Nyns (1987) apud Lima (2005). A potência elétrica que poderia ser instalada no aterro foi calculada para cada ano de operação (figura 19), a partir da determinação da vazão em massa do biogás, considerando a temperatura média de 32,42°C, conforme dados de campo, e pressão de 1 atm, obtendo uma densidade média de 1,12 kg/m³ para o biogás.

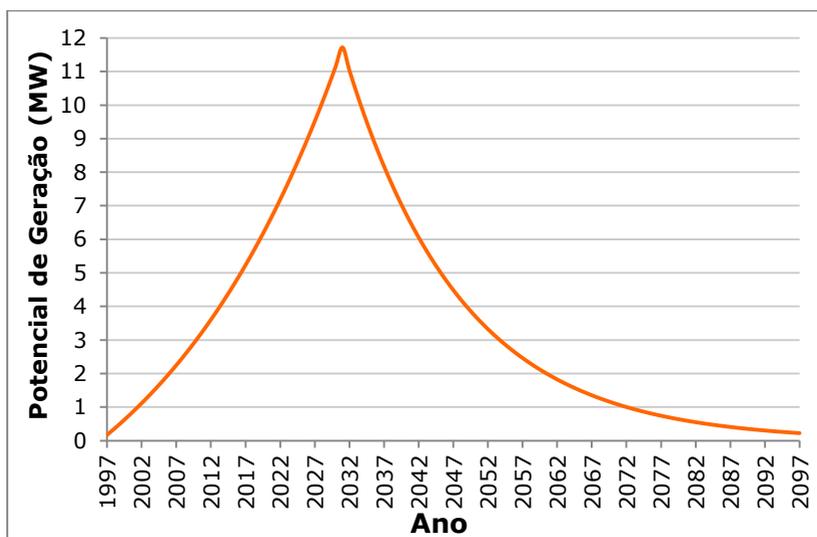


Figura 19. Potencial máximo de geração de energia durante o ciclo de vida do aterro.

Segundo essa projeção, a potência elétrica máxima que poderia ser instalada no aterro seria de 11,7 MW, em seu ano de encerramento. A média de potência elétrica efetiva foi de aproximadamente 3,5 MW, valor que seria passível de recuperação entre os anos de 2012 e 2051. Considerando um consumo médio de 157 kWh/mês por residência (EPE, 2018), a geração máxima de energia a partir do biogás do aterro seria capaz de atender 53.745 residências no ano de 2031. Considerando a potência elétrica média de 3,5 MW, o aterro seria capaz de atender continuamente um total de 16.050 residências no período de 2012 a 2051. Portanto, a geração de energia durante esse período seria suficiente para atender aproximadamente 48% das residências particulares ocupadas no município de Brusque, segundo censo de 2010 (IBGE, 2017).

Além da produção e possível venda de energia elétrica, o aterro seria também passível de recebimento de recursos de MDL, por meio do comércio de créditos de carbono. Considerando o valor mínimo de R\$ 15,00 por crédito, recomendado por Bittencourt (2007), e levando em conta que o CH₄ possui potencial de aquecimento global 28 vezes superior ao CO₂ (IPCC, 2015) e densidade de 0,656 kg/m³, o aterro sanitário seria passível de receber em média 6,9 milhões de reais em créditos de carbono anualmente. Ressalta-se que para recebimento desses recursos, o empreendimento deve estar devidamente cadastrado e reconhecido no sistema de MDL, apresentando controle e monitoramento adequados para captação das emissões de metano no aterro. Além disso, a compra efetiva desses créditos por atividades de outros países está sujeita a flutuações do próprio mercado de créditos de carbono, representando uma limitação do valor efetivo de venda.

Porém, mesmo gerando créditos de carbono, vale ressaltar que o processo de geração de energia a partir do biogás não é isento de impactos ambientais. Mendoza (2014), ao analisar o ciclo de vida da geração de energia em um aterro que recebe resíduos dos municípios de Itajaí/SC e Balneário Camboriú/SC, observou que se trata de um empreendimento energeticamente viável, requerendo um total de 55 kW do sistema para fornecer 736 kWe à rede elétrica, considerando um motogerador com 32% de eficiência global. Porém, a análise dos impactos ambientais associados à atividade mostrou que, na geração de 1 MWh de eletricidade pelo empreendimento, seria necessário emitir 3.287 kg CO₂eq, considerando todo o sistema de produção. As emissões ocorrem durante o transporte dos resíduos e a operação do motogerador, porém a maior contribuição está nas emissões fugitivas de biogás pelas

células do aterro, que representam mais de 60% das emissões de gases de efeito estufa. Isso mostra que sistemas mais eficientes de coleta do biogás seriam capazes de aumentar a geração de energia e minimizar esses impactos ambientais, indicando que ainda há potencial para aprimoramento das técnicas utilizadas em aterros sanitários.

Ainda assim, considerando a composição do biogás amostrado nas coletas de campo e o potencial de produção de metano estimado pelos modelos matemáticos, a geração de energia a partir do aproveitamento do biogás é economicamente viável e ambientalmente vantajosa, quando comparada à queima do biogás nos drenos. Esse aproveitamento pode ser realizado por motores de combustão interna ou outras tecnologias mais eficientes, desde que sejam utilizados processos adequados de purificação e monitoramento da qualidade do gás. Tratando-se de um aterro que atende uma população superior a 200 mil habitantes, sua viabilidade econômica é relevante, seguindo o padrão indicado por Salomon e Lora (2009) e Barros, Tiago Filho e Silva (2014), que apontam que tais aterros representam a segunda maior fonte potencial de energia a partir de biogás no país.

5 CONCLUSÃO

A seguir são apresentadas as principais conclusões obtidas nesse trabalho, a partir das coletas de dados em campo e da aplicação de modelos matemáticos para determinação do potencial de produção de metano e geração de energia no aterro estudado.

- Os dados de composição do biogás obtidos nas coletas de dados em campo indicam que a degradação no dreno analisado encontra-se em fase estável, produzindo biogás de boa qualidade, com aproximadamente 57% de CH_4 e baixas concentrações de O_2 e H_2S .
- A vazão média medida no biogás foi de $12,61 \pm 1,60 \text{ Nm}^3/\text{h}$, sendo consideravelmente inferior à vazão mínima recomendada para o motor de combustão interna a ser instalado no local, de $19 \text{ Nm}^3/\text{h}$ de biogás com 60% de CH_4 . Para operação correta do sistema de geração de energia, indica-se a instalação de um compressor que exerça pressão sobre o sistema de coleta de forma a aumentar a vazão de biogás.
- As coletas de dados indicam que a vazão natural de biogás vem declinando lentamente na saída do dreno estudado, uma vez que se trata de um dreno contendo resíduos de idade mediana. A instalação de uma rede de coleta que abranja mais drenos do aterro seria importante para suprir a demanda de biogás do sistema em longo prazo.
- Após aplicação dos três modelos matemáticos escolhidos, o resultado obtido pela estimativa a partir do modelo do Banco Mundial (Scholl-Canyon) foi determinado como mais adequado para a finalidade do trabalho, embora não haja garantia que seja o modelo mais próximo dos dados reais. Os resultados da aplicação desse modelo foram mais conservadores em relação aos demais modelos utilizados. O valor máximo de biogás produzido, de acordo com esse modelo, seria de $83.524.480 \text{ m}^3\text{CH}_4$, no ano de 2031, quando o aterro seria encerrado. A quantidade total de CH_4 produzida entre 1997 e 2097 seria de $2.527.690.843 \text{ m}^3\text{CH}_4$, com média de $25.026.642 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{ano}$.

- A potência elétrica efetiva que poderia ser instalada no aterro para aproveitamento de todo o biogás disponível foi de em média 3,5 MW, aproximadamente, atingindo seu valor máximo no ano de 2031, com 11,7 MW. A energia gerada nesse aterro por um sistema de 3,5 MW de potência seria capaz de atender continuamente 16.050 residências, entre os anos de 2012 e 2051. De acordo com o último censo, isso representa aproximadamente 48% das residências ocupadas no município de Brusque, onde o aterro se localiza.
- Considerando a possibilidade de venda de créditos de carbono em conjunto com o abatimento de custos e obtenção de lucros por meio da geração de energia elétrica, o aproveitamento em maior escala do biogás produzido no aterro possui bom retorno financeiro e deve ser incentivado.

Por fim, são apresentadas as principais considerações e recomendações para trabalhos futuros, considerando os resultados e desafios aqui encontrados.

- Embora as concentrações de H_2S observadas no local sejam reduzidas, não se descarta a necessidade de instalação e monitoramento de um sistema completo de purificação e desumidificação do biogás, uma vez que não foram analisadas as concentrações de siloxanos, que podem causar danos significativos ao sistema de geração de energia e flutuações na concentração de H_2S podem ainda ser nocivas ao sistema.
- A estimativa da produção de biogás a partir do modelo matemático Scholl-Canyon atingiu resultados satisfatórios para o objetivo desse trabalho, porém a comparação com os demais modelos utilizados obteve variações consideráveis, indicando que os métodos não possuem boa precisão. A literatura indica que modelos mais complexos são capazes de atingir resultados mais adequados, porém a aplicação desses modelos exige conhecimento mais aprofundado das características do resíduo e do aterro, inviabilizando a aplicação nesse estudo, uma vez que tais dados não se encontravam disponíveis.

- A literatura consultada não apresenta um consenso em relação ao modelo mais adequado para a realidade dos aterros brasileiros. Visando estudos posteriores que pretendam obter estimativas com maior nível de precisão e confiabilidade, recomenda-se a modelagem matemática por diferentes modelos complexos, em conjunto com o monitoramento da vazão total de biogás liberada em campo, considerando todos os drenos do aterro e a camada de cobertura superior. Além disso, devem ser utilizados dados concretos da quantidade de resíduos depositada e de outras variáveis que forem consideradas no modelo, uma vez que projeções desses dados podem influenciar os resultados. Durante a aplicação dos modelos, é recomendável comparar parâmetros tabelados e determinados em laboratório, de forma a observar efetivamente qual metodologia é mais adequada para estimar a quantidade de biogás produzida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil: 2014**. São Paulo: ABRELPE, 2015. 120 p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992. 7 p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. 71 p.

AGUILAR-VIRGEN, Quetzalli; TABOADA-GONZÁLEZ, Paul; OJEDA-BENÍTEZ, Sara; CRUZ-SOTELO, Samantha. Power generation with biogas from municipal solid waste: prediction of gas generation with in situ parameters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. n. 30, p. 412-419, 2014.

AMINI, Hamid R.; REINHART, Debra R.; MACKIE, Kevin R. Determination of first-order landfill gas modeling parameters and uncertainties. **Waste Management**. n. 32, p. 305-316, 2012.

AMINI, Hamid R.; REINHART, Debra R.; NISKANEN, Antti. Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. **Waste Management**. n. 33, p. 2720-2728, 2013.

ATSDR – AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. **Landfill Gas Primer**: An Overview for Environmental Health Professionals. Department of Health and Human Services: ATSDR, 2001. 74 p.

BARROS, Regina M.; TIAGO FILHO, Geraldo L.; SILVA, Tiago R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**. n. 65, p. 150-164, 2014.

BITTENCOURT, Rafael T. **Estimativa de geração de biogás no aterro sanitário do CIRSURES com vistas a geração de créditos de carbono.** 2007. 77 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2007.

BRASIL, Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Seção 1, p. 3-7.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil.** Brasília: Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento, 2013. 80 p.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Balço Energético Nacional: ano base 2015.** Brasília: Empresa de Pesquisa Energética, 2016. 294 p.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Viabilidade econômica de projetos de valorização integrada de resíduos sólidos urbanos com produção de biogás.** Brasília: Probiogás, 2017. 124 p.

BRITO FILHO, Luiz F. de. **Estudos de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos.** 2005. 203 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programas de Pós-Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

BRUNETTI, Franco. **Motores de Combustão Interna.** v. 1. 3. ed. São Paulo: Blucher, 2012.

CASTILHOS Jr., Armando B. de.; ZANTA, Viviana M.; LANGE, Lisete C.; GOMES, Luciana P.; PESSIN, Neide. **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte.** 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 288 p.

CHO, Han S.; MOON, Hee S.; KIM, Jae Y. Effect of quantity and composition of waste on the prediction of annual methane potential from landfills. **Bioresource Technology.** n. 109, p. 86-92, 2012.

CLIMATE-DATA. **Climograma, Temperatura e Tabela climática de Brusque/SC**. Climate-Data, 2018. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/location/3411/>> Acesso em: 15 jan. 2018.

CORTÁZAR, Amaya L. G. de; LANTARÓN, Javier H.; FERNÁNDEZ, Oscar M.; MONZÓN, Iñaki T. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part II: Biodegradation). **Waste Management & Research**. n. 20, p. 512-528, 2002.

CORTÁZAR, Amaya L. G. de; MONZÓN, Iñaki T. Application of simulation models to the diagnosis of MSW landfills: an example. **Waste Management**. n. 27, p. 691-703, 2007a.

CORTÁZAR, Amaya L. G. de; MONZÓN, Iñaki T. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. **Environmental Modelling & Software**. n. 22, p. 59-72, 2007b.

CRISTIANO, Djema M. **Remoção de H₂S com óxido de ferro nanoestruturado para fins de purificação de biogás**. 2015. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

CROVADOR, Maria I. C. **Potencial de geração de biogás a partir da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2014. 103 f. Dissertação (Mestrado em Bioenergia) – Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava/PR, 2014.

DWYER. **Series 471 Digital Thermo Anemometer: Specifications - Installation and Operating Instructions**. Michigan: Dwyer Instruments, 2009. Disponível em: <http://www.dwyer-inst.com/PDF_files/471-2_IOM.pdf> Acesso em: 14 jan. 2018.

EL-FADEL, Mutasem; FINDIKAKIS, Angelos N.; LECKIE, James O. Environmental impacts of solid waste landfilling. **Journal of Environmental Management**. n. 50, p. 1-25, 1997.

ELK, Ana G. H. P. van. **Redução de emissões na disposição final**. Rio de Janeiro: IBAM, 2007. 40 p.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Background information document for updating AP42 section 2.4 for estimating emissions from municipal solid waste landfills**. EPA, 2008. 249 p.

EPE – EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Resenha Mensal do Mercado de Energia Elétrica**. n. 124. Rio de Janeiro: EPE, 2018. Disponível em: <http://epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-153/topico-351/Resenha%20Mensal%20-%20Janeiro%202018_vf.pdf>. Acesso em: 5 fev. 2018.

ESMAP – ENERGY SECTOR MANAGEMENT ASSISTANCE PROGRAMME. **Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean**. The World Bank: ESMAP, 2004. 236 p.

GEOTECH. **Landtec GEM™ 5000 Portable Gas Analyzer**. Denver, Colorado: Geotech Environmental Equipment, 2014. Disponível em: <http://www.geotechenv.com/pdf/air_quality/landtec_gem_5000.pdf> Acesso em: 10 jan. 2018.

GOLLAPALLI, Muralidhar; KOTA, Sri H. Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. **Environmental Pollution**. n. 234, p. 174-180, 2018.

HEYWOOD, John B. **Internal Combustion Engine Fundamentals**. Columbus: McGraw-Hill, 1988.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades**. IBGE, 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>> Acesso em: 14 jan. 2018.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook**. v. 2. IPCC, 1996.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014: Synthesis report**. Genebra, Suíça: IPCC, 2015. 151 p.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos**: Relatório de pesquisa. Brasília: IPEA, 2012. 77 p.

KARANJEKAR, Richa V.; BHATT, Arpita; ALTOUQUI, Said; JANGIKHATOONABAD, Neda; DURAI, Vennila; SATTLER, Melanie L.; HOSSAIN, M. D. S.; CHEN, Victoria. Estimating methane emissions from landfills based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: the CLEEN model. **Waste Management**. n. 46, p. 389-398, 2015.

KUMAR, Sunil; GAIKWAD, S. A.; SHEKDAR, A. V.; KSHIRSAGAR, P. S.; SINGH, R. N. Estimation method for national methane emission from solid waste landfills. **Atmospheric Environment**. n. 38, p. 3481-3487, 2004.

LANGE, Liséte C. et al. Processos construtivos de aterros sanitários: ênfase no estudo de camadas de cobertura como mecanismo de controle de geração de lixiviados. In: CASTILHOS Jr., Armando B. de. (Org.). **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água**: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 4.

LAZARO, Lira L. B.; GREMAUD, Amaury P. Contribuição para o desenvolvimento sustentável dos projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo na América Latina. **Organizações & Sociedade**. v. 24, n. 80, p. 53-72, jan.-mar. 2017.

LIMA, Felipe P. **Energia no tratamento de esgoto**: Análise tecnológica e institucional para conservação de energia e uso do biogás. 2005. 139 f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

MAJDINASAB, Alireza; ZHANG, Zhenying; YUAN, Qiuyan. Modelling of landfill gas generation: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. n. 16, p. 361-380, 2017.

MENDES, Luiz G. G.; SOBRINHO, Pedro M. Métodos de estimativa de geração de biogás em aterro sanitário. **Revista Ciências Exatas**. Taubaté, v. 11, n. 2, p. 71-76, 2005.

MENDOZA, Diego A. G. **Análise exergética e ambiental da produção e uso de biogás para geração distribuída**. 2014. 69 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

MONTGOMERY, Douglas C.; RUNGER, George C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 3. ed. John Wiley & Sons, 2002.

MOR, Suman; RAVINDRA, Khaiwal, VISSCHER, Alex de; DAHIYA, R. P.; CHANDRA, A. Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: a case study. **Science of the Total Environment**. n. 371, p. 1-10, 2006.

NEVES, Leonardo V. **Análise do potencial energético do biogás de aterro sanitário para geração de energia elétrica**. 2015. 84 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

PAUSS, Andre; NAVEAU, Henry; NYNS, Edmond-Jacques. Biogas production. In: HALL, D. O., OVEREND, R. P. **Biomass**. Brisbane: Wiley-Interscience, 1987.

PEDOTT, Juliana G. J.; AGUIAR, Alexandre de O. Biogás em aterros sanitários: Comparando a geração estimada com a quantidade verificada em projetos de mecanismo de desenvolvimento limpo. **Holos**. n. 30, v. 4, p. 195-211, 2014.

PEREIRA, Mariane W.; CASTILHOS Jr., Armando B. de. Simulação da Geração de Biogás: Estudo de Caso Aterro de Brusque, SC. In: ENCONTRO DA REDE DE ESTUDOS AMBIENTAIS DE PAÍSES

DE LÍNGUA PORTUGUESA, 19., 2017, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: Editora da REALP, 2017.

RASI, Saija. **Biogas composition and upgrading to biomethane.** Jyväskylä, Finlândia: University of Jyväskylä, 2009. 76 p.

RODRÍGUEZ, Carlos R. C. **Mecanismos regulatórios, tarifários e econômicos na geração distribuída: o caso dos sistemas fotovoltaicos conectados à rede.** 2002. 118 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento de Sistemas Energéticos) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2002.

RYCKEBOSCH, Eline; DROUILLON, Margriet; VERVAEREN, Han. Techniques for transformation of biogas to biomethane. **Biomass and Bioenergy.** n. 35, p. 1633-1645, 2011.

SALOMON, Karina R.; LORA, Electo E. S. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy.** n. 33, p. 1101-1107, 2009.

SANTOS, Mauro M. de O. **Geração de biogás em aterros sanitários: uma análise sobre os modelos de previsão aplicados a projetos do mecanismo de desenvolvimento limpo.** 2014. 115 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, 2014.

SILVESTRE, Victor V. **Levantamento do potencial de geração de biogás de aterro sanitário para aproveitamento sob a forma de energia elétrica.** 2015. 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SILVESTRE, Victor V.; CAPANEMA, Marlon A.; NEVES, Leonardo V.; BELLI FILHO, Paulo; CASTILHOS Jr., Armando B. de. Avaliação do potencial de geração de biogás de um aterro sanitário com vistas à produção de energia elétrica. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE LA ASOCIACIÓN DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 6., 2015, San Salvador. **Anais...** San Salvador: AIDIS, 2015.

STAFFORD, David A.; HAWKES, Dennis L.; HORTON, Rex. **Methane production from waste organic matter**. 2. ed. Estados Unidos: CRC Press, 1980. 285 p.

TARAZONA, Carolina F. **Estimativa de produção de gás em aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2010. 189 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

TCHOBANOGLOUS, George; KREITH, Frank. **Handbook of solid waste management**. 2. ed. Estados Unidos: McGraw-Hill, 2002. 834 p.

THEMELIS, Nickolas J.; ULLOA, Priscilla A. Methane generation in landfills. **Renewable energy**. n. 32, p. 1243-1257, 2007.

TURCO, Maria; AUSIELLO, Angelo; MICOLI, Luca. **Treatment of biogás for feeding high temperatura fuel cells: removal of harmful compounds by adsorption processes**. Suíça: Springer, 2016. 166 p.

WELLINGER, Arthur; LINDBERG, Anna. **Biogas upgrading and utilization: Task 24 – Energy from biological conversion of organic waste**. IEA Bioenergy, 2006. 20 p.

ZICARI, Steven McKinsey. **Removal of hydrogen sulfide from biogas using cow-manure compost**. 2003. 120 f. Tese (Mestrado) – Faculty of the Graduate School, Cornell University, New York, 2003.